Universidad Nacional de General Sarmiento

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU). *Resolución N° 1178/11. Calificación "B".*

VALORIZACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS EN EL SISTEMA ENERGÉTICO DE ARGENTINA: IMPACTOS AMBIENTALES Y EN LA ESTRUCTURA DE GENERACIÓN ELÉCTRICA.

Trabajo de tesis para optar por el título de Doctor en Ciencia y Tecnología de la Universidad Nacional de General Sarmiento

Autora: **Silvia Luciana Galván**

Director: Dra. Raquel Bielsa
Co-Director (Beca CONICET): Raúl Landaveri

Fecha: octubre de 2022

Universidad Nacional de General Sarmiento

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU). *Resolución N° 1178/11. Calificación "B".*

FORMULARIO "E"
TESIS DE POSGRADO

Niveles de acceso al documento autorizados por el autor

El autor de la tesis puede elegir entre las siguientes posibilidades para autorizar a la UNGS a difundir el contenido de la tesis: _c___

a) *Liberar el contenido de la tesis para acceso público.*
b) *Liberar el contenido de la tesis solamente a la comunidad universitaria de la UNGS:*
c) *Retener el contenido de la tesis por motivos de patentes, publicación y/o derechos de autor por un lapso de cinco años.*

a. Título completo del trabajo de Tesis: *Valorización de residuos sólidos en el sistema energético de argentina: Impactos ambientales y en la estructura de generación eléctrica.*

b. Presentado por (Apellido/s y Nombres completos del autor): Silvia Luciana Galván

c. E-mail del autor: lgalvan@campus.ungs.edu.ar

d. Estudiante del Posgrado (consignar el nombre completo del Posgrado): Doctorado en Ciencia y Tecnología

e. Institución o Instituciones que dictaron el Posgrado (consignar los nombres desarrollados y completos): Universidad Nacional de General Sarmiento

f. Para recibir el título de (consignar completo): Doctora en Ciencia y Tecnología
   a) Grado académico que se obtiene: Doctor

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU). *Resolución N° 1178/11. Calificación "B".*

b) Nombre del grado académico: Doctor en Ciencia y Tecnología

g. Fecha de la defensa: 18/ 10 /2022
día mes año

h. Director de la Tesis (Apellidos y Nombres): Raquel Ofelia Bielsa
Co-director (de beca): Raúl Landaveri

i. Tutor de la Tesis (Apellidos y Nombres): Gabriel Zunino

j. Colaboradores con el trabajo de Tesis: Susana Lusich, Laura Valeria Sosa, Emmanuel Maldonado y Guillermo Alejandro Ontiveros

k. Descripción física del trabajo de Tesis (cantidad total de páginas, imágenes, planos, videos, archivos digitales, etc.): La tesis consta de 293 páginas, 51 figuras, 76 tablas

l. Alcance geográfico y/o temporal de la Tesis: la tesis toma como caso de estudio a la Región Metropolitana de Buenos Aires, se toma como año base para el análisis el 2018 y se realizaron proyecciones al año 2040

m. Temas tratados en la Tesis (palabras claves): Residuos Sólidos Urbanos, Residuos industriales no especiales, Gestión integral, Tecnologías de valorización energética, Energías renovables, Región Metropolitana de Buenos Aires

n. Resumen en español (hasta 1000 caracteres):

Este trabajo evalúa los impactos ambientales y los posibles cambios en la estructura de generación eléctrica por la incorporación de tecnologías de valorización energética de residuos (WtE) en la gestión de los residuos sólidos urbanos (RSU) de la Región

Metropolitana de Buenos Aires. Se aplicó un Análisis de ciclo de vida y un conjunto de indicadores energéticos a diferentes alternativas de gestión, incluyendo incineración de RSU mezclados y producción de combustible derivado de residuos (CDR). Se partió de datos determinados en un estudio de caracterización de RSU (domiciliarios e industriales no especiales) y datos bibliográficos. Se analizó cómo un incremento en el reciclaje impactaría en cada alternativa. Se encontró que la alternativa con producción de CDR alcanza los mayores rendimientos energéticos, es la que ocasiona menores impactos ambientales en relación al sistema actual y es la menos afectada por el cumplimiento de las metas de disminución de disposición final de RSU.

o. Resumen en portugués (hasta 1000 caracteres):

Este trabalho avalia o desempenho ambiental e as possíveis mudanças na estrutura de geração de eletricidade pela inclusão de as tecnologias de recuperação energética do lixo (WtE) no sistema de gestão de lixo da Região Metropolitana de Buenos Aires. Uma Análise de Ciclo de Vida e um conjunto de indicadores de energia foram aplicados a diferentes alternativas de gestão, incluindo incineração do lixo mistos e produção de combustível derivado do lixo (CDL). Este estudo baseou-se em dados coletados num estudo de caracterização do lixo (domésticos e industriais não perigosos) e dados bibliográficos. Também foi analisado como o aumento nas taxas de reciclagem poderia impactar cada opção. Verificou-se que a alternativa com produção de CDL atingiu os maiores rendimentos energéticos. Essa alternativa também causa menores impactos ambientais em relação ao sistema atual e será a menos afetada pelo cumprimento das metas de redução para a disposição final de RSU.

p. Resumen en inglés (hasta 1000 caracteres):

This work assess the environmental impacts and possible changes in the electricity generation mix due to the incorporation of waste to energy technologies (WtE) in the Municipal Solid Waste (MSW) management system of Buenos Aires Metropolitan Region. A Life Cycle Assessment and a set of energy indicators were applied on different

waste management options. These options include mixed waste incineration and refuse derived fuel (RDF) production. This work was based on data determined through a waste audit, including MSW and commercial and industrial solid waste, and bibliographic data. It was also analyzed how the increase in the recycling rates could impact on each alternative. It was found that the alternative with RDF production achieves the highest energy yields and it is the one that causes the lowest environmental impacts regarding the current system. In addition, it is the option least affected by the fulfillment of the waste reduction target.

q. Aprobado por (Apellidos y Nombres del Jurado):
Luz Allende, David Gabriel Allende,
Irma teresa Mercante

Firma y aclaración de la firma del Presidente del Jurado: Luz Allende

Firma del autor de la tesis:
Luciana Galvan

Universidad Nacional de General Sarmiento

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU). *Resolución Nº 1178/11. Calificación "B".*

VALORIZACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS EN EL SISTEMA ENERGÉTICO DE ARGENTINA: IMPACTOS AMBIENTALES Y EN LA ESTRUCTURA DE GENERACIÓN ELÉCTRICA.

Publicaciones:

L.V. Sosa, **L. Galván**, S. Lusich y R.O. Bielsa. Potencial de valorización energética de residuales de una planta de tratamiento mecánico biológico en la Región Metropolitana de Buenos Aires, Argentina. Actas del IX Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos REDISA, Panamá, Septiembre 2021.

Sosa, L. V., **Galván, S. L.**, Lusich, S. M., & Bielsa, R. O. (2021). Use of Residual Derived Fuel to adress environmental and energy issues in Argentina. En M. Asif, *Energy and Environmental Security in Developing Countries* (págs. 331-351). Springer.

Galván, S. L., Lusich, S. M., & Bielsa, R. O. (2019). Valorización energética de residuos sólidos industriales no especiales: un paso hacia la Economía circular en la Región Metropolitana de Buenos Aires, Argentina. *4to Congreso Latinoamericano de Estudios Urbanos Transformaciones metropolitanas en América Latina. La investigación frente a nuevos escenarios* (págs. 179-196). Los Polvorines: Universidad Nacional de Gral. Sarmiento.

Sosa, L. V., **Galván, S. L.**, Lusich, S. M., &Bielsa, R. (2019). Commercial and industrial solid waste flow and their potential for a Circular Economy model in Buenos Aires Metropolitan Region. *Iswa 2019 World Congress.* Bilbao: ISWA.

Aportes Originales:

El trabajo realiza un análisis de ciclo de vida (ACV) para evaluar diferentes alternativas de gestión de RSU que incluyen tecnologías de valorización energética (WtE) para producción de electricidad en la Región Metropolitana de Buenos Aires (RMBA). En el relevamiento bibliográfico se evidencia la falta de estudios de este tipo en el contexto local (Capítulo 2: *ESTADO DEL ARTE*).

En el relevamiento de antecedentes realizado se han encontrado numerosos análisis del potencial energético, tanto de residuos domésticos como de residuos comerciales industriales no especiales (RINE) en ciudades europeas. En general, estos estudios evalúan las características físicas y químicas de los residuos que ingresan a plantas de tratamiento mecánico o mecánico-biológico, así como del rechazo resultante, es decir, lo que finalmente se dispone en rellenos sanitarios para evaluar su potencial para producir combustible derivado de residuos (CDR). Sin embargo, se han encontrado pocos estudios que analicen el potencial de valorización energética de los residuos generados en la RMBA o en otras ciudades de Argentina (Themelis et al., 2016; CIECTIa, 2015). Éstos se basan en datos teóricos, tales como factores de generación eléctrica, factores de emisión de metano y valores típicos de las propiedades físicas y químicas. En este trabajo se realiza una caracterización energética de los RSU que se procesan en un centro de tratamiento de RINE y en una planta de tratamiento mecánico-biológico de la RMBA, aportando resultados experimentales sobre características físicas y químicas de los residuos de la región que no se han encontrado publicados (apartado *4.2 Caracterización de residuos: domiciliarios y RINE*).

En base a esos resultados, datos bibliográficos y el estudio detallado de la gestión de RSU en las distintas jurisdicciones que conforman a la RMBA (apartado *4.1. La gestión de RSU en la RMBA: evolución y tendencias*), se realiza un estudio energético que incluye: generación de electricidad y rendimientos energéticos de las plantas de valorización energética propuestas, así como el aporte de los RSU como fuentes renovables de energía (apartado 4.4 *Impactos de las alternativas de gestión de los RSU en la generación eléctrico*). Asimismo, se evalúan los impactos ambientales de la

incorporación de tecnologías WtE como parte de la gestión de RSU en la RMBA. También se estudian los impactos de los cambios de la composición de los residuos en los sistemas de gestión, por el cumplimiento de metas normativas de reciclaje y reducción de envíos a disposición final, tanto en la CABA como en los partidos de la Provincia de Buenos Aires que integran la RMBA.

AGRADECIMIENTOS

A mi directora Raquel Bielsa por su confianza, por preocuparse y ocuparse para que desarrollemos nuestro trabajo en las mejores condiciones posibles y por la paciencia ante cada consulta, cada corrección y su guía en este trabajo.

A mi codirector de beca Raúl Landaveri por su interés en mi propuesta, por sus correcciones y sugerencias y por haber sido un gran docente.

A mis compañeras y compañeros del equipo de investigación, sin su participación esta tesis no hubiese sido posible: Susana Lusich, Valeria Sosa, Emmanuel Maldonado, Norma Faitani y Alejando Ontiveros. A Daniela López de Munain por su colaboración en la búsqueda de información. Gracias por cada minuto de trabajo tomando muestras y analizarlas en el laboratorio, por la escucha y los consejos.

Un especial agradecimiento a la empresa ARX Arcillex S.A. que nos abrió la puerta de sus instalaciones para realizar el trabajo de campo.

Finalmente, quisiera agradecer el apoyo financiero brindado por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT), a través de los proyectos FITR 2013-0021 y DTEC 017/2013, y el brindado por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) a través de la Beca Interna Doctoral, en marco de la cual realicé esta investigación.

Índice general

Índice de figuras v

Índice de tablas vii

Siglas y abreviaturas x

Resumen 1

Resumo 2

Abstract 3

Capítulo 1 INTRODUCCIÓN 5

1.1 Los residuos como recursos energéticos 5
1.1.1 Hipótesis 7
1.1.2 Objetivos 8

1.2 El sector eléctrico argentino 8
1.2.1 Oferta de energía eléctrica 10
1.2.2 Participación de las energías renovables en la matriz eléctrica 11
1.2.3 Emisiones de gases de efecto invernadero por unidad de electricidad generada 13
1.2.4 Demanda de electricidad 14
1.2.5 Síntesis de la situación del sector eléctrico argentino 15

1.3 El sector residuos en Argentina 16
1.3.1 Generación de residuos 18
1.3.2 Recolección 20
1.3.3 Tratamiento y disposición 21
1.3.4 Síntesis de la situación del sector residuos en Argentina 25

1.4 Referencia 26

Capítulo 2: ESTADO DEL ARTE 31

2.1 Tecnologías de valorización energética de residuos sólidos: aspectos generales 31

2.2 Tecnologías de valorización térmica y termoquímica 32
2.2.1 Combustión directa o Incineración 32
2.2.2 Producción de combustible derivado de residuos y combustión 36
2.2.3 Gasificación 38
2.2.4 Pirólisis 39

2.3 Tecnologías de valorización bioquímicas 40
2.3.1 Digestión anaeróbica: en digestor 40
2.3.2 Aprovechamiento de gas de relleno sanitario 41

2.4. Costos de las tecnologías WtE 43

2.5 Evaluación de alternativas de gestión de RSU 45

2.6 Síntesis del estado del arte 51

2.6 Referencias 54

Capítulo 3: METODOLOGÍA 60

3.1 Análisis de gestión y generación de RSU, evolución y tendencia 60
3.1.1 Proyección de generación de RSU 63
3.1.2 Definición de las hipótesis de cumplimiento de las metas de disminución de RSU 64

3.2 Metodologías de muestreo y caracterización de los residuos 66

3.2.1 Métodos de muestreo 67
3.2.2 Determinación de la composición física 81
3.2.3 Preparación de muestras y determinación de propiedades físicas y químicas 83

3.3 Evaluación de alternativas de gestión de RSU con valorización energética y sus impactos ambientales 87
3.3.1 Definición del objeto y alcance del estudio 88
3.3.2 Análisis de inventario 96
3.3.3 Evaluación de impacto 116
3.3.4 Interpretación de los resultados 118
3.3.3 Impacto de las metas de disminución 123

3.4 Análisis de los impactos de las alternativas de gestión de los RSU en la generación eléctrica 123
3.4.1 Cálculo de indicadores de cambios en la estructura de generación 124
3.4.2 Análisis de sensibilidad 125
3.4.3 Impacto de las metas de disminución 125

3.5 Referencias 125

Capítulo 4: RESULTADOS Y DISCUSIÓN 131

4.1. La gestión de RSU en la RMBA: evolución y tendencias 131
4.1.1 Estructura del sistema de gestión de RSU 131
4.1.2 Evolución de la disposición final 133
4.1.3 Proyecciones de generación de RSU 142
4.1.4 Síntesis de resultados del análisis de la gestión de RSU en la RMBA 144

4.2 Caracterización de residuos: domiciliarios y RINE 145
4.2.1 Caracterización de residuos domiciliarios de la Planta TMB 145
4.2.2 Caracterización de residuos del Centro de tratamiento de RINE 155
4.2.3 Síntesis de resultados de la caracterización de residuos 159

4.3. Evaluación de alternativas de gestión de RSU con valorización energética y sus impactos ambientales 161
4.3.1 Flujos de masa del sistema actual y de las alternativas propuestas 161
4.3.2 Impactos ambientales de las alternativas de gestión propuestas 169
4.3.3 Análisis de sensibilidad 174
4.3.4 Impacto de las metas de disminución 178
4.3.5 Síntesis de resultados de la evaluación de alternativas de gestión de RSU con valorización energética y sus impactos ambientales 181

4.4 Impactos de las alternativas de gestión de los RSU en la generación eléctrica 182
4.4.1 Energía recuperada en el sistema actual y en las alternativas propuestas 182
4.4.2 Análisis de sensibilidad 186
4.4.3 Impacto de las metas de disminución en la generación y rendimiento de las plantas WtE 188
4.4.4 Síntesis de resultados de la evaluación de los cambios en la estructura de generación eléctrica 192

4.5 Síntesis de la evaluación de las alternativas de gestión propuestas 194

4.5 Referencias 195

Capítulo 5: CONCLUSIONES 200

***Comentarios finales* 203**

ANEXO 1 205

A.1. Cálculos para el Inventario del Ciclo de Vida 205
A.1.1 Demanda de materiales 205
A.1.2 Demanda de insumos 209

A.1.3 Flujos de materiales resultantes de los procesos ____ 210
A.1.3 Emisiones ____ 219
A.1.4 Tablas de factores ____ 229

A.2. Referencias ____ 268

ANEXO 2 ____ 269

A.2 Variaciones de la GPC y disposición final en relleno sanitario según municipios ____ 269
A.2.1 Complejo ambiental Norte III ____ 269
A.2.2 Complejo ambiental Ensenada ____ 273
A.2.3 Complejo ambiental González Catán ____ 274

A.2 Referencias ____ 275

Índice de figuras

Figura 1-1: Síntesis de la estructura del sistema eléctrico argentino. _____ 9
*Figura 1-2: Evolución de la capacidad eléctrica total y por energético.*_____ 10
*Figura 1-3: Evolución de la generación eléctrica y la participación de las diferentes fuentes.*_____ 11
Figura 1-4: Estructura de generación eléctrica a partir de fuentes renovables. _____ 13
Figura 1-5: Evolución de la demanda eléctrica y participación de la Región (período 2007-2018). _____ 15
Figura 1-6: GPC por jurisdicción, años 2005 y 2010. _____ 19
Figura 1-7: Composición física promedio de RSU a nivel país (a) y de ciudades de Argentina (b). _____ 20
*Figura 1-8: Escala jerárquica para la gestión integral de residuos.*_____ 22
*Figura 2-1: Tecnologías de valorización energética de residuos.*_____ 32
Figura 3-1: Modelos de gestión de residuos con recolección general y sin pasaje por estación de transferencia. _____ 61
Figura 3-2: Modelos de gestión de residuos con recolección general y pasaje por estación de transferencia. _____ 61
Figura 3-3: Modelos de gestión de residuos con recolección diferenciada y sin pasaje por estación de transferencia. _____ 62
Figura 3-4: Modelos de gestión de residuos con recolección diferenciada y pasaje por estación de transferencia. _____ 62
*Figura 3-5: Síntesis de la metodología para la toma de muestra de RSU.*_____ 70
*Figura 3-6: RINE seleccionado para toma de muestras.*_____ 74
Figura 3-7: Procesos realizados en la planta TMB. _____ 76
*Figura 3-8: Diagrama de flujo de la planta TMB y puntos de muestreo.*_____ 77
Figura 3-9: Puntos de muestreo de RSU domiciliarios en la planta TMB. _____ 78
Figura 3-10: Material empleado para la producción de CDR. _____ 79
Figura 3-11: Diagrama de flujo del centro de tratamiento de RINE, planta de producción de CDR y puntos de muestreo. _____ 80
Figura 3-12: Etapas del tratamiento de RINE y producción de CDR. _____ 81
Figura 3-13: Fases del ACV. _____ 87
Figura 3-14: Límites del sistema- sistema actual BAU. _____ 92
*Figura 3-15: Límites del sistema-Alternativa IP.*_____ 93
Figura 3-16: Límites del sistema-Alternativa TMB-CDR. _____ 94
Figura 3-17: Límites del sistema-Sub-alternativa TMB-CDR-RINE. _____ 95
*Figura 3-18: Diagrama de flujo de planta MRF.*_____ 106
*Figura 3-19: Diagrama de flujo de planta TMB.*_____ 107
Figura 3-20: Diagrama de flujo de planta de incineración en parrilla. _____ 110
Figura 3-21: Diagrama de flujo de planta de incineración en parrilla. _____ 112
Figura 4-1: Instalaciones de gestión de residuos de la RMBA y partidos incluidos en el área de estudio, según el destino de disposición final de sus RSU. _____ 133
Figura 4-2: Evolución de disposición de RSU en la CEAMSE según los municipios de origen. Serie histórica 1999-2018. _____ 135
*Figura 4-3: Flujo de materiales en la CABA.*_____ 137
Figura 4-4: Evolución de la disposición de RSU en la CEAMSE proveniente de la CABA (a) y de su generación per cápita (b). _____ 140

Figura 4-5: Proyección de generación de RSU en millones de toneladas para la CABA y los municipios que conforman a la RMBA. _____ *143*
Figura 4-6: Composición física de los RSU muestreados antes (a) y después (b) del tratamiento mecánico (muestras M1 y M2, respectivamente). _____ *146*
Figura 4-7: Comparativa de la composición elemental (%) y poder calorífico medido en laboratorio y estimado por ec. (6) de las muestras M1 a M4 y MH. _____ *148*
Figura 4-8: Comparativa de la composición elemental (% en peso) y poder calorífico medido en laboratorio y estimado por ec. (6) de las muestras de componentes individuales de RSU. _____ *152*
Figura 4-9: Comparativa composición elemental y contenido energético de las corrientes residuales de RINE. _____ *156*
Figura 4-10: Flujo de masa del sistema actual (sistema BAU) en la RMBA elaborado a partir de información relevada para año 2018 y parámetros operativos del programa WRATE. _____ *165*
Figura 4-11: Flujo de masa de alternativa IP (con incineración en bruto) en la RMBA elaborado a partir de información relevada para año 2018 y parámetros operativos del programa WRATE. _____ *166*
Figura 4-12: Flujo de masa de la alternativa TMB-CDR (nuevas plantas de TMB y producción de CDR) en la RMBA, elaborado a partir de información relevada para año 2018 y parámetros operativos del programa WRATE. _____ *167*
Figura 4-13: Flujo de masa de la sub-alternativa TMB-CDR-RINE (aprovechamiento de CDR producido a partir de RINE) en la RMBA, elaborado a partir de información relevada para año 2018 y parámetros operativos del programa WRATE. _____ *168*
Figura 4-14: Resultados sobre las categorías de impacto según sistema de gestión. *169*
Figura 4-15: Energía total recuperada en cada alternativa de gestión. _____ *183*
Figura 4-16: Emisiones de CO_2e evitadas en plantas térmicas convencionales por la generación a partir de fuentes renovables en las plantas WtE propuestas. _____ *186*
Figura A-1: Evolución de la disposición final (a) y de la generación per cápita (b) de municipios que aportan entre el 5% y 6% al Complejo Ambiental Norte III. _____ *270*
Figura A-2: Evolución de la disposición final (a) y de la generación per cápita (b) de municipios que aportan entre el 3% y 4% al Complejo Ambiental Norte III. _____ *271*
Figura A-3: Evolución de la disposición final (a) y de la generación per cápita (b) de municipios que aportan 2% o menos al Complejo Ambiental Norte III. _____ *272*
Figura A-4: Evolución de la disposición final (a) y de la generación per cápita (b) de municipios que envían sus residuos al Complejo Ambiental Ensenada. _____ *274*
Figura A-5: Evolución de la disposición final entre los años 1999 y 2018 (a) y de la generación per cápita (b) entre 2011 y 2018 de La Matanza que envía sus residuos al Complejo Ambiental González Catán. _____ *275*

Índice de tablas

Tabla 1-1: Evolución de las emisiones de CO_2e y del factor de emisión del sector eléctrico argentino. 14
Tabla 1-2: Estaciones de Transferencia existentes en la Argentina, año 2015, por jurisdicción. 21
Tabla 1-3: Cobertura del servicio de disposición final en relleno sanitario, por provincia y por aglomerado. 24
Tabla 2-1: Características de los sistemas de incineración. 33
Tabla 2-2: Datos operativos de plantas WtE en Europa. 36
Tabla 2-3: Costos de inversión de diferentes tecnologías WtE según nivel de ingreso de la población. 44
Tabla 2-4: Síntesis estudios de caso sobre tecnologías de tratamiento de residuos. 47
Tabla 2-5: Síntesis de datos operativos de tecnologías WtE analizadas. 53
Tabla 3-1: Porcentajes hipotéticos de disminución de residuos. 66
Tabla 3-2: Componentes de los RSU según Norma IRAM 29523. 69
Tabla 3-3: Comparación entre el procedimiento de las Normas ASTM 5231-92 e IRAM 29523 y el llevado a cabo en el trabajo de campo. 71
Tabla 3-4: Categorías de componentes utilizadas en la caracterización de RSU y FIRSU. 82
Tabla 3-5: Codificación de muestras de laboratorio. 84
Tabla 3-6: Composición física de la muestra hipotética MH. 86
Tabla 3-7: Composición de RSU domiciliarios considerada para el ACV. 97
Tabla 3-8: Composición de RINE considerada para el ACV. 98
Tabla 3-9: Parámetros operativos de la disposición inicial de RSU. 99
Tabla 3-10: Parámetros operativos de la recolección de RSU. 100
Tabla 3-11: Parámetros operativos del transporte de materiales desde los centros verdes hacia los diferentes destinos. 101
Tabla 3-12: Parámetros operativos del transporte intermodal. 102
Tabla 3-13: Tipo y cantidad de instalaciones de tratamientos y disposición de RSU consideradas. 104
Tabla 3-14: Capacidad anual de los rellenos sanitarios considerados en el ACV. 113
Tabla 3-15: Agrupamiento de gases trazas generados en relleno sanitario. 114
Tabla 3-16: Categorías de impacto, método de evaluación CML2001. 117
Tabla 3-17: Matriz eléctrica, análisis de sensibilidad. 120
Tabla 3-18: Composición de los RSU, empleada en el análisis de sensibilidad. 121
Tabla 4-1: Municipios agrupados por modelos de gestión identificados. 139
Tabla 4-2: Síntesis de las variaciones anuales acumuladas de la disposición de residuos y de la generación per cápita de cada jurisdicción. 141
Tabla 4-3: Porcentajes hipotéticos de disminución y disposición final de RSU. 144
Tabla 4-4: Datos de composición física de la corriente FIRSU en relación a referencias bibliográficas. 147
Tabla 4-5: Propiedades físicas de la FIRSU como corrientes residuales del tratamiento TMB de otros autores. 149
Tabla 4-6: Propiedades físicas y químicas determinadas en las muestras M1, M2, M3 y M4 de la planta de TMB y las estimadas para MH. 150

Tabla 4-7: Resultados experimentales de propiedades físicas y químicas determinadas sobre las corrientes individuales de RSU. _____ *153*
Tabla 4-8: Potencial de producción de CDR a partir de FIRSU y sus características. _ *155*
*Tabla 4-9: Criterio de clasificación para el combustible sólido recuperado, según ISO 21640.*_____ *155*
Tabla 4-10: Resultados experimentales de propiedades físicas y químicas determinadas sobre las corrientes individuales de RINE. _____ *157*
*Tabla 4-11: Valores límites para metales en combustible sólido recuperado.*_____ *158*
Tabla 4-12: Corrientes de RINE definidas como potenciales para producción de CDR y su aporte al contenido energético total del CDRp. _____ *159*
Tabla 4-13: Distribución de los RSU en la etapa de recolección, según tipo y destino. *163*
*Tabla 4-14: Síntesis del destino de materiales según alternativas de gestión.*_____ *164*
*Tabla 4-15: Variaciones en la magnitud de los indicadores de impacto, según las alternativas propuestas respecto del sistema BAU.*_____ *170*
Tabla 4-16: Aporte porcentual de las etapas (o los procesos) de gestión al valor del indicador de categorías de impacto. _____ *173*
Tabla 4-17: Sensibilidad de los indicadores de impacto respecto de la matriz eléctrica. _____ *175*
Tabla 4-18: Sensibilidad de la magnitud de los indicadores de impacto respecto del sistema BAU, bajo diferentes matrices eléctricas. _____ *176*
*Tabla 4-19: Sensibilidad de los indicadores de impacto respecto de la composición de los RSU.*_____ *178*
*Tabla 4-20: Ingreso de material a la planta de incineración en parrilla del Complejo Ambiental Ensenada, según las hipótesis de cumplimiento de las metas normativas de disminución de residuos en la RMBA.*_____ *179*
*Tabla 4-21: Ingreso de material a las plantas de incineración en lecho fluidizado, según las hipótesis de cumplimiento de las metas normativas de disminución de residuos en la RMBA.*_____ *180*
*Tabla 4-22: Generación y rendimiento energético de plantas WtE, según alternativas propuestas.*_____ *185*
Tabla 4-23: Sensibilidad de los parámetros operativos, generación y rendimiento de las plantas WtE. _____ *187*
Tabla 4-24: Generación de energía en plantas de incineración en parrilla, según las hipótesis de cumplimiento de las metas normativas de disminución de la generación de residuos en la RMBA. _____ *189*
Tabla 4-25: Rendimiento de las plantas WtE, según las hipótesis de cumplimiento de las metas normativas de disminución de la generación de residuos en la RMBA. _____ *190*
*Tabla 4-26: Síntesis de los resultados energéticos alcanzados por las plantas WtE propuestas.*_____ *193*
Tabla 4-27: Síntesis de la evaluación ambiental y energética del sistema actual y de las alternativas propuestas y costos de inversión adicionales por la incorporación de plantas WtE. _____ *194*

Tabla A. 1: Emisiones del proceso de bioestabilización (Ecuación A. 32). _____ *223*
*Tabla A. 2: Emisiones de la incineración (Ecuación A. 37).*_____ *227*

Tabla F. 1: Factores de demanda de materiales para la construcción de contenedores. _____ *229*
Tabla F. 2: Factores de demanda de materiales para la construcción de vehículos de recolección y transporte de RSU. _____ *230*
Tabla F. 3: Factores de demanda de materiales para el mantenimiento de vehículos de recolección y transporte de RSU. _____ *232*
Tabla F. 4: Factores de demanda de materiales para la construcción de instalaciones de tratamiento y eliminación de RSU. _____ *234*
Tabla F. 5: Factores de demanda de materiales de mantenimiento para instalaciones de tratamiento y eliminación de RSU. _____ *237*
Tabla F. 6: Factores de demanda de insumos para la operación de las instalaciones de tratamiento de RSU. _____ *241*
Tabla F. 7: Factores de demanda de energía eléctrica para la operación de las instalaciones de tratamiento de RSU. _____ *243*
Tabla F. 8: Factores de demanda de insumos para la operación de las instalaciones de eliminación de RSU. _____ *244*
Tabla F. 9: Factores de demanda de energía eléctrica para la operación de las instalaciones de eliminación de RSU. _____ *247*
Tabla F. 10: Factores de recuperación de metales en etapa mecánica, planta TMB. *247*
Tabla F. 11: Factores de recuperación de los componentes de la FIRSU. _____ *248*
Tabla F. 12: Materiales procesados en etapa mecánica y factores de envío a etapa biológica de planta TMB. _____ *249*
Tabla F. 13: Factores de producción de bioestabilizado y de biodegradabilidad de los subcomponentes de RSU. _____ *250*
Tabla F. 14: Factores de generación de residuos del proceso de incineración (RSU de rechazo y agua). _____ *252*
Tabla F. 15: Factores de emisión para vehículos de recolección y transporte de RSU. *252*
Tabla F. 16: Factores de emisión de vehículos que operan en relleno sanitario. ___ *254*
Tabla F. 17: Factores de emisiones de las instalaciones de tratamiento de RSU. ___ *255*
Tabla F. 18: Factores de emisiones del tratamiento de bioestabilización de RSU. __ *258*
Tabla F. 19: Factores de emisión de planta de incineración en parrilla. _____ *259*
Tabla F. 20: Factores de emisión de planta de incineración en parrilla. _____ *262*
Tabla F. 21: Asignación de sustancias a los componentes de RSU y factores de reducción para gas de relleno sanitario. _____ *265*
Tabla F. 22: Factores de traspaso de lixiviados en rellenos sanitarios. _____ *267*

Siglas y abreviaturas

ACV	Análisis de Ciclo de Vida
ARA	Agotamiento de recursos abióticos
BAT	*Best Available Technology*
BAU	*Business as usual*
CABA	Ciudad Autónoma de Buenos Aires
CAMMESA	Compañía Administradora del Mercado Mayorista Eléctrico Sociedad Anónima
CDR	Combustible derivado de residuos
CDRp	Combustible derivado de residuos potencial
CEAMSE	Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado
CHP	*Combined heat and power*
CO_2e	Dióxido de Carbono equivalente
CSR	Combustible sólido recuperado
FIRSU	Fracción inorgánica de los residuos sólidos urbanos
FORSU	Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos
GEI	Gases de efecto invernadero
GPC	Generación per cápita
GWP100	Potencial de calentamiento global para 100 años
H*i*	Hipótesis (de cumplimiento de metas de disminución), *i*: 1, 2, 3
H0	Sin cumplimiento de metas de disminución
IP	Incineración en parrilla
ILF	Incineración en lecho fluidizado
MH	Muestra hipotética
M*i*	Muestra, *i* es el número de muestra
MRF	*Material recovery facility*
OPDS	Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible de la Prov. Buenos Aires
PA	Potencial de Acidificación
PEAAD	Potencial de ecotoxicidad acuática de agua dulce
PCI	Poder calorífico inferior
PGIRSU	Programa de gestión integral de residuos sólidos urbanos
PM*i*	Punto de muestreo, *i*: 1, 2, 3, 4
PM-RINE	Punto de muestreo RINE
PM-RS	Punto de muestreo relleno sanitario
PTH	Potencial de toxicidad humana
RINE	Residuos industriales no especiales
RMBA	Región Metropolitana de Buenos Aires
RSU	Residuos Sólidos Urbanos
TMB	Tratamiento mecánico-biológico
WtE	*Waste to Energy*

Resumen

La fuerte dependencia energética de fuentes fósiles y la creciente cantidad de residuos sólidos urbanos (RSU) enviada a disposición final, llevó a que las tecnologías de valorización energética (WtE) se consideren una opción viable para abordar ambas problemáticas. En Argentina estas tecnologías aún no se han implementado, pero poco a poco van ganando relevancia en la agenda ambiental, debido a nuevas normativas que incluyen a los RSU como fuentes alternativas de energía. En este marco, se hace necesario analizar la aplicación de estas tecnologías WtE en el contexto local.

Este trabajo evalúa los impactos ambientales potenciales de la valorización energética de los RSU en el sistema eléctrico argentino, tomando como caso de estudio a la Región Metropolitana de Buenos Aires (RMBA), aplicando la metodología de Análisis de ciclo de vida (ACV) e indicadores energéticos para evaluar los posibles cambios en la estructura de generación eléctrica por dicha valorización.

La aplicación del ACV requirió generar resultados experimentales sobre las características de los residuos porque no se contaba con resultados de campo actualizados. Para ello, se realizó un estudio de caracterización de los RSU procesados en un centro de tratamiento de residuos industriales no especiales (RINE), y en una planta de tratamiento mecánico-biológico, generando resultados experimentales novedosos y necesarios para la evaluación de alternativas. Se propusieron diferentes alternativas de gestión de los RSU (domiciliarios y RINE), que incluyen tecnologías WtE: incineración en masa (de residuos mezclados) y producción de combustible derivado de residuos (CDR). Dado que en la RMBA se establecieron metas de disminución de las cantidades de RSU enviadas a disposición final, se evaluó qué impacto tendría su cumplimiento en las alternativas propuestas.

Se encontró que la alternativa con producción de CDR alcanzó los mayores rendimientos energéticos, sobre todo si se incluye CDR producido con RINE, con lo que se alcanza una generación anual de 600 GWh, un rendimiento de 1.038 kWh/t y una participación de fuentes renovables del 21%. También esta alternativa ocasiona menores impactos ambientales en relación al sistema actual y mostró ser la menos afectada por el cumplimiento de las metas de disminución de disposición final de RSU.

Esta tesis contribuye con resultados experimentales y ambientales para que los tomadores de decisiones los consideren en el diseño de estrategias de gestión integral, que contemplen tanto el reciclaje como la recuperación de energía de los RSU.

Resumo

A dependência energética dos combustíveis fósseis e o aumento da quantidade de resíduos sólidos urbanos (RSU) encaminhada para os aterros sanitários, fizeram que as tecnologias de recuperação energética do lixo (WtE) fossem consideradas uma opção viável para enfrentar os dois problemas. Na Argentina essas tecnologias ainda não foram implantadas, mas vão ganhando lugar na agenda ambiental, devido às novas regulamentações que incluem os RSU como fontes alternativas de energia. Nesse contexto, é necessário analisar a aplicação dessas tecnologias no contexto local.

Este trabalho avalia os potenciais impactos ambientais da recuperação energética de RSU no sistema elétrico argentino, tomando como estudo de caso a Região Metropolitana de Buenos Aires (RMBA), aplicando a metodologia de Análise do Ciclo de Vida (ACV) e indicadores para avaliar as possíveis mudanças na estrutura de geração de energia elétrica produzidas pela inclusão de RSU.

A aplicação da ACV exigiu a geração de resultados experimentais sobre as características dos resíduos, pois não havia resultados de campo atualizados. Para isso, foi realizado um estudo de caracterização dos RSU processados em um centro de tratamento de resíduos industriais não especiais (RINE), e em uma estação de tratamento mecânico-biológico, gerando resultados experimentais inéditos e necessários para a avaliação de alternativas. Foram propostas diferentes alternativas de gestão de RSU (doméstico e RINE), incluindo tecnologias WtE: incineração em massa (de resíduos mistos) e produção de combustível derivado de resíduos (CDR). Tendo em vista que a RMBA estabeleceu metas para redução das quantidades de lixo encaminhadas para os aterros sanitários, também foi estudado o possível impacto de sua conformidade.

Verificou-se que a alternativa com produção de CDR atingiu os maiores rendimentos energéticos, especialmente se incluir o CDR produzido com RINE, com uma geração anual de 600 GWh, um rendimento de 1.038 kWh/te uma quota de fontes renováveis de 21%. Essa alternativa também causa menores impactos ambientais em relação ao

sistema atual e será a menos afetada pelo cumprimento das metas de redução para a disposição final de RSU.

Esta tese contribui com resultados experimentais e ambientais para que os tomadores de decisão os considerem no desenho de estratégias de gestão abrangentes, que incluem tanto a reciclagem quanto a recuperação de energia dos RSU.

Abstract

The strong energy dependence on fossil fuels and the increasing amount of municipal solid waste (MSW) sent to landfill, led to waste to energy technologies (WtE) being considered a viable option to address both issues. In Argentina these technologies have not been implemented yet, but gradually they are gaining relevance in the environmental agenda, due to new regulations that include MSW as alternative sources of energy. But its performance evaluation should be made under specific local conditions.

In this sense, the objective of this research was to evaluate the environmental impacts of MSW energy recovery withing the Argentine electricity system, taking the Metropolitan Region of Buenos Aires (RMBA) as a case study. The Life Cycle Analysis methodology and a set of energy indicators were applied to evaluate the possible changes in the electricity generation mix due to the inclusion of WtE technologies in the MSW management system.

The LCA required experimental data on the characteristics of the waste to be used in the WtE facilities. Because there were no updated data, a characterization study of the MSW processed in a commercial and industrial solid waste (C&IW) facility and in a mechanical-biological treatment plant was carried out. This study generated novel and necessary experimental results for the evaluation of alternatives. Different MSW management options were evaluated, including WtE technologies: mass incineration (of mixed waste) and production of refuse derived fuel (RDF) from MSW and C&IW. Since reduction targets for the MSW sent to landfill have been established in the RMBA, the possible impact of their compliance was also analyzed.

It was found that the option with RDF production reached the highest energy yields, especially if RDF is produced from both, MSW and C&IW. In this case, an annual

electricity generation of 600 GWh and a yield of 1,038 kWh/t are reached with a share of renewable sources of 21%. It also showed the lowest environmental impacts compare to the current system. In addition, it is the option least affected by the fulfillment of the reduction target.

This thesis can contribute to the design of integrated solid waste management strategies, which include both recycling and energy recovery from MSW, considering them, at least partially, as renewable energy sources. In addition, experimental results are provided on local waste that have not been found published.

Capítulo 1 INTRODUCCIÓN

1.1 Los residuos como recursos energéticos

Según Naciones Unidas actualmente la mitad de la humanidad, 3.500 millones de personas, vive en ciudades. En el año 2030, más del 60% de la población mundial vivirá en zonas urbanas. Si bien las ciudades ocupan apenas el 3% del planeta, comprenden entre el 60% y el 80% del consumo de energía y el 75% de las emisiones de carbono (Margulis, 2016). En la actualidad las grandes ciudades de América Latina presentan deficiencias en infraestructura, de acceso a los servicios y pérdida de la calidad de vida a causa de una rápida urbanización sin planificación estratégica. Las ciudades de menor tamaño poblacional también comienzan a sufrir las mismas consecuencias. En Argentina se presenta la misma situación, con una urbanización consolidada desde los años 1970, un 72% de la población vive en el 20% del territorio (SAyDS, 2019), mientras que sólo en la Región Metropolitana de Buenos Aires (RMBA) se concentra cerca del 40% de los habitantes. Este incremento de la población urbana es acompañado de un crecimiento significativo de la cantidad de recursos materiales y energéticos que las ciudades demandan, así como de la cantidad de residuos que generan, creando costos ambientales, económicos y sociales.

El sector energético, que emite gases de efecto invernadero (GEI) por la combustión y las fugas de combustibles, es el principal responsable de las emisiones GEI en Argentina (51%) y en la mayoría de los países de América Latina. Por su parte, la gestión de residuos sólidos y líquidos aporta un 4% de las emisiones de dichas emisiones (MAyDS, 2021). Argentina se ha comprometido a implementar medidas de mitigación en el marco del Acuerdo de París de 2015.

En este contexto, el uso de los residuos sólidos urbanos municipales y comerciales e industriales no peligrosos como fuentes de energía puede crear sinergias entre las políticas de gestión de residuos, energéticas y climáticas (ECD, 2015). El empleo de las tecnologías de conversión de residuos en energía (WtE por sus siglas en inglés) puede ayudar a reducir las emisiones de metano desde los rellenos sanitarios, un GEI con mayor impacto en el cambio climático por tonelada que el CO_2. Además, la utilización de residuos como combustible representa un ahorro de combustibles fósiles

tradicionales en las industrias energéticamente intensivas y en la provisión de calor y/o electricidad a los sectores industriales, residenciales y otros edificios, cubriendo parte de su demanda. Por ejemplo Gutierrez-Gomez et al. (2021), estimaron que la combustión de al menos el 67% de los residuos sólidos urbanos (RSU) recolectados en Brasil, podrían aportar un 3% adicional de energía eléctrica a la matriz energética nacional. Por su parte, de Souza et al. (2014) estimaron que la incineración de residuos en las 16 ciudades más grandes del mismo país podría reemplazar al 1,8% de la demanda eléctrica domiciliaria. Lupa et al. (2011) estimaron un reemplazo de la demanda eléctrica domiciliaria en Reino Unido del 1,9% sólo a partir del aprovechamiento de residuos comerciales e industriales no peligrosos mediante incineración. En Turquía, se han estimado contribuciones menores que podrían cubrir, mediante incineración de los residuos, un máximo de 0,34% y 0,38% del consumo eléctrico nacional estimado para los años 2023 y 2043 (Yılmaz & Abdulvahitoğlu, 2019).

Las tecnologías de recuperación de energía de los residuos han evolucionado a un punto en el cual los sistemas producen energía de forma eficiente, cumplimentan los requerimientos de salud pública, calidad de aire y reducen la cantidad y dimensiones de los sitios de disposición final, así como de los basurales a cielo abierto.

Para el caso particular de la RMBA, el uso de los residuos y/o de las corrientes residuales, resultantes de determinados procesos de tratamiento, para producción de energía presenta especial interés por varias razones. Los principales motivos son la escasez de espacios aptos para la construcción de nuevos rellenos sanitarios, la oposición ciudadana a nuevos rellenos, el incremento de la demanda de energía y la mitigación de las emisiones de GEI acordada por el país (SAyDS, 2019).

Además, es probable que en pocos años se presenten restricciones a la cantidad de residuos biodegradables dispuesta en los rellenos sanitarios, tal como lo establecen las normas de la Unión Europea. Allí los residuos biodegradables enviados a disposición final no pueden exceder el 35% de la cantidad total de residuos dispuestos (ECD, 2015). En Dinamarca, Suecia y Noruega, la restricción es mayor y es ilegal la disposición final de ciertos residuos, como los combustibles y los orgánicos sin tratamiento. En este sentido, la Provincia de Buenos Aires ha aprobado la resolución OPDS 317/20 que establece que los generadores especiales de categoría A deben realizar tratamiento de la fracción

orgánica mediante compostaje e incluir metas de reducción de generación de residuos en sus planes de gestión integral. Asimismo, el Organismo Provincial Para el Desarrollo Sostenible (OPDS) se encuentra trabajando en el desarrollo de normativa que busca incorporar al compostaje domiciliario como parte de la gestión integral de residuos a fin de disminuir la cantidad de residuos biodegradables enviada a disposición final en relleno sanitario (Suárez, F., 2021).

A nivel mundial, el tratamiento térmico de RSU para la obtención de energía sigue desarrollándose con capacidades globales incrementales a un ritmo aproximado de 4 millones de toneladas de residuos por año. En este sentido en China y Japón se implementaron nuevas tecnologías que disminuyen sus emisiones contaminantes a la atmósfera por debajo de los estándares europeos y de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (Themelis et al., 2016), con eficiencias netas cada vez mayores, en especial si se aplica cogeneración de electricidad y calor. Respecto de los impactos ambientales de estas tecnologías, se han realizado evaluaciones que concluyen en la conveniencia de estos tratamientos por sobre la disposición final en relleno sanitario y la aplicación de ciertos tratamientos térmicos por sobre la incineración convencional (Cherubini et al., 2009a; Khoo, 2009; Pavlas et al., 2010). Aun así, la preocupación que surge tiene que ver con la performance de dichas tecnologías, sobre todo al considerar no sólo la variabilidad en la generación por los cambios en la calidad de los residuos debidos a cambios económicos y estacionales, sino también a la heterogeneidad de estos. A su vez, toda instalación de tratamiento WtE tiene sus limitaciones en relación con la disponibilidad de calor por restricciones mecánicas, físicas, tecnológicas y financieras, las que deben ser analizadas dentro del contexto local en el que se deseen implementar.

Por ello, esta tesis se propone analizar los impactos ambientales de la valorización energética de los RSU en el sistema eléctrico argentino, tomando como caso de estudio a la RMBA.

1.1.1 Hipótesis

La investigación propuesta plantea como hipótesis que:

- La valorización energética de los RSU puede constituirse en un elemento clave de la gestión integral de los RSU de la RMBA, factible técnica y ambientalmente que no compite, sino que complementa a la recuperación de materiales.
- Las propiedades de las corrientes de residuos generados en la RMBA son compatibles con la incorporación de la valorización energética (en sus diversas formas), tanto en el escenario actual de gestión como en alternativos.
- La energía obtenida de los RSU generados en la RMBA puede contribuir a alcanzar las metas de cobertura de la demanda eléctrica con energías renovables, establecidas por la Ley Nacional N°26.093, ya que al menos 40% de los mismos pueden considerarse recursos energéticos renovables, y limitar las emisiones de gases de efecto invernadero aportados por el sector eléctrico a nivel local.

1.1.2 Objetivos

Se propone como objetivo general evaluar los impactos ambientales de la valorización energética de los RSU y su influencia en el sistema eléctrico argentino, tomando como caso de estudio a la RMBA.

Objetivos particulares

- Analizar la gestión y generación de los residuos sólidos urbanos, su evolución y tendencia en la RMBA, tomando como año base el 2018.
- Realizar una caracterización física y química de los RSU de la RMBA basada en muestreos de campo y análisis de laboratorio, que generen información clave local actualmente no disponible.
- Evaluar alternativas de gestión de RSU en la RMBA con valorización energética en relación con sus impactos ambientales y posibles cambios en la composición de los RSU por cumplimiento de metas normativas.
- Analizar los impactos de tales alternativas de gestión de RSU en la generación eléctrica.

1.2 El sector eléctrico argentino

El sistema eléctrico argentino se estructura en un esquema segmentado pero articulado de tres componentes independientes: la generación, la transmisión y la distribución.

Entre estos componentes se realizan transacciones energéticas que se llevan a cabo dentro del Mercado Eléctrico Mayorista.

Las actividades de generación pueden ser llevadas a cabo por empresas privadas, el estado nacional o los estados provinciales. A su vez, puede importarse (y exportarse) energía a través de las interconexiones internacionales y de las centrales binacionales Yacyretá y Salto Grande. La transmisión se efectúa mediante el Sistema Argentino de Interconexión, que cubre aproximadamente al 90% del territorio argentino (CAMMESA, 2019), con una Tasa de Electrificación de hogares de 98%. En lo referente a la distribución, participan en este segmento alrededor de 33 empresas privadas y numerosas cooperativas que cubren la demanda de los consumidores residenciales y no residenciales menores a 300 kW (SE, 2020). Las pérdidas en el transporte y distribución alcanzan el 15% (Beljanski, 2020). Los consumidores con demandas mayores a los 300 kW pueden cubrirlas a través de las distribuidoras, operar en el Mercado Eléctrico Mayorista mediante contratos libremente pactados directamente con los generadores, a través de comercializadores o bien autoabastecerse con generación propia. Todas las transacciones económicas realizadas en el Mercado Eléctrico Mayorista están administradas por la Compañía Administradora del Mercado Mayorista de Electricidad Sociedad Anónima (CAMMESA). La Figura 1-1 resume la información presentada.

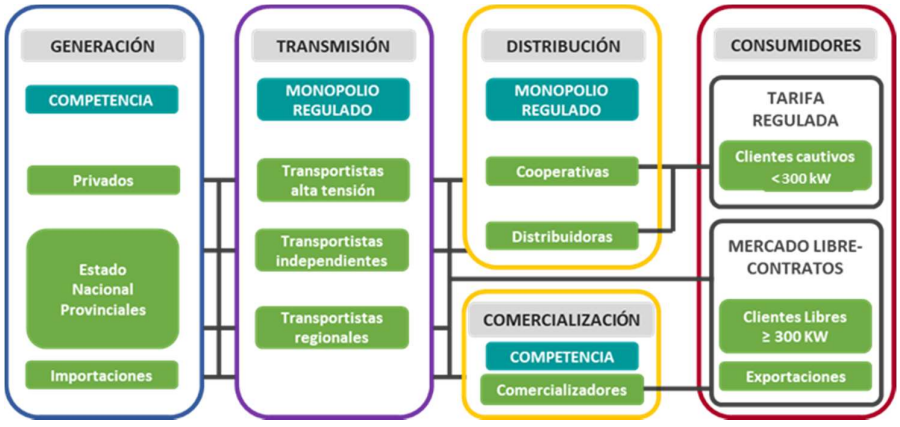


Figura 1-1: Síntesis de la estructura del sistema eléctrico argentino.

Fuente: Elaboración propia en base a Beljanski (2020).

1.2.1 Oferta de energía eléctrica

Estructura de la capacidad eléctrica

De acuerdo con los datos de CAMMESA la capacidad instalada a nivel país para el año 2018 fue de 38.538 MW. A lo largo del período bajo análisis (2007-2018) mostró un crecimiento del 4,2% anual. Este crecimiento se debió a la implementación del Plan Energético Nacional y a la incorporación, a partir del 2012, de fuentes renovables (Heim & Pita, 2018). Como se observa en la Figura 1-2, la participación de la capacidad térmica creció en detrimento de la hidráulica (pasaron de 54% y 42% a 64% y 28%, respectivamente). A partir de 2012 se incorporan con una mínima participación (inferior al 1%) las renovables, eólica y solar. Es oportuno mencionar que entre el 3% y 4% de la potencia hidráulica correspondió a centrales que, a partir de la sanción de la Ley N°27.191 en el año 2015, pasaron a considerarse como de energías renovables.

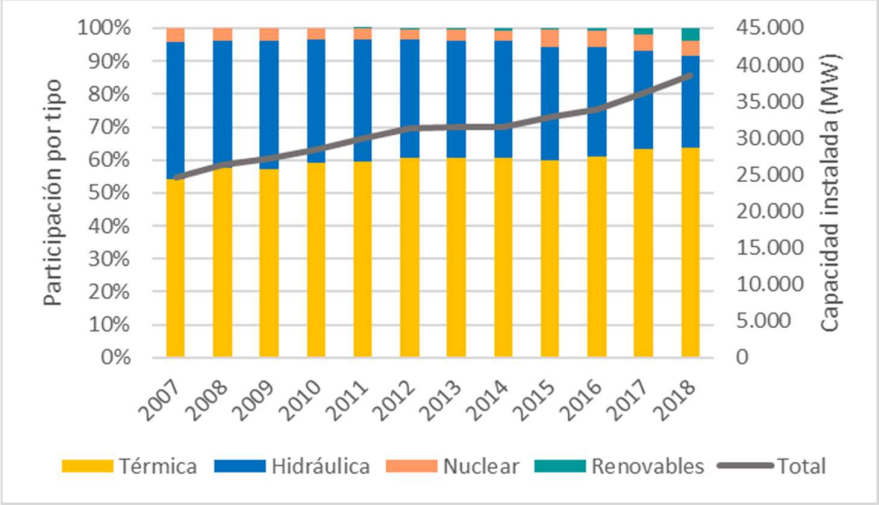


Figura 1-2: Evolución de la capacidad eléctrica total y por energético.

Fuente: elaboración propia en base datos (CAMMESA, 2018).

Estructura y eficiencia de la generación eléctrica

Durante el mismo período (2007-2018), la generación eléctrica tuvo un crecimiento anual acumulado de 2,5%, alcanzando 137.480 GWh en 2018. En la Figura 1-3 se presenta la evolución de la generación y de participación de los diferentes tipos de centrales, de acuerdo con la fuente de energía empleada. Para el 2018, el 64% de la energía eléctrica producida provino de centrales térmicas. El tipo de tecnología

empleada por estas centrales está dominado por el ciclo combinado, que proporcionó el 76% de la energía térmica generada (SE, 2018). Esta preferencia se debe a la mayor eficiencia que alcanzan estos equipos y sistemas, aunque ésta puede variar en relación al combustible específico que se emplee. El principal combustible utilizado es el gas natural, que en el año 2018 cubrió el 90% de la demanda. El consumo del resto de los combustibles (fuel oil, gas oil, carbón mineral y biodiesel), es bajo y su uso puede verse afectado ante la falta de gas natural durante el periodo invernal, lo que dependerá de la variabilidad de las temperaturas medias del invierno según el año.

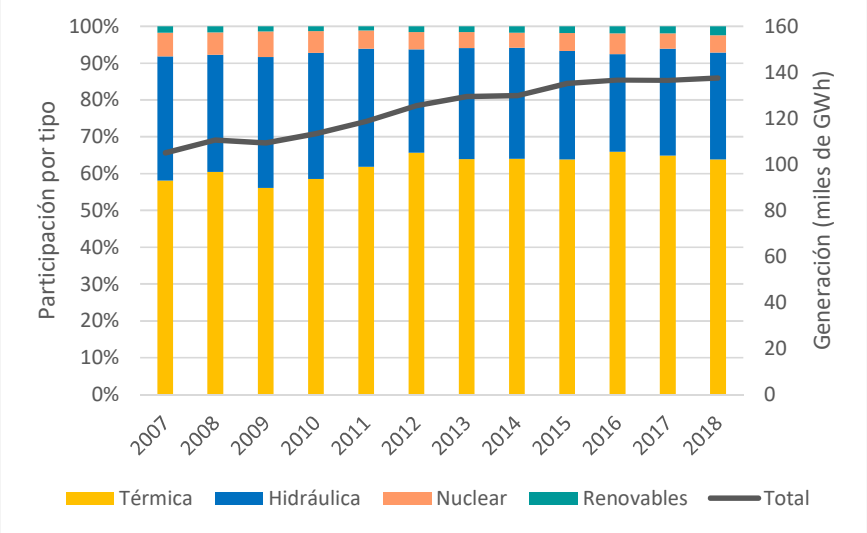


Figura 1-3: Evolución de la generación eléctrica y la participación de las diferentes fuentes.

Fuente: elaboración propia en bases informes estadísticos de la SE (2018).

Respecto de la RMBA, para el 2018 contaba con 24 agentes generadores, todos operando centrales termoeléctricas. En ese año estos agentes produjeron 25.324 GWh, es decir el 18% del total generado a nivel nacional. El combustible más utilizado fue el gas natural, que representó el 22% de consumo a nivel país de centrales térmicas.

1.2.2 Participación de las energías renovables en la matriz eléctrica

A partir del año 2006 se sancionaron leyes que buscaron fomentar la participación de las fuentes de energía renovables en la matriz energética, como las leyes nacionales N°26.190 y N°27.191. Con estas normativas se buscó contribuir a la mitigación del

cambio climático, enmarcada también en el Acuerdo de París, firmado por Argentina en el año 2015, mediante el cual se compromete (entre otras acciones) a implementar planes y programas tendientes a disminuir las emisiones GEI, principalmente en los sectores de transporte, energía y gestión de residuos.

La Ley N°27.191 define como fuente renovable de energía a las "fuentes no fósiles idóneas para ser aprovechadas de forma sustentable en el corto, mediano y largo plazo" y enumera a la energía eólica, solar térmica, solar fotovoltaica, geotérmica, mareomotriz, undimotriz, de las corrientes marinas, hidráulica, biomasa, gases de vertedero, gases de plantas de depuración, biogás y biocombustibles (con excepción de los contemplados en la Ley Nacional N°26.093 de biocombustibles destinado al transporte). Establece también que las fuentes renovables podrán utilizarse tanto en centrales que funcionen exclusivamente con ellas o bien en centrales híbridas. Esta normativa estableció metas de cumplimiento tanto para la cobertura de la demanda del servicio público como de la de grandes usuarios. Su cumplimiento implicaba que se instale una capacidad de 3.000 MW en poco menos de un año, objetivo considerado por muchos especialistas como "materialmente inalcanzable" (IAE et al., 2016). Las metas establecidas de cobertura de la demanda con fuentes renovables fueron:

- Período 2017-2018: 8%;
- Período 2019-2020: 12%;
- Período 2020-2021: 16%;
- Período 2023-2024: 18%;
- A partir del 2025: 20%.

La energía generada a partir de fuentes renovables a lo largo del período bajo análisis (Figura 1-4) fue producida principalmente a partir de energía hidráulica y, desde el año 2012, comienza a tener mayor participación la energía eólica. Entre ambas cubrieron el 85% de la generación total a partir de renovables, que pasó de 1.364 GWh en 2011 a 3.350 GWh en 2018 (un crecimiento a una tasa del 15,1% anual). Con esta generación se cubrió el 2,5% de la demanda del 2018 (CAMMESA, 2020).

Dentro de la RMBA el panorama de baja participación de renovables no se modifica. Del total de centrales que operaron en el año 2018 (7.627 MW), sólo dos utilizaron energía renovable (16,6 MW), representando el 0,2% de la capacidad total instalada en la región

y el 1,14% de la capacidad de renovables instalada a nivel país (1.462 MW). Estas dos centrales se ubican en el Complejo Ambiental Norte III de la Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado (CEAMSE) y operan a partir de gas de relleno sanitario.

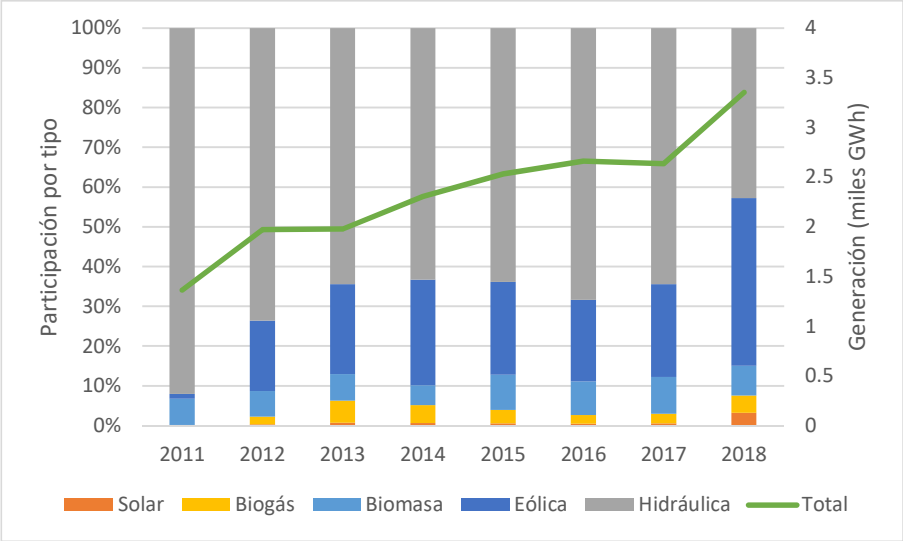


Figura 1-4: Estructura de generación eléctrica a partir de fuentes renovables.

Fuente: elaboración propia en base a CAMMESA (2020).

Para incentivar los proyectos de inversión se creó el Fondo para el Desarrollo de Energías Renovables para el otorgamiento de préstamos, realizar aportes de capital y adquirir instrumentos financieros destinados a la ejecución y financiación de proyectos. Específicamente el decreto 531/2016 estableció como beneficios impositivos la devolución anticipada del Impuesto al Valor Agregado y amortización acelerada en el Impuesto a las Ganancias por las inversiones realizadas a quienes ejecuten proyectos durante el período de cumplimiento de las metas de las leyes mencionadas, es decir, antes del 31 de diciembre de 2025.

1.2.3 Emisiones de gases de efecto invernadero por unidad de electricidad generada

De acuerdo con el Cuarto Informe Bienal de Actualización de Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas (MAyDS, 2021), en 2018 el sector energético argentino aportó el 51% de las emisiones totales de GEI a nivel país, de ellas el 32% correspondió a la industria de la energía, siendo mayoritarias las emisiones provenientes del subsector

de generación de electricidad. El factor de emisión de la red de energía eléctrica de Argentina rondó las 0,5 tCO_2e/MWh y muestra una tendencia decreciente. En la Tabla 1-1 se presenta la evolución del factor de emisión y de las emisiones de CO_2 provenientes de la red eléctrica (sobre la generación a partir de combustibles fósiles). En el año 2018 las centrales que operan a partir de combustibles fósiles produjeron 40,82 $MtCO_2e$ (SE, 2019). Aplicando el factor de emisión del año 2018 al conjunto de centrales que operaron en ese año a partir de fuentes fósiles en la RMBA, se obtiene un total de emisiones de 11,6 $MtCO_2e$. Las centrales que operan a partir de biogás de relleno sanitario en la RMBA supusieron un ahorro de 56.013 tCO_2e (0,14% del total emitido a nivel país).

Tabla 1-1: Evolución de las emisiones de CO_2e y del factor de emisión del sector eléctrico argentino.

Años	**2007**	**2008**	**2009**	**2010**	**2011**	**2012**
Emisiones CO_2e* (Mt)	32,8	37,1	34,1	36,1	40,6	43,6
Factor de emisión (tCO_2e/MWh)	0,509	0,540	0,538	0,526	0,535	0,526
Años	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**
Emisiones CO_2e* (Mt)	43,2	43,7	46,1	46,8	42,7	40,8
Factor de emisión tCO_2e/MWh	0,519	0,517	0,523	0,511	0,477	0,464

***S**obre la generación a partir de combustibles fósiles.
Fuente: elaboración propia en base a SE (2019).

1.2.4 Demanda de electricidad

Entre los años 2010 y 2018 el consumo eléctrico per cápita creció en promedio un 1,2% anual y alcanzó en el año 2018 los 2.989 kWh/hab. En ese año la demanda eléctrica alcanzó un total de 133.010 GWh. Durante toda la serie (2007-0218) la participación de la RMBA se mantuvo cercana al 40% y la curva muestra la misma forma que el resto del sistema (Figura 1-5). Es oportuno aclarar que CAMMESA en sus informes incluye dentro de la Región a las áreas cubiertas por las distribuidoras Edenor, Edesur y Edelap. Dentro de la RMBA el consumo residencial representa aproximadamente el 43% de la demanda, el comercial un 25% y el industrial un 21% y lo restante se reparte entre otros usos como

transporte, alumbrado público y servicios sanitarios. La demanda total de la RMBA en 2018 fue de 50.187 GWh.

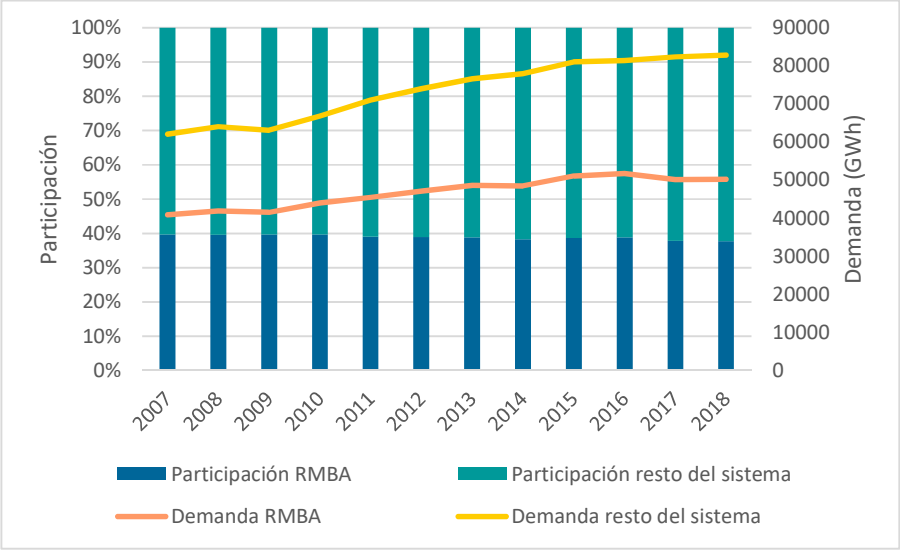


Figura 1-5: Evolución de la demanda eléctrica y participación de la Región (período 2007-2018).

Fuente: elaboración propia en base a datos CAMMESA (2018).

1.2.5 Síntesis de la situación del sector eléctrico argentino

A modo de síntesis se pueden mencionar los siguientes puntos:

a) El sector eléctrico presenta una gran dependencia de los recursos fósiles, en particular del gas natural (90% de la demanda de combustible para generación térmica convencional en 2018).

b) Esta situación condujo a la sanción de nuevas regulaciones y se implementaron planes nacionales para asegurar el abastecimiento eléctrico, diversificar la matriz energética y mejorar el sistema de distribución.

c) La participación de las fuentes de energías renovables creció, pero su participación en la estructura de producción y atención de la demanda siguió estando lejos de las metas establecidas (meta 2018: 8%; atención de demanda 2018: 2,5%). La Ley de Fomento a las energías renovables le dio un gran impulso, pero fijó metas muy ambiciosas en un plazo muy corto y cuya implementación supone grandes inversiones. Para alcanzar las metas establecidas de

diversificación de la matriz de generación eléctrica, este crecimiento debe ser sostenido en el tiempo[1].

d) El 32% de las emisiones GEI del sector energético corresponde a la industria de la energía, provenientes principalmente del sector de generación de electricidad.
e) La estructura de producción de energía eléctrica en la RMBA también mostró, al año 2018, una participación de fuentes renovables que dista de las metas establecidas (0,2% de la capacidad allí instalada). Éstas corresponden al biogás producido en los rellenos sanitarios ubicados en la región. Puede considerarse esta situación como un incipiente buen aprovechamiento de los recursos locales disponibles, los RSU[2].
f) La RMBA concentra el 40% de la demanda eléctrica y el 18% de la capacidad instalada de centrales térmicas, las que tuvieron una gran participación en el consumo de recursos fósiles y fueron responsables de cerca del 29% de las emisiones de CO_2e de la red eléctrica.
g) Teniendo en cuenta la generación y la demanda eléctrica de la RMBA, puede afirmarse que "importó" desde el resto del sistema el 50% de su consumo.

1.3 El sector residuos en Argentina

Al igual que muchos países de América Latina y el Caribe, Argentina enfrenta grandes desafíos en relación con la gestión de residuos. Éstos se asocian a su creciente generación, principalmente en las áreas urbanas. En Argentina poco más del 90% de la población se asienta en este tipo de áreas, en particular, en la RMBA (40%) y los conglomerados de Gran Córdoba, Gran Rosario, Gran Mendoza y Gran San Miguel de Tucumán (11%) (SAyDS, 2019). A su vez, la gestión de residuos resulta un tema crucial para los gobiernos locales por tres principales motivos: tiene una alta incidencia en los presupuestos, una mala gestión podría deslegitimar a los gobiernos y tiene una

[1] Al año 2021 la participación de fuentes renovables en la cobertura de la demanda a nivel país fue de 13% (CAMMESA, 2022).
[2] Resulta oportuno mencionar que la potencialidad de los proyectos de generación de energía a partir de fuentes renovables varía a lo largo del territorio, ya que depende de la disponibilidad del recurso renovable. En las áreas urbanas, además de la fracción orgánica de los RSU, se encuentra disponible la energía solar, en su modalidad de generación distribuida.

importante connotación social, dado que es el medio de subsistencia para un importante sector de la población (Saidón, 2020).

La gestión se enmarca bajo la Ley Nacional N°25.916 de Gestión de Residuos Domiciliarios, sancionada en el año 2004, que establece los presupuestos mínimos para su manejo, aunque las competencias se establecen a nivel local. Es decir que los municipios son los encargados directos de la gestión de residuos. Esto supone una gran heterogeneidad en cuanto al manejo, ya que el tipo y cantidad de residuos que se genera varía de acuerdo a las actividades económicas que se desarrollen en cada jurisdicción, su ubicación geográfica, la cantidad de población y su nivel socioeconómico, entre otros factores. La capacidad de respuesta de los municipios a esta problemática depende de sus recursos económicos y técnicos, entre otros factores. Por ello, las estrategias de gestión que las diferentes jurisdicciones diseñen, deberían ir acompañadas de estudios que incluyan, al menos, una caracterización de los RSU y proyecciones de generación.

Bajo este marco normativo se elaboró en el año 2005 la Estrategia Nacional de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos. Con esta estrategia se pasó de entender a la gestión de residuos como un servicio urbano, a concebirlo como un componente de la política ambiental (Suárez, F. M. 2016). Si bien la estrategia tiene objetivos más amplios, se impulsó principalmente la eliminación de los basurales a cielo abierto y la recuperación y/o valorización de RSU, estableciendo como horizonte temporal el año 2025.

A fin de adecuar su normativa a la legislación nacional, las provincias emitieron sus propias leyes de gestión integral de RSU, pero con algunas limitaciones. Por ejemplo, la provincia de Santa Fe aprobó, en el año 2019, la Ley Provincial N°13.055. Con ella estableció metas progresivas de reducción de la cantidad de residuos enviados a disposición final, prohibiendo la disposición de materiales reciclables o aprovechables para el año 2030 y obliga a los municipios a adecuar su disposición final a los preceptos de la ley y a eliminar los basurales a cielo abierto, pero al año 2019 aún no había sido reglamentada (Saidón, 2020). La provincia de Buenos Aires sancionó, en el año 2006, la Ley Provincial N°13.592, que insta a los municipios a elaborar sus Programas de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos (PGIRSU). Desde su reglamentación en el año 2010, de los 135 municipios que tiene la provincia 100 presentaron proyectos preliminares de

gestión integral de RSU, de los cuales 52 fueron aprobados, pero sólo 13 presentaron el PGIRSU definitivo (Suárez, F. 2021).

1.3.1 Generación de residuos

En Argentina el promedio de generación diaria de RSU domiciliarios per cápita (GPC) para el año 2018 fue de 1,15 kg/hab/día, lo que la ubica entre los países con mayor GPC de América Latina y el Caribe (ONU Medio Ambiente, 2018; SAyDS, 2019). Este valor de GPC representó una generación total de alrededor de 18 millones de toneladas anuales. La GPC es dinámica y ha ido aumentando con el correr de los años. Por ejemplo, en el año 2010 el promedio nacional era de 0,86 kg/hab/día. Como se mencionó su valor depende de varios factores y es por ello que se observa cierta heterogeneidad entre las diferentes jurisdicciones (Figura 1-6).

Dado que la GPC, en general, se calcula a partir de datos de disposición final, los incrementos observados en su valor pueden deberse a incrementos reales en la generación, a mejoras en los sistemas de recolección o bien a mejoras en los sistemas de recopilación de datos estadísticos. A su vez, en el cálculo no se considera el material segregado por los recuperadores urbanos ni el que es desviado a los circuitos ilegales. Otra limitación es que en muchas urbanizaciones pequeñas no se realizan las mediciones por no contar con los elementos necesarios (Martínez Arce et al., 2010).

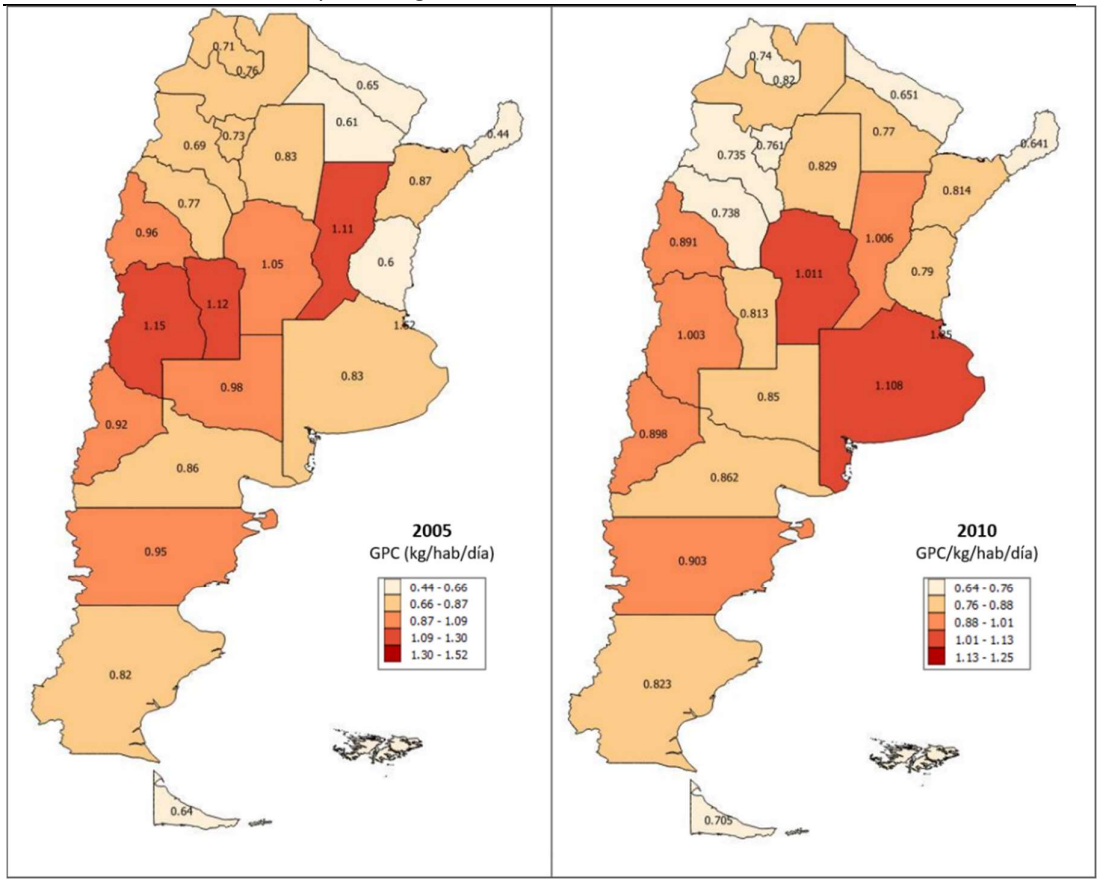


Figura 1-6: GPC por jurisdicción, años 2005 y 2010.

Fuente: elaboración propia en base a datos MINCyT (2013); SAyDS (2005).

La composición promedio a nivel país de los RSU se presenta en la Figura 1-7 (a). Esta corresponde, según ONU Ambiente (2018) a una composición típica de país con ingresos económicos medio-alto. Nuevamente, existe cierta heterogeneidad hacia adentro del territorio. A modo de ejemplo se presenta la composición física promedio de algunas ciudades de la Argentina en la Figura 1-7 (b). En el caso de Mendoza, corresponde a su área metropolitana y en el caso de Jujuy a la composición promedio de las ciudades de San Salvador de Jujuy, Libertador San Martín, Yala, Palpalá, Perico, Monterrico, El Carmen y San Pedro.

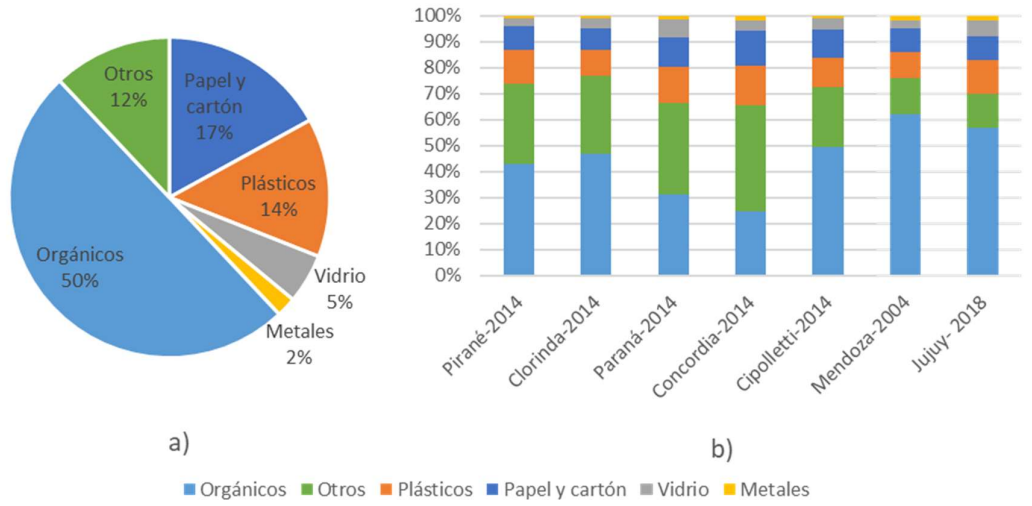


Figura 1-7: Composición física promedio de RSU a nivel país (a) y de ciudades de Argentina (b).

Fuente: elaboración propia en base MINCyT (2013), CEAMSE-INCOCIV consultora (2014), Gobierno de Formosa, (2014b, 2014a); Gobierno de la provincia de Mendoza (2017); Gobierno de Río Negro (2014); INTERMESTICA (2018).

1.3.2 Recolección

La recolección de RSU es una actividad compleja y a la que, en general, se le dedican más recursos económicos. Aproximadamente el 51% de los costos de la gestión de residuos en América Latina y el Caribe corresponden a esta etapa (Martínez Arce et al., 2010). El porcentaje de población con cobertura de recolección de residuos varía entre zonas urbanas y rurales, siendo en estas últimas alrededor del 30% (Kaza et al., 2018). De acuerdo con el informe de The World Bank (2015) el servicio de recolección alcanza en promedio al 99,8% de la población total a nivel país, una de las coberturas más altas de América Latina y el Caribe.

Puesto que la recolección consume una parte importante de los recursos de un municipio o departamento, la cobertura, la frecuencia y, en general, la calidad del servicio suele variar entre ciudades con diferente nivel de ingreso de su población o, hacia adentro de cada ciudad, entre diferentes zonas. En este sentido, el Observatorio de la Deuda Social Argentina (ODSA, 2018) informó que para el año 2017 el porcentaje de población sin servicio de recolección regular (al menos día por medio) en el conurbano bonaerense fue de 2,3%, en otras zonas urbanas del país fue de 5,7% y un 23% para hogares ubicados en villas y asentamientos.

Asociado al transporte de residuos se encuentra el servicio de transferencia, que permite disminuir los costos de transporte a los sitios de tratamiento y disposición final, especialmente en zonas densamente pobladas y alejadas de éstos. También suele emplearse en municipios incluidos en programas de regionalización de la gestión de residuos. Por ejemplo, el consorcio público VIRCH-Valdés, que conforman los municipios de Puerto Madryn, Trelew, Rawson, Dolavon y Gaiman, en la provincia de Chubut (Martínez Arce et al., 2010).

Al año 2015 existían estaciones de transferencia en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA) y 8 provincias (Tabla 1-2), con una capacidad de transferencia de residuos correspondiente al 20% de lo generado a nivel país.

Tabla 1-2: Estaciones de Transferencia existentes en la Argentina, año 2015, por jurisdicción.

Lugar (cantidad de estaciones de transferencia)	Utilizada por	Responde a
CABA (4)	CABA y partidos del GBA	Gran aglomerado urbano
Buenos Aires (1)	Algunos partidos del GBA	Gran aglomerado urbano
Misiones (25)	Toda la provincia	Regionalización provincial
Chubut (5)	Puerto Madryn, Trelew, Rawson, Trevelin	Municipalidades turísticas
Santa Fe (1)	Rosario	Gran aglomerado urbano
Tucumán (1)	San Miguel de Tucumán	Gran aglomerado urbano
La Rioja (1)	Guandacol y Pagancillo	----------
Córdoba (3)	Villa Carlos Paz, Unquillo, La Falda	Regionalización provincial
Neuquén (1)	San Martín de los Andes	Municipalidades turísticas

CABA: Ciudad Autónoma de Buenos Aires; GBA: Gran Buenos Aires.

Fuente: elaboración propia en base a Kaza et al. (2018).

1.3.3 Tratamiento y disposición

Los residuos pueden ser sometidos a diferentes procesos para reducir su impacto ambiental siguiendo la jerarquía de acciones establecida en la literatura internacional y la legislación local. En la Figura 1-8 se presenta dicha jerarquía. En ella se observa que la

opción menos deseable es la disposición controlada, ya que ésta, a diferencia de la disposición en relleno sanitario, no cuenta con recolección y tratamiento de gases y lixiviados. En Argentina, a partir de la elaboración de la Estrategia Nacional de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos se buscó implementar tal jerarquía. Si bien los indicadores de gestión integral han mejorado, los resultados aún son incipientes.

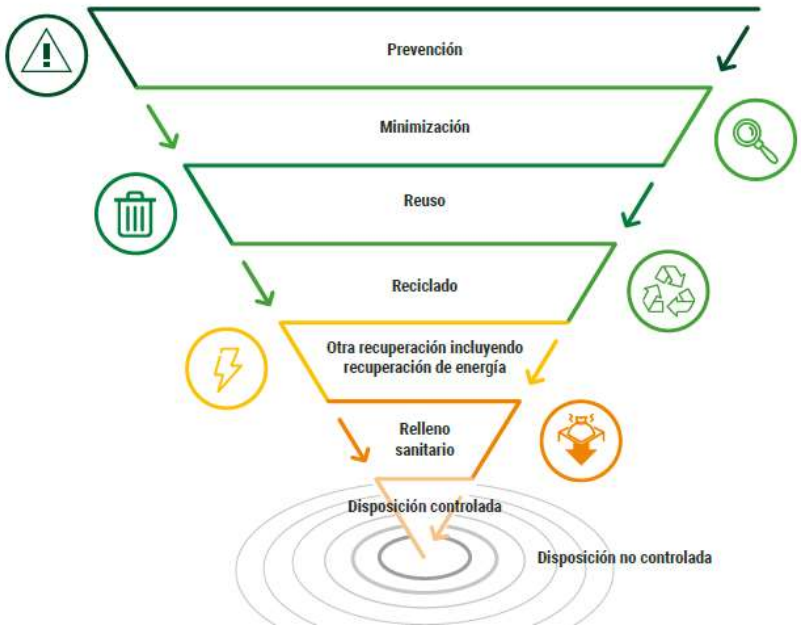


Figura 1-8: Escala jerárquica para la gestión integral de residuos.

Fuente: ONU Ambiente (2018).

Reciclaje

Las oportunidades de recuperación de materiales a partir de los RSU dependen fuertemente de las etapas previas. Por ejemplo, para lograr tasas altas de reciclaje resulta fundamental la implementación de esquemas de separación en origen y recolección diferenciada, para mejorar la cantidad y calidad del material a ser recuperado.

La información sobre las iniciativas de recolección diferenciada y recuperación de materiales en Argentina se encuentra desagregada y se cuenta con pocos datos cuantitativos. De acuerdo a ONU Medio Ambiente (2018), en Argentina la cantidad de residuos reciclados alcanza alrededor de un 6 %, cifra similar a las obtenidas por otros países, pero menor al promedio para América Latina y el Caribe (10%). Sin embargo, en

esta estimación no se incluye la recuperación que realiza el sector informal, por lo que el valor puede ser mayor.

Según el informe ambiental del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MAyDS, 2020), en el año 2019 se reciclaron alrededor de 1 millón de toneladas de papel y cartón, lo que representó un 48% del consumo aparente de estos materiales. Se recuperaron unas 250 mil toneladas de plásticos, con destino a reciclaje mecánico (96%) y recuperación por valorización energética en hornos cementeros (4%). De vidrio se reciclaron unas 60 mil toneladas y de acero unos 2,5 millones de toneladas, pero estas últimas se deben principalmente a residuos industriales no especiales (RINE).

Al año 2015, las instalaciones para separación de residuos y compostaje emplazadas en el país (sin contar las de la CABA y Gran Buenos Aires, que se analizan en el apartado 4.1. *La gestión de RSU en la RMBA: evolución y tendencias*) alcanzaban una capacidad total de 1.945 t/día, con capacidades individuales muy variables, que van desde las 5 t/día a las 400 t/día y distribuidas en 22 provincias (Kaza et al., 2018).

Disposición final

Si bien la cobertura de recolección a nivel país es alta, no todos los residuos cuentan con una disposición final adecuada, aunque este indicador ha mejorado con el correr de los años. En el año 2005 sólo el 56% de los RSU generados en Argentina se disponían en relleno sanitario (SAyDS, 2005). Para el año 2010, de acuerdo a Kaza et al. (2018), el porcentaje de RSU enviados a rellenos sanitarios con captura y tratamiento de gases y lixiviados, a nivel país, fue de 62,5%. Si bien el porcentaje de los hogares con servicio de disposición final en relleno sanitario es alto para los principales aglomerados urbanos, en algunos casos ese porcentaje se corresponde con un bajo porcentaje de población a nivel de cada provincia. En la Tabla 1-3 se presentan algunos ejemplos.

Tabla 1-3: Cobertura del servicio de disposición final en relleno sanitario, por provincia y por aglomerado.

Provincia	Aglomerado o ciudad	Disposición final adecuada*	
		Hogares del aglomerado (%)	Población de la provincia (%)
Santa Fe	Gran Santa Fe	96,3	55
Córdoba	Gran Córdoba	97,4	46
	Río Cuarto	98,1	
San Juan	Gran San Juan	96,4	7
Misiones	Posadas	95,4	73
Chubut	Rawson-Trelew	97,7	3
Tierra Del Fuego	Ushuaia-Río Grande	94,9	89

*Relleno sanitario con captura y tratamiento de gases y lixiviados.
Fuente: elaboración propia en base a Kaza et al. (2018) e INDEC (2020a).

Una problemática asociada a la disposición final es la existencia de los basurales a cielo abierto, que alcanzan a un total de 5.000 sitios distribuidos en todo el país (SAyDS, 2019), uno de los cuales (el de Bariloche, Río Negro) es considerado como uno de los 50 más grandes del mundo (Wilson et al., 2015). Si bien existen diferentes definiciones técnicas de lo que se considera un basural, es importante la percepción que la población tiene de ellos. En este sentido, la Encuesta Permanente de Hogares (INDEC, 2020b) mostró que el 8,1% de la población encuestada afirmó vivir en las cercanías (menos de 3 cuadras) de algún sitio considerado basural. Por su parte el Observatorio de la Deuda Social Argentina reportó que casi el 21% de los hogares relevados en la Encuesta de la Deuda Social Argentina del año 2017 están cerca de estos sitios (ODSA, 2018).

A fin de disminuir el impacto de los basurales a cielo abierto, en particular en lo referido a las emisiones de CO_2e, que representaron el 59% de las emisiones del sector residuos a nivel país (siendo el metano el principal gas emitido) (MAyDS, 2021), el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible lanzó el Plan Federal de Erradicación de Basurales a Cielo Abierto. Éste se vincula al cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible y se enmarca bajo el paradigma de la Economía Circular. Con este programa se propone la construcción de nuevos complejos Socioambientales para el tratamiento de los residuos o la mejora de los ya existentes.

1.3.4 Síntesis de la situación del sector residuos en Argentina

A modo de síntesis se pueden mencionar los siguientes puntos:

a) La política instrumentada a nivel nacional busca, principalmente, eliminar los basurales a cielo abierto y recuperar materiales mediante el reciclaje. Además, promueve la incorporación de los recuperadores urbanos al sistema formal.
b) Al año 2018, la recuperación de materiales mediante reciclaje en Argentina fue menor que el promedio para América Latina y el Caribe, aunque no se contabilizó correctamente el aporte de los trabajadores informales que quedaron fuera del sistema formal.
c) La recuperación por valorización energética es incipiente, se da por el uso de combustible derivado de residuos en la industria cementera, utilizando corrientes específicas de residuos.
d) La GPC promedio de Argentina está entre las más altas de América Latina. A nivel país muestra una tendencia creciente, pero es heterogénea entre las provincias y la CABA, alcanzando los mayores valores en los principales conglomerados urbanos.
e) La composición física promedio de los RSU corresponde a una población de ingresos medio-alto y también muestra heterogeneidad entre las diferentes jurisdicciones.
f) A nivel país la cobertura de recolección es de las más altas de América Latina y el Caribe, aunque la disposición final adecuada tiene menor alcance. Además, este servicio cubre a un alto porcentaje de población en los conglomerados urbanos, pero bajo en relación al total de población de la mayoría de las provincias.
g) La calidad del servicio de recolección también es heterogénea y menor en los barrios marginados, cuya población está más expuesta a sitios considerados como basurales a cielo abierto.
h) La información cuantitativa sobre las características de los residuos, el alcance y la eficiencia de los PGIRSU en las diferentes jurisdicciones es escasa y desagregada.

i) Aún existe un gran número de basurales a cielo abierto y en los últimos años se han reforzado las políticas para su eliminación en marco del cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible.

j) Las tareas de eliminación de residuos son las principales responsables de las emisiones GEI provenientes del sector residuos.

1.4 Referencia

Beljanski, M. (2020). *Diploma de Posgrado Bases y Herramientas para la Gestión Integral del Cambio Climático*.

CAMMESA. (2018). *Informes Anuales de la Compañía Administradora del Mercado Mayorista Eléctrico*. CAMMESA.

CAMMESA. (2019). *Informe Anual de la Compañía Administradora del Mercado Mayorista Eléctrico*. https://cammesaweb.cammesa.com/informe-anual/

CAMMESA. (2020). *Informe Renovables JUN 2020*. https://cammesaweb.cammesa.com/informe-anual/

CAMMESA. (2022). Informe anual 2021. Informe Anual | CAMMESA

CEAMSE-INCOCIV consultora. (2014). *Plan Provincial de Gestión Integral de Residuos para la provincia de Entre Ríos. Producto II: estudio de generación y caracterización de los RSU.* https://www.entrerios.gov.ar/ambiente/userfiles/files/archivos/Plan%20Girsu/B%20-%20Gesti%C3%B3n%20de%20Residuos/19%20-escenario%20provincial/escenario%20provincia.pdf

Cherubini, F., Bargigli, S., & Ulgiati, S. (2009). Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. *Energy*, *34*(12), 2116–2123. https://doi.org/10.1016/j.energy.2008.08.023

de Souza, S. N. M., Horttanainen, M., Antonelli, J., Klaus, O., Lindino, C. A., & Nogueira, C. E. C. (2014). Technical potential of electricity production from municipal solid waste disposed in the biggest cities in Brazil: Landfill gas, biogas and thermal treatment. *Waste Management and Research*, *32*(10), 1015–1023. https://doi.org/10.1177/0734242X14552553e

European Commission Directive. (2015). *Communication from the Commission to the European Parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions. Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy*. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:8a8ef5e8-99a0-11e5-b3b7-01aa75ed71a1.0012.02/DOC_1&format=PDF

Gobierno de Formosa. (2014a). *Plan Provincial de Gestión de Residuos Sólidos Urbanos (GIRSU) para la provincia de Formosa. Estudio de generación y caracterización de RSU- Pirané*.

Gobierno de Formosa. (2014b). *Plan Provincial de Gestión de Residuos Sólidos Urbanos (GIRSU) para la provincia de Formosa. Estudio de generación y caracterización de RSU-Clorinda*.

Gobierno de la provincia de Mendoza. (2017). *Proyecto de gestión integral de residuos sólidos urbanos zona metropolitana de la provincia de Mendoza (segunda parte)*. https://www.mendoza.gov.ar/dpa/wp-content/uploads/sites/34/2019/10/Informe-1-Estudio-de-Diagn%C3%B3stico-17-2%C2%BA-Parte.pdf

Gobierno de Río Negro. (2014). *Plan Provincial de Gestión de Residuos Sólidos Urbanos (GIRSU) para la provincia de Río Negro. Estudio de generación y caracterización de RSU*.

Gutierrez-Gomez, A. C., Gallego, A. G., Palacios-Bereche, R., Tofano de Campos Leite, J., & Pereira Neto, A. M. (2021). Energy recovery potential from Brazilian municipal solid waste via combustion process based on its thermochemical characterization. *Journal of Cleaner Production*, *293*, 126145. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2021.126145

Heim, P., & Pita, G. (2018). *Regulación Energética. Documentos de trabajo-Diplomatura a distancia Tecnología y Gestión de la Energía*.

IAE, UCES, & IPSE. (2016). *Abastecimiento de energía eléctrica a partir de fuentes renovables. Documento final. Taller sobre el Programa RenovAR*. https://web.iae.org.ar/wp-content/uploads/2016/07/DOCUMENTO-FINAL-TALLER-DE-ENERGI--AS-RENOVABLES-7-de-Julio-16.pdf

INDEC-Instituto Nacional de Estadísticas y Censo. (2020a). *Proyecciones y estimaciones*. https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel3-Tema-2-24

INDEC-Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. (2020b). *Indicadores de condiciones de vida de los hogares. Serie histórica*. https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel4-Tema-4-27-144

INTERMESTICA. (2018). *Estudio de generación y caracterización de residuos sólidos*. http://www.ambientejujuy.gob.ar/wp-content/uploads/2020/04/Caracterizacio%CC%81n-RSU-Envi%CC%81o-21-09-2018.pdf

International Standard Organization. (2008). *Gestión Ambiental. Análisis de Ciclo de Vida: principios y marco de referencia. IRAM-ISO 14040*. IRAM.

Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., & van Woerden, rqank. (2018). *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0

Khoo, H. H. (2009). Life cycle impact assessment of various waste conversion technologies. *Waste Management*, *29*(6), 1892–1900. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2008.12.020

Lupa, C. J., Ricketts, L. J., Sweetman, A., & Herbert, B. M. J. (2011). The use of commercial and industrial waste in energy recovery systems - A UK preliminary study. *Waste Management*, *31*(8), 1759–1764. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.04.002

Margulis, S. (2016). *Vulnerabilidad y adaptación de las ciudades de América Latina al cambio climático*. CEPAL-Comisión Económica para América Latina y el Caribe.

Martínez Arce, E., Daza, D., Tello Espinoza, P., Soulier Faure, M., & Terraza, H. (2010). *Informe de la evaluación regional del manejo de residuos sólidos urbanos en América Latina y el Caribe 2010*. https://publications.iadb.org/publications/spanish/document/Informe-de-la-evaluaci%C3%B3n-regional-del-manejo-de-residuos-s%C3%B3lidos-urbanos-en-Am%C3%A9rica-Latina-y-el-Caribe-2010.pdf

MAyDS. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2020). *Informe del estado del ambiente 2019*. https://informe.ambiente.gob.ar/

MAyDS-Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2021). *Cuarto Informe Bienal de Actualización de Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático (CMNUCC)*. https://www.argentina.gob.ar/ambiente/cambio-climatico/cuarto-informe-bienal

MINCyT-Ministerio de Ciencia, T. e I. (2013). *Núcleo socio-productivo estratégico. Reciclado de distintas corrientes de residuos*. https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/reciclado-de-residuos_doc.pdf

ODSA-Observatorio de la Deuda Social Argentina. (2018). *Documento estadístico N°2: Condiciones materiales de vida, hábitat, pobreza y desigualdad en los hogares urbanos de la Argentina (2010-2017)*. https://repositorio.uca.edu.ar/handle/123456789/8158

ONU Medio Ambiente. (2018). *Perspectiva de la gestión de residuos en América Latina y el Caribe* (O. para A. L. y el C. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Ed.).

Pavlas, M., Tou, M., Bébar, L., & Stehlík, P. (2010). Waste to energy – An evaluation of the environmental impact. *Applied Thermal Engineering*, *30*(16), 2326–2332. https://doi.org/10.1016/J.APPLTHERMALENG.2009.10.019

Saidón, M. (2020). *Explicar la innovación en políticas públicas. La Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos en municipios argentinos*. Teseo. https://www.editorialteseo.com/archivos/18041/explicar-la-innovacion-en-politicas-publicas/

SAyDS. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. (2019). *Informe de estado del ambiente-2018*. https://www.argentina.gob.ar/noticias/informe-del-estado-del-ambiente

SAyDS. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. (2005). *Estrategia Nacional para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos*. https://www.argentina.gob.ar/ambiente/control/estrategia-nacional

SE- Secretaría de Energía. (2018). *Informes estadísticos de la Secretaría de energía*. http://datos.minem.gob.ar/dataset/anuarios-de-energia-electrica

SE-Secretaría de energía. (2019). *Cálculo del Factor de Emisión de CO_2 de la Red Argentina de Energía Eléctrica*. http://datos.minem.gob.ar/dataset/calculo-del-factor-de-emision-de-co2-de-la-red-argentina-de-energia-electrica

SE-Secretaría de Energía. (2020). *Información geográfica*. https://sig.se.gob.ar/visor/visorsig.php?t=1

Suárez, F. (2021). *Entrevista personal (vía correo electrónico)*.

Suárez, F. M. (2016). *La Reina del Plata. Buenos Aires: sociedad y residuos*. Universidad Nacional de General Sarmiento.

The World Bank. (2015). *Diagnóstico de la Gestión Integral de residuos sólidos urbanos en la Argentina*. http://ars.org.ar/documentos-download/Banco%20mundial%20Diagn%C3%B3stico%20de%20la%20Gesti%C3%B3n%20Integral%20de%20RSU%20en%20Argentina%20BM%20-%20Jul%202015.pdf

Themelis, N. J., Diaz Barriga, M. E., Estevez, P., & Velasco, M. G. (2016). *Guía para la recuperación de energía y materiales de residuos*. https://docplayer.es/52233299-Guia-para-la-recuperacion-de-energia-y-materiales-de-residuos.html

Wilson, D. C., Rodic, L., Modak, P., Soos, R., Carpintero Rogero, A., Velis, C., Iyer, M., & Simonett, O. (2015). *Global waste management outlook* (T. Cannon, Ed.). United Nations Environment Programme.

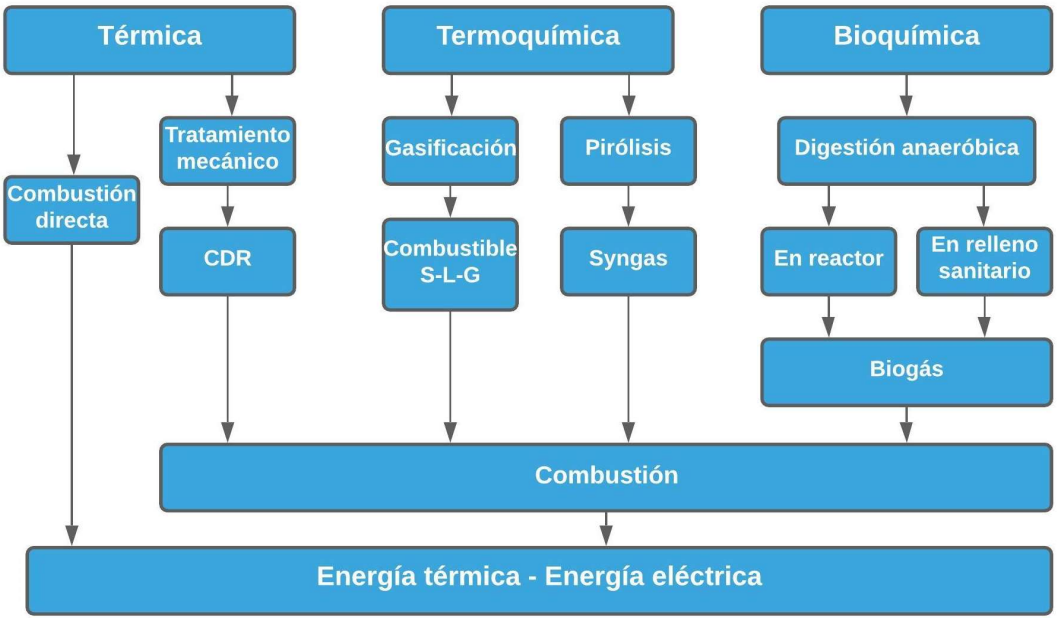
Yılmaz, İ. H., & Abdulvahitoğlu, A. (2019). Evaluation of municipal solid waste options in Turkey: Scenarios for energy recovery, carbon mitigation and consequent financial strategies. *Resources, Conservation and Recycling*, *147*, 95–110. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.02.029

Capítulo 2: ESTADO DEL ARTE

2.1 Tecnologías de valorización energética de residuos sólidos: aspectos generales

Las áreas urbanas demandan gran cantidad de materiales y energía y generan, a su vez, gran cantidad de residuos de diversas características que hacen que algunos puedan ser reutilizados o reciclados. Por ejemplo, residuos como papel, vidrio y latas pueden separarse antes o después de la recolección y enviarse a plantas de reciclado. Los residuos orgánicos pueden compostarse y regresar al suelo proveyendo nutrientes. Sin embargo, siempre habrá materiales residuales que no podrán ser aprovechados en ninguna de estas formas. Una opción de aprovechamiento es su utilización en plantas WtE para la generación de electricidad y/o calor, o bien para generar combustibles líquidos o gaseosos. Así, las tecnologías WtE pueden proveer un método de eliminación de residuos y, a su vez, de generación de energía, balanceando la ecuación costo-beneficio. La European Commission Directive (ECD, 2015) recomienda el aprovechamiento energético de los residuos frente a su disposición en rellenos sanitarios, siempre que su reciclado no sea factible, es decir, respetando la jerarquía en la gestión de los residuos. En este sentido, algunos desechos tienen un origen biológico (papel, madera, residuos de agricultura, materiales textiles), por lo que pueden ser considerados como fuentes de energía renovables. Su combustión, si bien liberará CO_2, no adiciona cargas atmosféricas dado que son parte de un ciclo biológico corto en el cual se reabsorberá el CO_2 liberado a la atmósfera. Otros materiales como los plásticos, cuya combustión sí aportará a la carga atmosférica de CO_2 (dado su origen fósil) pueden reemplazar combustibles fósiles que, de otra manera, hubieran sido usados para la producción de electricidad o calor (Perkoulidis et al., 2015).

Existen diferentes tecnologías de valorización energética de residuos, la manera de clasificarlas se ha ido modificando a la par de los desarrollos tecnológicos. En términos generales, se las puede clasificar en tecnologías térmicas, termoquímicas y bioquímicas (Figura 2-1).



CDR: combustible derivado de residuos. S-L-G: sólido-líquido-gaseoso.

Figura 2-1: Tecnologías de valorización energética de residuos.

Fuente: elaboración propia en base a Elías (2012), Breeze (2018a) y ONU Medio Ambiente (2018).

2.2 Tecnologías de valorización térmica y termoquímica

2.2.1 Combustión directa o Incineración

La incineración es la técnica más simple y utilizada a nivel mundial (AlQattan et al., 2018). Su desarrollo tuvo como objetivo principal la reducción del volumen y del riesgo potencial de los residuos destinados a disposición final a través de la mineralización y destrucción de sus componentes orgánicos. Normalmente la incineración reduce el peso de los residuos en más de un 75% y su volumen entre un 85% y 90% (Rogoff & Screve, 2011). Las plantas de incineración pueden diseñarse para operar con residuos en bruto (o en masa) o residuos procesados, tanto domiciliarios como RINE. Típicamente una planta de incineración en bruto puede generar entre 400 y 700 kWh/t de residuos procesados (Teixeira Coelho et al., 2020). Este valor, dependerá del contenido energético de los residuos, así como de la eficiencia de la planta. El contenido energético de los residuos quemados en bruto puede variar considerablemente según el clima, la

estación del año y el origen de los residuos. Por ello, se debe tener precaución al momento de extrapolar datos si no se han podido medir esta posible variación.

Existen diferentes diseños de plantas de incineración según la capacidad de procesamiento requerida y las características de los residuos a procesar. En su versión más sencilla, consiste en quemar los residuos en una cámara de combustión sobre un sistema de parrillas con ingreso forzado de aire que los van trasladando dentro de ésta, de manera tal que permanezcan el tiempo suficiente para asegurar su completa destrucción. Otros parámetros importantes son la temperatura a la que se queman los residuos y la turbulencia que se logra dentro del horno. De acuerdo a Breeze (2018b), la planta de combustión en parrilla más grande puede procesar hasta 1.200 toneladas por día de residuos en una sola línea. Su capacidad puede incrementarse agregando líneas de parrilla paralelas. En los casos en que no se requiera una gran capacidad de procesamiento, se puede emplear un sistema de horno rotatorio. Una ventaja de estos sistemas es que permiten procesar residuos con alto contenido de humedad (superior al 60% en peso). También existen las cámaras de combustión de lecho fluidizado, útiles para quemar residuos heterogéneos, pero se requiere que éstos sean previamente triturados en pequeñas partículas para facilitar la fluidez del lecho (Breeze, 2018b). Las principales características de los sistemas de incineración se resumen en la Tabla 2-1.

Tabla 2-1: Características de los sistemas de incineración.

	Tipo de sistema		
	Parrilla	**Rotatorio**	**Lecho fluidizado**
Descripción	El sistema de parrilla traslada los residuos a través de la cámara de combustión	El horno cilíndrico oscila alrededor de un eje axial, los residuos son transportados por gravedad	Horno cilíndrico vertical, los residuos se movilizan con material inerte fluidizado con aire
Material de entrada	RSU mezclado, RINE, lodos	Residuos peligrosos, hospitalarios, CDR	CDR, lodos
Temperatura	850-1.100ºC	850-1.300ºC	Lecho > 650ºC Zona libre: 850-950ºC
Capacidad	50 mil -1 Mt/año	1–73 mil t/año	150 mil t/línea/año

Tabla 2 1 (continuación): Características de los sistemas de incineración.

PCI material de entrada	6 - 12 MJ/kg, en parrilla enfriada con aire < 25 MJ/kg, en parrilla enfriada con agua	No especificado	6,5 - 13 MJ/kg en lecho burbujeante <35 MJ/kg en lecho circulatorio 7 - 20 MJ/kg en lecho rotatorio
Observación	Más común Admite residuos mezclados	Muy robusto, admite líquidos, sólidos, gases y lodos. Se agrega cámara de post combustión para asegurar destrucción de elementos tóxicos, requiere menor superficie	La combustión es más homogénea La temperatura es más fácil de controlar Permite operación discontinuada

CDR: combustible derivado de residuos; PCI: poder calorífico inferior; RINE: residuos industriales no especiales; RSU: residuos sólidos urbanos.

Fuente: elaboración propia en base a Bilitewski et al. (2018), Bosmans et al. (2013), Breeze (2018b) y Chen et al. (2010).

El calor liberado durante la combustión es capturado por cañerías de agua a presión que revisten los hornos. El agua puede utilizarse para aplicaciones industriales a baja temperatura o para calefacción central. También, puede generarse vapor, el cual es más versátil porque puede utilizarse para calefacción y para generar electricidad (Breeze, 2018b; Rogoff & Screve, 2011). Sin embargo, la eficiencia eléctrica es relativamente baja, alrededor de 20-30%, pero puede incrementarse hasta un 80% a través de la co-generación de electricidad y calor en las llamadas plantas CHP (del inglés Combined Heat and Power). Para sostener esta eficiencia debe existir una demanda de calor a lo largo de todo el año. De lo contrario la eficiencia puede disminuir en más de un 20% (Burnley et al., 2011).

Como resultado de la combustión, se producen emisiones gaseosas y cenizas volantes y de fondo. Las cenizas volantes son acarreadas por el gas de combustión (CO_2, H_2O, O_2, N_2) que, dependiendo de la composición del material incinerado y de las condiciones operativas, puede contener contaminantes tales como CO, HCl, HF, HBr, HI, NO_x, SO_2, VOCs, PCDD/F, PCBs y metales pesados (Bosmans et al., 2013). Por ello, el gas tiene que

pasar por una serie de dispositivos de limpieza y control de contaminantes. Estas emisiones, además, pueden controlarse modificando la composición y algunas características de los elementos utilizados como combustible, tales como el contenido de humedad y tamaño de partícula (Pan et al., 2015). Asimismo, se producen cenizas de fondo que contienen los materiales no combustibles, las que son apagadas con agua al final del proceso. Desde la ceniza de fondo pueden recuperarse metales o, luego de un proceso de homogeneización o de pulverización, puede ser usada como material para la construcción (de rutas, por ejemplo) o bien disponerse en relleno sanitario (Spreadbury et al., 2021; Breeze, 2018b). Normalmente, las cenizas volantes son tratadas como residuos peligrosos y depositadas en rellenos de seguridad, aunque esto puede variar de acuerdo a la normativa local.

En el año 2018, se encontraban en operación 492 plantas de incineración en 21 países europeos, que procesaron en conjunto 96 millones de toneladas de RSU, aproximadamente el 28% de lo generado. Estas plantas, pueden proveer de electricidad a 18 millones de habitantes y de calor a 15,2 millones (CEWEP, 2018; Comisión Europea, 2018). En Estados Unidos, al año 2017, se encontraban en operación 75 plantas de incineración, las que procesaron 29,3 millones de toneladas de residuos y generaron 13.876 GWh de electricidad (Michales & Krishnan, 2018). En China, para el año 2017, existían 254 plantas de incineración, con una capacidad instalada total de 230.000 t/día (Themelis et al., 2016); mientras que en Turquía existían 35 plantas con capacidad instalada de 170 MW electricidad (Yılmaz & Abdulvahitoğlu, 2019). Las tecnologías empleadas, la capacidad y generación de las plantas varían considerablemente entre ellas. A modo de ejemplo, en la Tabla 2-2 se presentan datos operativos de cuatro plantas de WtE ubicadas en Austria.

Tabla 2-2: Datos operativos de plantas WtE en Europa.

Planta	PLANT SPITTELAU	ENEGES	EVN	WAV
Tecnología	Parrilla	Lecho fluidizado	Parrilla	Parrilla
Combustible	RSU	CDR, RINE, lodos	No especificado	RSU, lodos
Capacidad de tratamiento (t/año)	250.000	100.000	500.000	305.000
Eficiencia (%)	76 (CHP)		76-78 (CHP)	No especificada
Capacidad (MW)	89	40	210	108
Producción de vapor	2 líneas x 60,5 t/h (40 bar, 400°C)	46 t/h (40 bar, 400°C)	No especificado	No especificado

CDR: combustible derivado de residuos; RINE: residuos industriales no especiales; RSU: residuos sólidos urbanos; CHP: *combined heat and power.*

Fuente: elaboración propia en base a ISWA (2017).

En general, en América Latina y el Caribe la incineración sólo se utiliza para tratar residuos peligrosos industriales y patogénicos. Sólo en algunas islas del Caribe se aplica a los RSU como respuesta a las limitaciones de espacio para los rellenos sanitarios y a las necesidades de abastecimiento energético. Otro ejemplo puede encontrarse en la Ciudad de México, donde se adjudicó en el año 2017 un contrato para implementar una planta de incineración con generación eléctrica por 965 GWh al año. En Argentina no existen plantas de incineración de RSU con aprovechamiento energético. Las principales barreras para su implementación en ciudades de América Latina y el Caribe son: los altos costos de inversión, operación y mantenimiento en relación con los bajos costos de disposición final en la región, falta de personal calificado, acceso a la tecnología y cuestionamientos de comunidades locales.

2.2.2 Producción de combustible derivado de residuos y combustión

Otra forma de aprovechamiento energético de los RSU es la producción de combustibles derivados de residuos (CDR o RDF en inglés, refuse derived fuel) o su versión de calidad

controlada, el combustible sólido recuperado (CSR o SRF en inglés, solid recovered fuel). Con estos combustibles, se obtiene energía de los residuos utilizándolos en plantas de combustión directa, co-incineración o reemplazando parcialmente combustibles fósiles en hornos de cemento, conocido como co-procesamiento. La diferencia entre el CDR y el CSR radica en que el primero se obtiene a partir de residuos tanto peligrosos como no peligrosos, mientras que el segundo sólo se fabrica con residuos no peligrosos y, además, debe cumplir las especificaciones técnicas de CENT/TN 15359 en base a valores límites de: poder calorífico inferior (PCI) en base seca, contenido de cloro en base seca, contenido de mercurio en relación al PCI. Por este motivo el CSR será de mayor calidad que el CDR. Esta clasificación atiende así a parámetros de diferente naturaleza: económica con el PCI, técnica con el contenido de cloro y ambiental con el límite de contenido de mercurio. Según los valores de los parámetros mencionados, el CSR se clasifica en 5 clases, siendo requerida por las cementeras al menos una clase 3 de CSR. Estas características más homogéneas, permiten un mejor control de la combustión y un mejor rendimiento de los dispositivos de control de emisiones gaseosas.

Los CSR se pueden preparar a partir de diferentes tipos de residuos no peligrosos, incluidos lodos de depuradora, residuos de madera, fracciones de alto poder calorífico de plantas de tratamiento mecánico-físico y/o mecánico-biológico, y fracciones caloríficas de residuos domésticos y comerciales. Para su fabricación es necesario eliminar el material no combustible, una trituración y, en algunos casos, secado y pelletización. La transformación de los residuos o los rechazos en un CSR atiende a dos propósitos: reducir el volumen de residuos enviados a rellenos sanitarios y proporcionar combustibles alternativos a las industrias que hacen un uso intensivo de energía no renovable o en la cogeneración de energía eléctrica y calor (Colomer Mendoza et al., 2019).

La utilización de los residuos como fuente de energía alternativa varía mucho entre regiones y países y se ve influenciada en gran medida por el tipo de industria local, el grado de desarrollo de la normativa sobre residuos, los marcos regulatorios y su aplicación, la infraestructura de recolección de residuos y la conciencia ambiental local. De acuerdo a lo informado por la Federación Interamericana del Cemento, los combustibles alternativos aportan el 20% de la energía necesaria en plantas cementeras

europeas (15% fósil y 5% biomasa). En América Latina y el Caribe la sustitución en países como Brasil, Chile, Costa Rica, Colombia, Guatemala, México y República Dominicana, entre otros, va desde el 7% hasta el 18% (FICEM, 2018). No se cuenta con datos específicos sobre el porcentaje de sustitución en Argentina. La Iniciativa de Sustentabilidad del Cemento calcula que para 2030 la sustitución de combustibles fósiles por residuos será de 25% a 30% para todos los países.

2.2.3 Gasificación

En los procesos de gasificación se aplican altas temperaturas a los residuos (por lo general, plásticos) en condiciones sub-estequiométricas de oxígeno, produciéndose un gas con un amplio rango de contenido energético, el gas de síntesis o syngas (una mezcla de CO e hidrógeno). Los productos obtenidos pueden utilizarse como combustible para la generación de electricidad o en otros procesos industriales (Breeze, 2018c). Adicionalmente, puede recuperarse el vidrio con las escorias y reutilizarse como materiales de construcción.

La composición del gas de gasificación, con la producción concomitante de combustibles sólidos (material carbonizado) y líquidos condensables (pirolíticos), depende de los siguientes factores: tipo de reactor, suministro de energía al proceso, agente de gasificación (aire, O_2, agua), tiempo de retención y sistema de extracción de gas y otros productos.

En general, la gasificación no se aplica a RSU en bruto, sino que es necesaria su transformación a un combustible más homogéneo eliminando materiales no deseados, reciclables y no combustibles, como el CDR o el CSR (Teixeira Coelho et al., 2020). Pese a ello, los sistemas de gasificación presentan grandes ventajas sobre las plantas pequeñas para la generación de energía, especialmente en las zonas rurales y regiones aisladas, así como, para la eliminación de RSU en pueblos pequeños. Además, tiene otros beneficios, tales como una mayor eficiencia energética (65% –80%) en comparación con la combustión directa, un mejor control del gas de síntesis, las cenizas y el carbono residual que permanecen en el gasificador, reduciendo así las emisiones de partículas y las necesidades de disposición final. Se limita la producción de dioxinas, SO_2 y NO_x.

En comparación con la incineración, la gasificación no es una tecnología extensamente utilizada. Existen plantas comerciales en Japón, dado que sus instalaciones requieren de menos espacio y pueden reducir considerablemente el volumen de los residuos. En américa Latina y el Caribe, se reportan proyectos pequeños de tratamiento por gasificación de algunos residuos forestales y agrícolas y sólo una planta piloto en Brasil que opera a 1 MW de energía térmica con CSR y gasificador de lecho fluidizado (Silva-Martínez et al., 2020). En Argentina no existen plantas de gasificación que operen con RSU o CDR.

2.2.4 Pirólisis

El proceso de pirólisis provoca la degradación térmica a alta presión y en ausencia de oxígeno de los residuos sólidos. Esta tecnología opera a temperaturas entre 350-900ºC, aunque lo más común es que operen debajo de 700ºC. Los productos que se obtienen pueden ser sólidos, líquidos o gases, dependen del tipo de material de entrada, la temperatura y el tiempo de residencia. A mayor tiempo de residencia, se obtiene mayor porcentaje de productos gaseosos y menor toxicidad de los líquidos resultantes. El gas resultante, puede tener un PCI entre 5-15 MJ/m^3 si se produce a partir de RSU y entre 15-40 MJ//m^3 si se produce a partir de CDR o CSR. Este gas puede emplearse en turbinas para producir electricidad, mientras que los líquidos y sólidos pueden utilizarse como combustible para otros procesos. Con esta tecnología se puede recuperar hasta un 80% de la energía contenida en la materia carbonosa (AlQattan et al., 2018; Bosmans et al., 2013; Breeze, 2018c). Existen diferentes tipos de reactores: de lecho fluidizado, parrillas rotatorias, parrillas móviles, y horno rotatorio. Para tratar RSU se recomienda el de lecho fluidizado porque es menos susceptible a la variación de los residuos, aunque en éstos debe predominar materia orgánica.

Kim et al. (2020) realizaron una revisión sobre las aplicaciones actuales del proceso de pirólisis para la obtención de productos de valor agregado tales como bio-oil, bio-char y syngas a partir de residuos orgánicos agroindustriales y restos de comida. Concluyeron que, si bien estos productos pueden utilizarse en diversas aplicaciones, tales como la generación de energía y como materia prima para la obtención de otros productos en la industria química, aún es necesario realizar más estudios para conocer las propiedades

de los productos pirolíticos obtenidos a partir de residuos de alimentos. Pese a que se trata de una tecnología que aún está en desarrollo para el tratamiento de los residuos, a nivel mundial la capacidad instalada creció de 45.000 MW en el año 2004 a 84.500 MW en el año 2013. En el año 2017, había 747 proyectos en todo el mundo (Ouda et al., 2016) pero en América Latina y el Caribe sólo se reportan proyectos piloto demostrativos (Silva-Martínez et al., 2020). Al igual que la gasificación, en Argentina no existen plantas que operen con RSU o CDR.

2.3 Tecnologías de valorización bioquímicas

2.3.1 Digestión anaeróbica: en digestor

Esta tecnología es útil para tratar residuos industriales, agrícolas y la fracción orgánica de los RSU (FORSU), en particular los generados en grandes cantidades en lugares específicos como mercados, restaurantes y otros servicios gastronómicos. El rendimiento del proceso depende del grado de mezcla que tengan los residuos con impurezas, el tamaño de partícula y de parámetros como el contenido de humedad, pH y temperatura del proceso. En zonas urbanas con recolección diferenciada, el rendimiento puede variar entre 50 y 300 kg de sustancia seca/ t de material ingresado, y este producto puede utilizarse como fertilizante, disminuyendo las cantidades enviadas a relleno sanitario. Cuando no existe recolección diferenciada, puede emplearse la FORSU obtenida en plantas de tratamiento mecánico-biológico (TMB), pero el gran contenido de impurezas suele presentar problemas operacionales. En comparación con los procesos termoquímicos, las emisiones son menos complejas, pero deben controlarse las posibles emisiones de metano, amoniaco y olores (Bilitewski et al., 2018). La mayoría de los biodigestores operan a 30-35°C (Islam, 2018), aunque existen sistemas que operan entre 50-65°C, lo que implica un mayor consumo energético, que puede representar hasta el 60% del total producido. La capacidad recomendada para tratar RSU es 500-80.000 t/año (Bilitewski et al., 2018). Algunos ejemplos de plantas a gran escala pueden encontrarse en Alemania, donde existe en operación una planta con capacidad de procesamiento anual de 60.000 toneladas y una generación de biogás aproximada de 2.900.000 m^3, con un 64% en volumen de contenido de CH_4 (BVR, 2020). Otra planta en Alemania, que combina digestión

anaeróbica y compostaje, puede procesar hasta 70.000 t/año y generar 350 m^3 de biogás por hora que se utiliza para calefacción urbana (Stadtreinigung Hamburg, 2020). En países como India y Nepal es una práctica extensamente empleada a escala doméstica o en pequeñas comunidades rurales.

En América Latina y el Caribe pueden encontrarse algunos ejemplos de plantas a baja escala, como la instalada en México, que procesa 30 t/día de FORSU y tiene una capacidad instalada de 200 kW para generación de electricidad. En Brasil, opera una planta con una capacidad de 1.500 t/mes y proyecta duplicar su capacidad (ONU Medio Ambiente, 2018).

En Argentina, también existen plantas de digestión anaeróbica. En 2016, el Instituto Nacional de Tecnológico Industrial realizó un relevamiento nacional sobre 62 plantas en operación. Aproximadamente el 50% de las plantas relevadas son de tamaño pequeño (volumen del biodigestor <100 m^3) y sólo un 3% de tamaño grande (volumen del biodigestor >1 000 m^3). Asimismo, el estudio mostró que existen falencias técnicas en la construcción, los materiales utilizados, la seguridad y la operación de las instalaciones. Esto hace que su rendimiento esté por debajo del esperado. Entre ellos, se observó falta de sistema de control de emisiones, de sistemas de aislamiento, de control de la temperatura y falta de agitación en los reactores. Este último punto resulta llamativo, ya que el 46% de las plantas usa reactores de mezcla completa, una tecnología que requiere de agitación constante ya que admiten residuos en estado sólido. La mayoría de las plantas se construyeron a fin de tratar residuos orgánicos de origen industrial y efluentes y no realizan ningún aprovechamiento energético, ni del fertilizante generado (FAO, 2019). Este es uno de los motivos por el cual se cree que no controlan la calidad de productos obtenidos. Es decir que, esta tecnología aún tiene mucho por mejorar en Argentina.

2.3.2 Aprovechamiento de gas de relleno sanitario

La colección del gas de relleno sanitario, producto de la descomposición de la FORSU, se realiza por medio de un sistema de tuberías, que permite recuperar, en los rellenos sanitarios más modernos, entre el 40% y 60% del total producido (Teixeira Coelho et al., 2020). En este caso, la producción de biogás dependerá de las condiciones ambientales

(temperatura y precipitaciones) y de aspectos operativos del relleno sanitario (compactación, cobertura, colección de lixiviados, entre otros). Este gas debe ser tratado antes de ser utilizado en el proceso de conversión térmica a fin de disminuir el contenido de humedad, remover partículas y otras impurezas. Para la utilización del biogás, producido en cualquiera de los procesos de conversión bioquímica mencionados, pueden utilizarse motores o turbinas. Los motores no requieren de gas de alta calidad, pero precisan un contenido de metano mayor a 40%; mientras que las turbinas tienen más requerimientos en cuanto al contenido de impurezas, pero pueden operar con menor contenido de metano (al menos 30%). Debe considerarse, entonces, que el biogás de digestor presenta mayor calidad que el gas de relleno sanitario (Teixeira Coelho et al., 2020).

Existen numerosos proyectos en operación alrededor del mundo, que permiten además reducir las emisiones de GEI desde los rellenos sanitarios. Por ejemplo, en China para el año 2008 existían 26 proyectos de colección de gas de relleno sanitario con una capacidad instalada aproximada de 57 MW, que representaban una disminución anual de 2.234 millones de toneladas de CO_2e (Chen et al., 2010). Para el año 2007, en Taiwán cuatro proyectos producían anualmente 160 GWh (Tsai, 2007).

En América Latina y el Caribe esta tecnología se implementa en varios países, como Brasil, Ecuador, El Salvador, Colombia, México, Perú y Uruguay, sumando aproximadamente 20 rellenos sanitarios donde se captura el gas de relleno para aprovechamiento energético (ONU Medio Ambiente, 2018). Algunos de estos proyectos se enmarcan en el Mecanismo de Desarrollo Limpio, implementado en el marco del Protocolo de Kyoto. En Brasil, varios proyectos de rellenos sanitarios con captura de gas fueron financiados parcialmente mediante la venta de bonos de reducciones de emisiones a través del Fondo de Asociación para el Carbono del Banco Mundial. En la Ciudad de México, se estudió la factibilidad de captura de gas de un relleno sanitario clausurado en el año 2011 donde se calcula que hay dispuestas alrededor de 70 millones de toneladas de RSU, que podrían generar 250 GWh, para dar electricidad a 35.000 hogares (C40 Cities Climate Leadership Group, 2011). Como se mencionó en el apartado 1.2.2 *Participación de las energías renovables en la matriz eléctrica*, en el año 2018 en la RMBA existían dos centrales operando con gas de relleno sanitario con una potencia

nominal instalada de 16,6 MW. No se tiene registro de otros proyectos en operación en el país.

2.4. Costos de las tecnologías WtE

La financiación de la gestión de residuos en general y de las plantas WtE, en particular, resulta un tema crucial, puesto que las plantas WtE son instalaciones industriales complejas y caras en comparación con otras tecnologías, como los rellenos sanitarios, en particular las instalaciones WtE termoquímicas. Sin embargo, este tipo de tecnologías es la que lidera el mercado, con aproximadamente el 88% de los ingresos (WEC, 2020).

La evaluación financiera de los proyectos WtE debe realizarse teniendo en cuenta el costo de la energía. Éste varía considerablemente de un país a otro, dependiendo, entre otras cosas, de la matriz energética específica. En particular, la energía producida por una planta WtE termoquímica suele resultar más cara que la producida en una planta térmica convencional. Por ejemplo, los costos estimados de electricidad para una planta de incineración en Estados Unidos para el año 2013 fueron de entre 80 y 210 USD/MWh y el de una que opera a partir de gas de relleno sanitario fue entre 45 y 95 USD/MWh; mientras que los usuarios finales pagaron alrededor de 130 USD/MWh (United States Department of Labor, 2020). Para Europa occidental los valores estimados son similares, mientras que en China el costo de producir energía a partir de gas de relleno se estimó entre 34 y 83 USD/MWh (Breeze, 2018d).

Los costos de inversión y de operación y mantenimiento de las instalaciones variarán de acuerdo a las tecnologías específicas aplicadas, la calidad de los materiales de construcción, el diseño, la capacidad, el valor de los salarios, los límites de emisiones locales, entre otros aspectos. Por ejemplo, Xin-Gang et al. (2016) estimaron, para una planta de incineración con capacidad de 1.000 toneladas diarias, requerimientos de inversión de entre 73,35 y 81,5 millones de dólares utilizando tecnología norteamericana o europea, mientras que para tecnología desarrollada en China los valores descendieron a un rango de entre 48,9 y 57,05 millones de dólares y los costos de operación promediaron los 24,45 USD/t.

Resulta difícil comparar costos entre países y/o regiones ya que las condiciones sociales, económicas, culturales, técnicas y tecnológicas son diferentes. También varían los

estándares ambientales que se deben cumplir. En este sentido, para las plantas WtE termoquímicas, entre el 40% y 70% del costo de inversión corresponde a los sistemas de control de emisiones gaseosas (Ouda et al., 2016). Por lo tanto, mientras más exigentes sean los estándares ambientales mayores los costos de inversión en equipamientos de control. Otros aspectos que dificultan las comparaciones es la existencia de tecnologías que han mostrado buenos resultados a pequeña escala y bajo condiciones específicas (por ejemplo, operando con residuos con determinadas características), pero tienen experiencia limitada en operación a gran escala y bajo una amplia variedad de condiciones locales. Para salvar algunas de estas limitaciones, ciertos estudios proporcionan costos comparativos de las tecnologías de acuerdo con los ingresos del país (Tabla 2-3), puesto que el nivel de complejidad de la tecnología a adoptar será acorde a la capacidad de pago de la población particular. Las regiones como América Latina y el Caribe tienen una capacidad de pago baja en comparación con, por ejemplo, Europa occidental o América del Norte, ya que la gran parte de los países son considerados de ingreso medio o medio-bajo.

Tabla 2-3: Costos de inversión de diferentes tecnologías WtE según nivel de ingreso de la población.

Tecnología WtE	Costos de inversión (USD/t)		
	Países ingresos bajos	**País de ingresos medios**	**Países de ingresos altos**
Incineración en bruto	95-120	100-130	150-190
Digestión anaeróbica (DA)	65-80	65-80	95-120
Incineración de CDR	80-110	90-115	120-160
TMB + producción de CDR	50-70	60-75	90-110
TMB + DA	50-70	60-75	100-120

CDR: combustible derivado de residuo; DA: digestión anaeróbica; TMB: tratamiento mecánico-biológico; USD: *united states dollar*; WtE: *waste to energy.*

Fuente: elaboración propia en base a Wilson et al. (2015).

Hasta aquí solo se han mencionado los costos monetarios de los proyectos WtE. Sin embargo, en estas evaluaciones es importante considerar no sólo los ingresos por la

venta de energía y por las toneladas de residuos tratados, sino también el ahorro que implicará a futuro evitar la adquisición de nuevas tierras para extender los rellenos existentes, los beneficios asociados a los ahorros en la generación de energía de combustibles fósiles tradicionales, así como el ahorro generado al evitar enterrar determinada cantidad de residuos en relleno sanitario, con sus consecuentes costos ambientales. En este sentido, han existido situaciones extremas en la que se han pagado altos costos en términos de compensaciones económicas ante accidentes o problemas de salud en países donde la disposición de residuos en basurales a cielo abierto y la quema son prácticas comunes, incluso en sitios donde se disponen los RSU en rellenos sanitarios. Por ejemplo, en el año 2012 el distrito de Bogotá, Colombia, debió pagar 76 millones de dólares en concepto de indemnizaciones a la población por el deslizamiento de 1.200 millones de toneladas de RSU desde un relleno sanitario (ONU Medio Ambiente, 2018).

Es decir, los análisis financieros tradicionales no son suficientes. Dentro de la evaluación debieran incluirse los costos y beneficios sociales y ambientales, teniendo siempre presente la jerarquía del tratamiento de residuos. Valorar estos costos y beneficios (o externalidades negativas y positivas) no resulta una tarea fácil y se requiere del desarrollo de una metodología adecuada que se ajuste a los objetivos de cada evaluación. Algunos métodos utilizados son los costos de remediación (hipotéticos), voluntad de pagar, o bien se usan valores de referencias de servicios o bienes ambientales que ya han sido valorados en otros estudios. El método particular dependerá de los impactos específicos que se quieran valorar.

2.5 Evaluación de alternativas de gestión de RSU

Decidir qué tecnología utilizar implica evaluar los requerimientos específicos del proyecto a implementar. Esto incluye analizar factores como disponibilidad de materiales y energía, flujo de residuos generados por la comunidad, disponibilidad de sitios para la ubicación de la planta, costos de inversión y operación, disponibilidad de financiamiento, evaluación de riesgos de cada tecnología, entre otros. Los siguientes criterios pueden ser utilizados para evaluar los riesgos relativos de cada tecnología (UNEP, 2019; Rogof & Screve, 2011):

- Grado y escala de la experiencia operativa. Existen tecnologías ampliamente probadas a nivel mundial. Algunas han sido operadas de forma comercial a gran escala y otras en pequeñas plantas. El pasaje de una escala a la otra puede acarrear problemas operativos imprevistos.
- Confiabilidad para disponer los residuos sólidos. La tecnología seleccionada debe ser capaz de procesar el tipo y cantidad de residuos generados por la comunidad sin presentar tiempos de inactividad operativa.
- Compatibilidad con el mercado de materiales y energía. Las tecnologías deben ser capaces de recuperar energía y materiales para los mercados disponibles.
- Factibilidad ambiental. Las tecnologías deben cumplir con los requerimientos ambientales establecidos en las normativas locales. Al mismo tiempo, se debe contar con la capacidad de monitoreo y control de emisiones.
- Costos. Las tecnologías deben brindar medios alternativos de disposición de los residuos sólidos a costos aceptables, que la comunidad y/o inversionistas puedan afrontar.
- Requerimientos de infraestructura local. Para la instalación de plantas WtE se requiere contar con sitios de disposición final apropiados para disponer los residuos del proceso, de acuerdo al tipo de energía que genere (electricidad y/o calor) se debe tener acceso a la demanda.

Se han realizado diversos estudios, aplicando distintas metodologías, para evaluar diferentes opciones de tecnologías de tratamiento de residuos. La Tabla 2-4, resume algunos de ellos.

Tabla 2-4: Síntesis estudios de caso sobre tecnologías de tratamiento de residuos.

Metodología	Tecnologías	Principales resultados	Lugar	Referencia
ACV y AE	GRS e incineración, reciclaje y compostaje	Mejores resultados ambientales: incineración por ahorro de combustibles, económicos: GRS	Toronto, Canadá	(Assamoi & Lawryshyn, 2012)
Modelos para GEI y PGE; AE	GRS Incineración	GRS mostró mejores resultados en el PGE, en el ahorro de GEI y análisis económico	Bangladesh, India	(Islam, 2018)
Modelos para GEI y PGE, AE	BCA GRS; Incineración	GRS mostró mejores resultados en generación eléctrica, cobertura de la demanda y emisiones CH_4. RS mejores resultados económicos	Turquía	(Yılmaz & Abdulvahitoğlu, 2019)
ACV	Reciclaje e incineración. Reciclaje y DA. Bajo distintas matrices energética	A menor reciclaje, mejoran resultados de incineración. A mayor reciclaje mejoran resultados de digestión aeróbica	Gipuzkoa, España	(Bueno et al., 2015b)
AFM y AMC	Compostaje doméstico, DA y reciclaje. Distintas eficiencias	Evidencia necesidad de combinar tecnologías para lograr metas locales de disminución	Zimbabwe	(Makarichi et al., 2018)
AFM	MRF y su impacto en incineración, DA y gasificación	Un aumento del reciclaje no necesariamente compromete al funcionamiento de la WtE	Madrid, España	(Istrate et al., 2021)
ACV	RS; GRS; Incineración y DA; Gasificación y DA	Gasificación mostró mejores resultados por la alta participación de orgánicos en la composición de RSU	Yogyakarta, Indonesia	(Gunamantha & Sarto, 2012)
EIA	BCA, combinaciones de RS, reciclaje, DA y compostaje	Mejores resultados con combinación reciclaje-RS-DA de cloacales y estabilización aeróbica	Kampala, África	(Oyoo et al., 2014)
ACV y AE	1: pirogasificación. 2: TMB, CDR a cementera y DA	Opción 1: mejores resultados ambientales. Opción 2: mejores resultados económicos	Italia	(Panepinto et al., 2015)

ACV: análisis de ciclo de vida; AE: análisis económico; AFM: análisis de flujo de materiales; AMC: análisis multicriterio; BCA: basural a cielo abierto; CDR: combustible derivado de residuos; DA: digestión anaeróbica; EIA: evaluación de impacto ambiental; GEI: gases de efecto invernadero; GRS: gas de relleno sanitarios; MRF: *Material recovery facility*; PGE: potencial de generación eléctrica; RS: relleno sanitario; RSU: residuos sólidos urbanos; TMB: tratamiento mecánico-biológico; WtE: *waste to energy.*

Entre las diferentes metodologías existentes, la mayormente empleada es el Análisis de Ciclo de Vida (ACV), puesto que se trata de una herramienta de gestión ambiental para evaluar entradas, salidas y potenciales impactos ambientales de un producto, servicio o sistema durante todo el ciclo de vida (McDougall et al., 2003). Es decir, se identifican y cuantifican el uso de materia y energía y las emisiones al entorno, a fin de determinar los impactos de ese uso de recursos y de esas emisiones.

Al analizar todo el ciclo de vida desde una perspectiva de sistema, el ACV se ha convertido en una herramienta útil para realizar comparaciones ambientales de diferentes opciones, constituyéndose en una herramienta de política y planeamiento de gestión de residuos a diferentes escalas (local o regional) (Ekvall et al., 2007).

Ante la numerosa generación de este tipo de estudios, la Organización Internacional para la Estandarización (ISO) desarrolló las normas o estándares de la serie 14040 para establecer una estructura de trabajo, unificar métodos, procedimientos y terminologías en busca de reducir decisiones que pudieran resultar arbitrarias. Según esta norma las características fundamentales de un ACV son las siguientes (ISO, 2008):

- Considera el ciclo de vida completo de un producto o servicio, desde la extracción de materia prima y adquisición de energía, producción y manufactura, hasta el uso, tratamiento y disposición final.
- Permite identificar la carga ambiental potencial dentro de las etapas del ciclo de vida, o procesos individuales.
- Considera únicamente los aspectos e impactos ambientales de un sistema de producción.
- Es una aproximación relativa, estructurada en base a la unidad funcional.
- Es una técnica iterativa, donde las etapas individuales usan los resultados de otras etapas.
- El ACV considera todos los atributos o aspectos del medio natural, salud humana y recursos.

Abordar la problemática desde el punto de vista de sistema reviste gran importancia en la gestión de residuos ya que las consecuencias ambientales de las emisiones dependen también del sistema en cuestión y no sólo de las emisiones en sí (Ekvall et al., 2007).

Con esta metodología se han realizado estudios con el objetivo de evaluar las tecnologías WtE de forma individual (Arafat et al., 2015), compararlas entre sí dentro de un sistema de gestión de residuos (Bueno et al., 2015; Panepinto et al., 2015) o bien evaluar su rol potencial en sistemas de gestión que no cuentan con dichas tecnologías (Assamoi & Lawryshyn, 2012; Gunamantha & Sarto, 2012). De acuerdo con los objetivos que cada estudio se plantee, pueden considerarse diferentes unidades funcionales y los límites del sistema también difieren. Astrup et al. (2015) relevaron 250 estudios de casos y hallaron que en el 58% de ellos, la unidad funcional se definió con respecto a la entrada de residuos, por ejemplo, como una unidad de masa de residuos recibidos en la instalación de WtE (kilogramos o toneladas). Esto permite realizar comparaciones entre diferentes técnicas u opciones de tratamiento.

Sin embargo, este tipo de abordaje no permite evaluar qué sucede si cambian las cantidades generadas en una determinada área de estudio. Por ejemplo, si la cantidad de residuos a gestionar se incrementa, no permitiría evaluar las necesidades de capacidad de las instalaciones. Tampoco permitiría evaluar la aplicación de estrategias de disminución de residuos en un determinado contexto. Por ello, se recomienda como unidad funcional el total de residuos producidos durante un año en el área geográfica bajo estudio. Asimismo, se puede incorporar el aspecto dinámico del sistema, incluyendo estudios de extrapolación sobre la generación de residuos. De esta manera, se pueden evaluar escenarios futuros de gestión y lograr un análisis más acorde a las dinámicas de las sociedades (Ekvall et al., 2007). Por ejemplo, el estudio realizado por Assamoi & Lawryshyn (2012), en el que evaluaron el desempeño ambiental de la incineración y el relleno sanitario como tecnologías de tratamiento para los RSU, tanto domiciliarios como comerciales e industriales no peligrosos. El estudio se realizó considerando diferentes estrategias de disminución sobre los RSU domiciliarios y con dos horizontes temporales, el año 2011 y el año 2040. También consideraron, como parte de un análisis de sensibilidad, variaciones en las cantidades de RSU generados, en las tasas de desviación y en la composición de los residuos que llegan a las instalaciones. Otro aspecto fundamental por definir es el sistema y sus límites, ya que los resultados y su interpretación variarán sustancialmente de acuerdo a ello. Dentro de los límites del sistema se especifican los procesos incluidos en el análisis. En general, en el caso de la

gestión de residuos, el análisis comienza en el momento en que un material se convierte en residuo y termina cuando se convierte en un producto útil, en energía aprovechable o en un material inerte en el relleno sanitario (McDougall et al., 2003). Una vez ingresados los residuos al sistema, son sometidos a diferentes etapas: recolección, procesos de clasificación, tratamiento biológico por compostaje, producción de combustible de residuos, tratamiento térmico con recuperación de energía, disposición final en relleno sanitario y generación de energía. Debe especificarse cuáles de estas etapas se incluyen en cada sistema en particular. Además, suelen considerarse tratamientos secundarios como tratamiento de efluentes, disposición de cenizas y recolección de gases. En este sentido, algunos autores han desarrollado estudios con sistemas sumamente complejos que incluyen todas las etapas de gestión e incluso la construcción y mantenimiento de las instalaciones (Gentil et al., 2010). Mientras que en otros estudios se han realizado ACV simplificados, como el desarrollado por Assamoi & Lawryshyn (2012), que sólo consideraron como sistema las entradas y salidas de las tecnologías evaluadas, relleno sanitario con recuperación de energía e incineración con producción de electricidad.

Otro aspecto importante es el tipo y composición de residuos que serán tenidos en cuenta en el análisis a realizar, así como sus características físicas y químicas. Sin embargo, esta información no siempre se presenta detallada. Por ejemplo, Panepinto et al. (2015) presentan flujos de materia detallados de los escenarios de gestión de RSU considerados, pero no especifican su composición. Otros autores especifican la composición física y elemental de los RSU considerados, pero se trata de información secundaria obtenida a partir fuentes bibliográficas (Arafat et al., 2015; Assamoi & Lawryshyn, 2012) o bien emplean la composición física y otros parámetros operativos incluidos en las herramientas informáticas empleadas para el análisis (Bueno et al., 2015). También se han encontrado estudios en los que la composición física y elemental de los RSU se ha obtenido a partir de estudios de caracterización de los residuos generados en el área de estudio particular (Gunamantha & Sarto, 2012). Si bien el tipo de residuo abordado en los estudios es importante para el marco general del estudio, la composición detallada de los mismos puede ser un aspecto crítico con respecto a las emisiones de las tecnologías WtE. En este sentido, Astrup et al. (2015) hallaron que, de

los 250 estudios de caso relevados en su trabajo, el 70% proporcionó una descripción detallada de la composición física de los residuos considerados y el 44% proporcionó información sobre su composición química. Sin embargo, de ellos el 82% y el 44%, respectivamente, no informaron el origen de los datos considerados.

Para llevar a cabo los ACV existen diversas herramientas informáticas. La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos identificó 29 programas, algunos de ellos fueron desarrollados específicamente para analizar los sistemas de gestión de residuos. Por ejemplo, WRATE, MSW-DST, EASETECH, WARM and SWOLF, cuyas últimas actualizaciones corresponden a los años 2014-2015 (Jain et al., 2012). Cada una de estas herramientas presenta diferente grado de flexibilidad en cuanto a los parámetros a modificar por el usuario, lo que depende del tipo de licencia (paga o gratuita).

2.6 Síntesis del estado del arte

A modo de síntesis, en la Tabla 2-5 se presentan los datos operativos de las tecnologías analizadas y se destacan los siguientes puntos:

a) Las instalaciones WtE son técnicamente complejas, requieren de una gran inversión y financiamiento, tienen requerimientos especiales en términos de la calidad del residuo a procesar, requieren de la existencia de un sistema de gestión de residuos “maduro”. Las tecnologías más eficientes y menos impactantes para el ambiente implican mayores costos.
b) Si bien a nivel mundial existen proyectos de plantas de gasificación y pirólisis como tecnologías de tratamiento de RSU, su operación de forma exitosa se realiza a pequeña escala y con corrientes de residuos específicas.
c) Los procesos de digestión anaeróbica mostraron ser exitosos a mediana escala y resultan una alternativa factible para sitios donde la FORSU tiene gran participación en la generación. Sin embargo, en Argentina han demostrado tener baja eficiencia y las plantas que operan con RSU son a escala piloto.
d) La incineración es la tecnología más probada y los avances tecnológicos permiten disminuir los impactos ambientales relacionados a sus emisiones gaseosas. Sin embargo, es necesario un control riguroso para asegurar que se encuentren por debajo de los límites locales. En argentina no se han establecido límites para

emisiones provenientes de la incineración de RSU, sólo para las emisiones de la incineración de residuos peligrosos (artículo 33, punto 8 del decreto 831/93 Requisitos mínimos para la incineración). La incineración en parrillas es la tecnología más robusta y aceptada para RSU y opera de forma continua. La incineración en lecho fluidizado admite la operación discontinua para cubrir los picos de demanda eléctrica y es adecuada para el aprovechamiento de CDR. Éste puede producirse a partir de las corrientes residuales resultantes de plantas TMB, y presenta características más homogéneas que los residuos en bruto, al emplear menor cantidad de aire para la combustión, puede disminuir los impactos ambientales asociados a las emisiones gaseosas. La eficiencia de conversión mejora si se emplean plantas CHP.

e) Las tecnologías de aprovechamiento de gas de relleno sanitario son adecuadas para la recuperación de energía y disminución de las emisiones de metano. Su utilización requiere de una adecuación del gas de relleno, ya que contiene impurezas resultantes de las reacciones químicas entre los diversos residuos enterrados en el relleno sanitario.

f) La política energética y los instrumentos económicos que se apliquen podrán influir de forma positiva o negativa. Es necesario que se articulen con los de gestión de residuos de forma que se fomenten las tecnologías WtE, adecuadas al contexto local y bajo estándares ambientales que aseguren los menores impactos posibles.

g) El ACV es una de las metodologías más empleadas para evaluar los sistemas de gestión de residuos y existen diversas herramientas informáticas con diferentes grados de flexibilidad en cuanto a los parámetros a modificar por el usuario.

h) Los ACV que toman como unidad funcional el total de RSU generados en el área de estudio en un año han demostrado ser más útiles para evaluar la dinámica del sistema, así como los análisis que incluyen estudios de extrapolación.

i) Es importante establecer claramente la composición y propiedades de los RSU considerados, ya que de ello dependen los impactos ambientales estimados por el ACV, como emisiones al aire, al agua, al suelo y consumo/producción de energía.

Tabla 2-5: Síntesis de datos operativos de tecnologías WtE analizadas.

Características	Incineración	Gasificación	Pirólisis	Digestión anaeróbica	Gas de Relleno Sanitario
Utilidad	Reducción de volumen, producción de energía a partir de gas de combustión	Reducción de volumen, conversión de residuos a combustible gaseoso	Reducción de volumen, conversión de residuos a combustible gaseoso y otros productos	Disminuir actividad biológica, masa y producir biogás	Disminución de emisiones de CH_4, producción de energía
Tipo de residuo	RSU en bruto, RINE, CDR	FORSU, CDR	Corrientes específicas (materia orgánica)	FORSU	RSU
PCI (MJ/kg)	6-16 en parrilla hasta 20 en lecho fluidizado			Sin restricción, típica de FORSU	No corresponde
Reducción	Peso 75%; vol. 85-90%	Vol. 50-90%	Vol. 50-90%	Vol. 50%	No corresponde
Años operativos	30	20	20	20	20-50
Capacidad mínima	50000 t/año	Generalmente de pequeña escala		No establecido	No establecido
Productos (por tonelada tratada)	Gases de combustión 4500-6000 m^3/t; escoria y cenizas 25%. Valores menores para lecho fluidizado	Cenizas, escoria. Electricidad, calor, singas	Gases, cenizas, coke, aceite de pirólisis, agua	55% residuo digerido, 11% biogás, 29% agua residual 5% residuos de pretratamiento	Residuos de control de emisiones, biogás, electricidad/calor
Eficiencia eléctrica (%)	20-30	17-30	17	25-30	

Vol.: volumen; CDR: combustible derivado de residuos; FORSU: fracción orgánica de residuos sólidos urbanos; PCI: poder calorífico inferior; RINE: residuos industriales no especiales; RSU: residuos sólidos urbanos.

Fuente: elaboración propia en base a Bilitewski et al. (2018), Bosmans et al. (2013); Breeze (2018a, 2018b, 2018c), Burnley et al. (2011), Teixeira Coelho et al. (2020), Ouda et al. (2016) y Rogoff & Screve (2011).

2.6 Referencias

AlQattan, N., Acheampong, M., Jaward, F. M., Ertem, F. C., Vijayakumar, N., & Bello, T. (2018). Reviewing the potential of Waste-to-Energy (WTE) technologies for Sustainable Development Goal (SDG) numbers seven and eleven. In *Renewable Energy Focus* (Vol. 27, pp. 97–110). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.ref.2018.09.005

Arafat, H. A., Jijakli, K., & Ahsan, A. (2015). Environmental performance and energy recovery potential of five processes for municipal solid waste treatment. *Journal of Cleaner Production*, *105*, 233–240. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.11.071

Assamoi, B., & Lawryshyn, Y. (2012). The environmental comparison of landfilling vs. incineration of MSW accounting for waste diversion. *Waste Management*, *32*(5), 1019–1030. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2011.10.023

Astrup, T. F., Tonini, D., Turconi, R., & Boldrin, A. (2015). Life cycle assessment of thermal Waste-to-Energy technologies: Review and recommendations. *Waste Management*, *37*, 104–115. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2014.06.011

Bilitewski, B., Wagner, J., & Reichenbach, J. (2018). *Best Practice Municipal Waste Management. Information pool on approaches towards a sustainable design of municipal waste management and supporting technologies and equipment*. http://www.umweltbundesamt.de/publikationen

Bosmans, A., Vanderreydt, I., Geysen, D., & Helsen, L. (2013). The crucial role of Waste-to-Energy technologies in enhanced landfill mining: a technology review. *Journal of Cleaner Production*, *55*, 10–23. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2012.05.032

Breeze, P. (2018a). Chapter 5 - Landfill Waste Disposal, Anaerobic Digestion, and Energy Production. In P. Breeze (Ed.), *Energy from Waste* (pp. 39–47). Academic Press. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-08-101042-6.00005-4

Breeze, P. (2018b). Chapter 6 - Traditional Waste Combustion Technologies. In P. Breeze (Ed.), *Energy from Waste* (pp. 49–64). Academic Press. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-08-101042-6.00006-6

Breeze, P. (2018c). Chapter 7 - Advanced Waste-to-Energy Technologies: Gasification, Pyrolysis, and Plasma Gasification. In P. Breeze (Ed.), *Energy from Waste* (pp. 65–

75). Academic Press. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-08-101042-6.00007-8

Breeze, P. (2018d). Chapter 9 - The Economics of Energy from Waste. In P. Breeze (Ed.), *Energy from Waste* (pp. 83–87). Academic Press. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-08-101042-6.00009-1

Bueno, G., Latasa, I., & Lozano, P. J. (2015a). Comparative LCA of two approaches with different emphasis on energy or material recovery for a municipal solid waste management system in Gipuzkoa. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 51, pp. 449–459). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.06.021

Burnley, S., Phillips, R., Coleman, T., & Rampling, T. (2011). Energy implications of the thermal recovery of biodegradable municipal waste materials in the United Kingdom. *Waste Management*, *31*(9–10), 1949–1959. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.04.015

BVR. (2020). *BVR-Radeberg mbH*. https://www.bvr-radeberg.de/anlage/

C40 Cities Climate Leadership Group. (2011, December 22). *Cierre del Vertedero Bordo Poniente ayudará a "ecologizar" la Ciudad de México*. https://www.c40.org/press_releases/press-release-cierre-del-vertedero-bordo-poniente-ayudar%C3%A1-a-ecologizar-la-ciudad-de-m%C3%A9xico

CEWEP. Confederation of European Waste-to-Energy Plants. (2018). *Interactive Map of Waste-to-Energy Plants*. https://www.cewep.eu/category/facts/data-and-maps/

Comisión Europea. (2018). Eurostat. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Municipal_waste_statistics#Municipal_waste_treatment

Chen, Z., Gong, H., Jiang, R., Jiang, Q., & Wu, W. (2010). Overview on LFG projects in China. *Waste Management*, *30*(6), 1006–1010. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2010.02.001

Colomer Mendoza, F. J., Gallardo Izquierdo, A., Arias Aguilar, D., & Campos Rodríguez, R. (2019). Aprovechamiento energético de residuos sólidos. En *Aprovechamiento energético de residuos sólidos.* (Universitat Jaume I). Universitat Jaume I. https://doi.org/10.6035/mediambient.2019.10

Comisión Europea. (2018). *Eurostat*. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Municipal_waste_statistics#Municipal_waste_treatment

de Souza, S. N. M., Horttanainen, M., Antonelli, J., Klaus, O., Lindino, C. A., & Nogueira, C. E. C. (2014). Technical potential of electricity production from municipal solid waste disposed in the biggest cities in Brazil: Landfill gas, biogas and thermal treatment. *Waste Management and Research*, *32*(10), 1015–1023. https://doi.org/10.1177/0734242X14552553

Ekvall, T., Assefa, G., Björklund, A., Eriksson, O., & Finnveden, G. (2007). What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. *Waste Management*, *27*(8), 989–996. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2007.02.015

Elías, X. (2012). *Reciclaje de residuos industriales Residuos sólidos urbanos y fangos de depuradora*: Ediciones Díaz de Santos, S.A.

European Commission Directive. (2015). *Communication from the Commission to the European Parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions. Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy*. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:8a8ef5e8-99a0-11e5-b3b7-01aa75ed71a1.0012.02/DOC_1&format=PDF

FAO. (2019). *RELEVAMIENTO NACIONAL DE BIODIGESTORES*. FAO. www.fao.org

Federación Interamericana del Cemento (FICEM). (2018). *Informe estadístico 2018*. https://ficem.org/uso-estadisticas/

Gentil, E. C., Damgaard, A., Hauschild, M., Finnveden, G., Eriksson, O., Thorneloe, S., Kaplan, P. O., Barlaz, M., Muller, O., Matsui, Y., Ii, R., & Christensen, T. H. (2010). Models for waste life cycle assessment: Review of technical assumptions. *Waste Management*, *30*(12), 2636–2648. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.06.004

Gunamantha, M., & Sarto. (2012). Life cycle assessment of municipal solid waste treatment to energy options: Case study of KARTAMANTUL region, Yogyakarta. *Renewable Energy*, *41*, 277–284. https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2011.11.008

Gutierrez-Gomez, A. C., Gallego, A. G., Palacios-Bereche, R., Tofano de Campos Leite, J., & Pereira Neto, A. M. (2021). Energy recovery potential from Brazilian municipal solid waste via combustion process based on its thermochemical characterization.

Journal of Cleaner Production, *293*, 126145. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2021.126145

ISO. International Organization for Standardization. (2008). Gestión Ambiental. Análisis del Ciclo de Vida: principios y marco de referencia. IRAM-ISO 14040. IRAM.

Islam, K. M. N. (2018). Municipal solid waste to energy generation: An approach for enhancing climate co-benefits in the urban areas of Bangladesh. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *81*, 2472–2486. https://doi.org/10.1016/J.RSER.2017.06.053

Istrate, I. R., Medina-Martos, E., Galvez-Martos, J. L., & Dufour, J. (2021). Assessment of the energy recovery potential of municipal solid waste under future scenarios. *Applied Energy*, *293*, 116915. https://doi.org/10.1016/J.APENERGY.2021.116915

ISWA. International Solid Waste Association. (2017). *Seminar and Technical Tour WtE 2017*.

Jain, P., Dyson, B., Tolaymat, T., & Ingwersen, W. (2012). *A Comparative Analysis of Life-Cycle Assessment Tools for End-of-Life Materials Management Systems*. www.epa.gov/ord

Kim, S., Lee, Y., Andrew Lin, K. Y., Hong, E., Kwon, E. E., & Lee, J. (2020). The valorization of food waste via pyrolysis. *Journal of Cleaner Production*, *259*, 120816. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2020.120816

Makarichi, L., Techato, K. anan, & Jutidamrongphan, W. (2018). Material flow analysis as a support tool for multi-criteria analysis in solid waste management decision-making. *Resources, Conservation and Recycling*, *139*, 351–365. https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2018.07.024

McDougall, F., White, P., Franke, M., & Hindle, P. (2003). *Integrated solid waste management: a Life Cycle Inventory* (Second). Blackwell Science.

Michales, T., & Krishnan, K. (2018). 2018-Directory of waste to energy facilities. http://energyrecoverycouncil.org/wp-content/uploads/2019/10/ERC-2018-directory.pdf

ONU Medio Ambiente. (2018). *Perspectiva de la gestión de residuos en América Latina y el Caribe* (O. para A. L. y el C. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Ed.).

Ouda, O. K. M., Raza, S. A., Nizami, A. S., Rehan, M., Al-Waked, R., & Korres, N. E. (2016). Waste to energy potential: A case study of Saudi Arabia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *61*, 328–340. https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.04.005

Oyoo, R., Leemans, R., & Mol, A. P. J. (2014). Comparison of environmental performance for different waste management scenarios in East Africa: The case of Kampala City, Uganda. *Habitat International*, *44*, 349–357. https://doi.org/10.1016/J.HABITATINT.2014.07.012

Pan, S. Y., Du, M. A., Huang, I. te, Liu, I. H., Chang, E. E., & Chiang, P. C. (2015). Strategies on implementation of waste-to-energy (WTE) supply chain for circular economy system: a review. *Journal of Cleaner Production*, *108*, 409–421. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2015.06.124

Panepinto, D., Blengini, G. A., & Genon, G. (2015). Economic and environmental comparison between two scenarios of waste management: MBT vs thermal treatment. *Resources, Conservation and Recycling*, *97*, 16–23. https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2015.02.002

Perkoulidis, G., Kasampalis, T., Karagiannidis, L., & Moussiopoulos, N. (2015). Development of Waste-to-Energy Plants Database for Evaluating the Efficiency of Energy Recovery from Waste in Europe. In *Waste and Biomass Valorization* (Vol. 6, Issue 6, pp. 983–988). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/s12649-015-9397-9

Rogoff, M. J., & Screve, F. (2011). Chapter 3 - WTE technology. In M. J. Rogoff & F. Screve (Eds.), *Waste-to-Energy (Second Edition)* (pp. 21–43). William Andrew Publishing. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-1-4377-7871-7.10003-6

Silva-Martínez, R. D., Sanches-Pereira, A., Ortiz, W., Gómez Galindo, M. F., & Coelho, S. T. (2020). The state-of-the-art of organic waste to energy in Latin America and the Caribbean: Challenges and opportunities. *Renewable Energy*, *156*, 509–525. https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.04.056

Spreadbury, C. J., McVay, M., Laux, S. J., & Townsend, T. G. (2021). A field-scale evaluation of municipal solid waste incineration bottom ash as a road base

material: Considerations for reuse practices. *Resources, Conservation and Recycling*, *168*, 105264. https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2020.105264

Stadtreinigung Hamburg. (2020). *Stadtreinigung Hamburg*. Natürliche Kreisläufe Als Vorbild. https://www.stadtreinigung.hamburg/export/sites/default/download/PDF/BroschuereBuetzberg11-11.pdf

Teixeira Coelho, S., Sanches Pereira, A., Hugo Bouille, D., Mani, S. K., Yesica Recalde, M., Armando Savino, A., & Stafford, W. H. (2020). *Municipal Solid Waste Energy Conversion in Developing Countries: Technologies, Best Practices, Challenges and Policy* (J. Hayton, Ed.). El Servier.

Tsai, W. T. (2007). Bioenergy from landfill gas (LFG) in Taiwan. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *11*(2), 331–344. https://doi.org/10.1016/J.RSER.2005.01.001

United Nations Environment Programme (UNEP). (2019). Waste to Enrgy considertions for informed decision-making.

United States Department of Labour. (2020). Database, Tables and Calculator by Subject. https://data.bls.gov/timeseries/APU000072610?amp%253bdata_tool=XGtable&output_view=data&include_graphs=true

WEC. World Energy Council. (2020). World Energy Issues Monitor. https://www.worldenergy.org/publications/entry/issues-monitor-2020-signals-change

Wilson, D. C., Rodic, L., Modak, P., Soos, R., Carpintero Rogero, A., Velis, C., Iyer, M., & Simonett, O. (2015). Global waste management outlook (T. Cannon, Ed.). United Nations Environment Programme.

Xin-Gang, Z., Gui-Wu, J., Ang, L., & Yun, L. (2016). Technology, cost, a performance of waste-to-energy incineration industry in China. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 55, 115–130. https://doi.org/10.1016/J.RSER.2015.10.137

Yılmaz, İ. H., & Abdulvahitoğlu, A. (2019). Evaluation of municipal solid waste options in Turkey: Scenarios for energy recovery, carbon mitigation and consequent financial strategies. Resources, Conservation and Recycling, 147, 95–110. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.02.029

Capítulo 3: METODOLOGÍA

3.1 Análisis de gestión y generación de RSU, evolución y tendencia

Para analizar la gestión de RSU en la RMBA se consultó la información disponible en los sitios oficiales de los municipios de la RMBA, de la CABA, trabajos científicos y bases de datos de organismos afines, tales como la CEAMSE y la Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo (enlaces a sitios web ver en final del apartado 3.5 *Referencias*). Asimismo, se consultó a informantes clave de la Dirección Provincial de Residuos y de la CEAMSE.

En función de la información recabada, se identificó el modelo de gestión de RSU que cada jurisdicción aplica, quedando definidos 5 modelos posibles. La complejidad de estos modelos se incrementa al pasar del modelo 1 al modelo 5, en función de si incluyen:

- Recolección diferenciada de materiales reciclables;
- Puntos de recepción de residuos reciclables;
- Inclusión de cooperativas de recuperadores urbanos u otros actores sociales que se encargan de la recuperación de residuos;
- Planta de separación de RSU propia o envío a las plantas sociales de la CEAMSE (Reciparque);

Asimismo, se consideran dos versiones de cada modelo, a y b, de acuerdo a si incluye o no a la etapa de transferencia de residuos (Figura 3-1 a Figura 3-4).

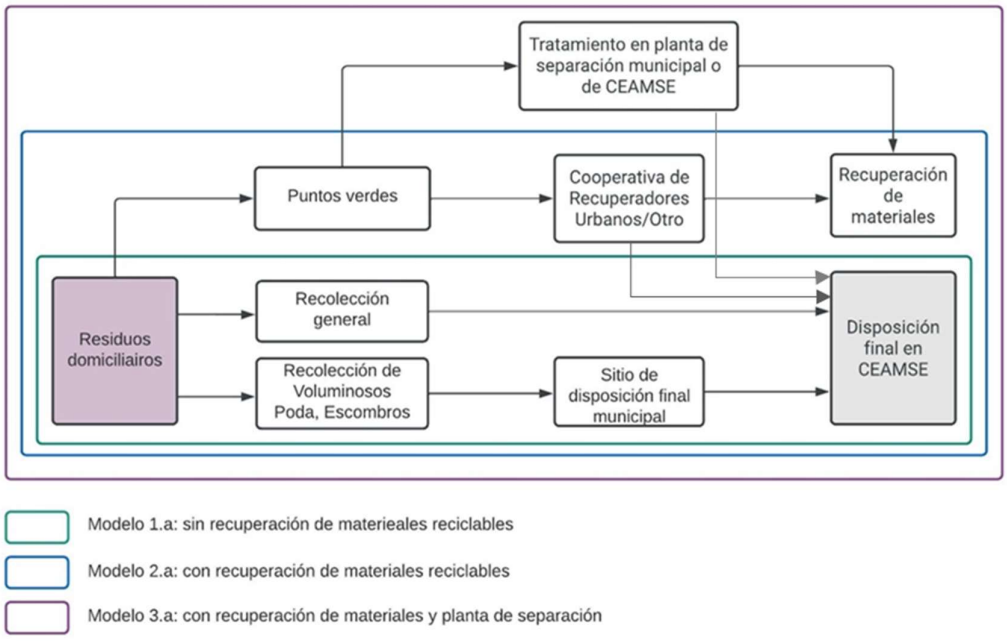


Figura 3-1: Modelos de gestión de residuos con recolección general y sin pasaje por estación de transferencia.

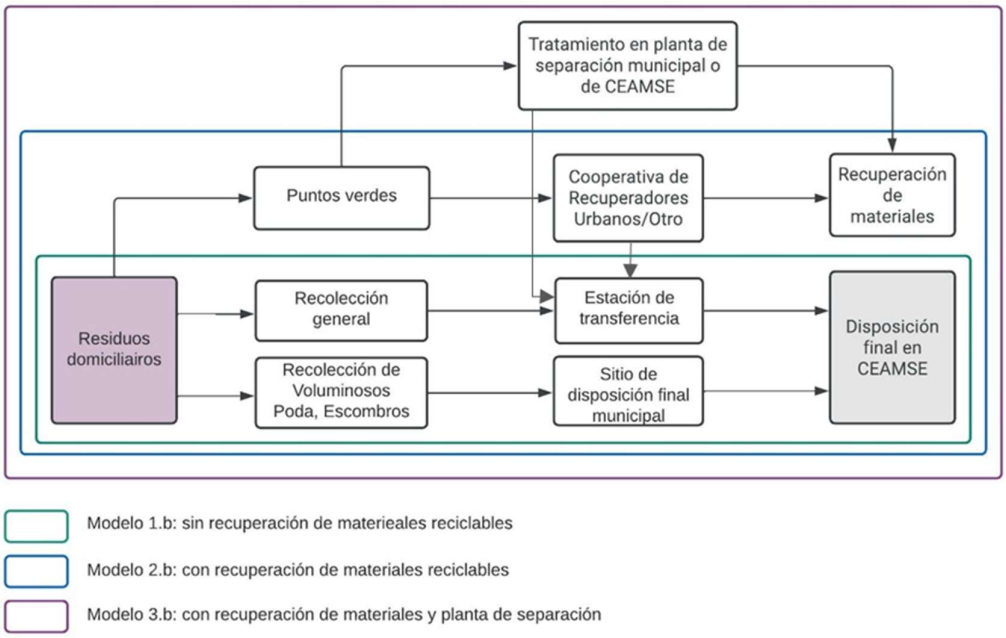


Figura 3-2: Modelos de gestión de residuos con recolección general y pasaje por estación de transferencia.

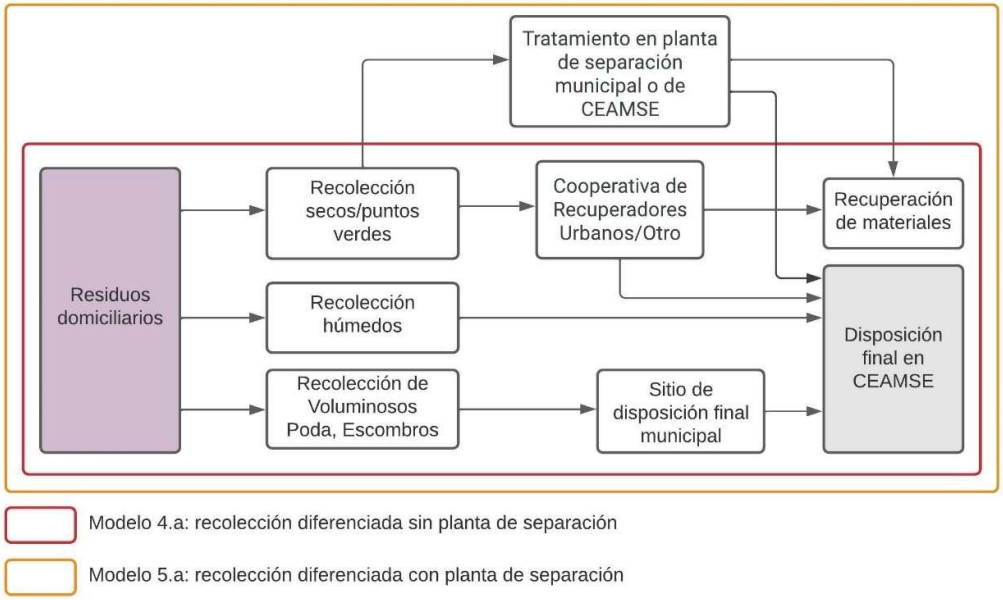


Figura 3-3: Modelos de gestión de residuos con recolección diferenciada y sin pasaje por estación de transferencia.

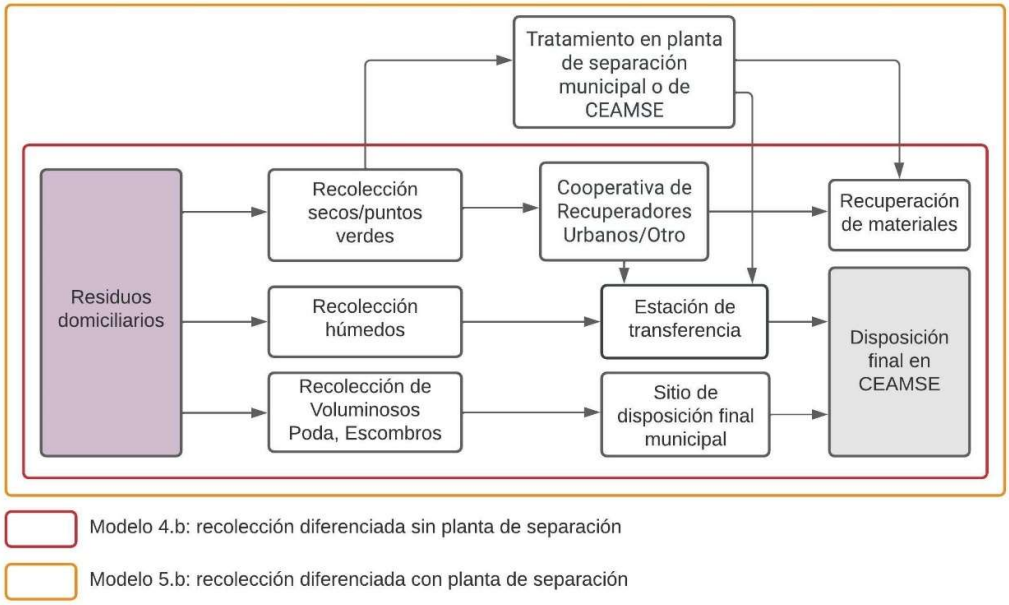


Figura 3-4: Modelos de gestión de residuos con recolección diferenciada y pasaje por estación de transferencia.

Paralelamente, se analizó la evolución de las cantidades de RSU enviadas a disposición final por parte de cada municipio y de la CABA a la CEAMSE entre los años 1999 y 2018. Puesto que no se cuenta con datos fehacientes de generación de residuos, se tomó a las cantidades enviadas a disposición final como equivalente de generación, quedando fuera del estudio aquellos residuos que tienen una disposición final alternativa, por ejemplo, en un basural a cielo abierto.

Se estimó la GPC para cada jurisdicción (Ecuación 1). Para estas estimaciones se utilizaron los datos estadísticos de la CEAMSE (CEAMSE, 2019) y las estadísticas poblacionales del Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC, 2020). Luego, se analizó la variación histórica de este indicador, mediante su tasa de variación anual acumulada.

$$GPC = \frac{\#\ RSU}{Pob} \qquad \textit{Ecuación 1}$$

Donde

GPC *es la generación per cápita diaria (kg/hab/día)*

$\#\ RSU$ *es la cantidad diaria de residuos enviados a disposición final (kg/día)*

Pob *es la población total por jurisdicción (habitantes)*

3.1.1 Proyección de generación de RSU

Con los resultados del análisis previo, se calcularon las proyecciones de generación de residuos de cada municipio y de la CABA, para el período 2019-2040 mediante la Ecuación 2 (Rodón et al., 2016). Para este cálculo se emplearon las proyecciones poblacionales del Instituto Nacional de Estadísticas y Censos [3] (INDEC, 2020).

$$Gen_{ji} = \frac{GPC_{(i-1)} \times \left(1 + var_j\right) \times Pob_{ji} \times 365}{1000} \qquad \textit{Ecuación 2}$$

[3] Puesto que para los municipios que conforman la RMBA las proyecciones de población a nivel partido están disponibles sólo hasta el año 2025 y luego están disponibles a nivel de provincia, para los años subsiguientes se realizaron estimaciones propias a partir de dichas proyecciones y de la participación histórica de cada municipio en la población total de la Provincia de Buenos Aires.

Donde

Gen_{ji} *es la cantidad de RSU generados en la jurisdicción j en el año i (t/año)*

$GPC_{(i-1)}$ *es la generación per cápita estimada para la jurisdicción j en el año anterior a i (kg/hab/día)*

var_j *es la variación anual de la* GPC *de la jurisdicción j*

Pob_{ji} *es la población de la jurisdicción j en el año i (habitantes)*

La variación anual (var_j) corresponde a la tasa la que se incrementa la disposición final de RSU y se estimó a partir de la variación anual acumulada de la cantidad de RSU enviados a disposición final por la CABA y los municipios durante el período histórico bajo análisis (1999-2018).

3.1.2 Definición de las hipótesis de cumplimiento de las metas de disminución de RSU

Para evaluar el impacto que el cumplimiento de las metas de disminución establecidas por las normativas aplicables en la RMBA (Ley CABA N°1.854 y N°5.966; ley provincial N°13.592) puede tener en las alternativas de gestión futuras, se elaboraron diferentes hipótesis de cumplimiento de las mismas y se aplicaron sobre las proyecciones de generación de RSU (Gen_{ji}). Estas hipótesis se definieron en función del modelo de gestión que cada municipio aplica y el comportamiento observado respecto de las variaciones anuales acumuladas de las cantidades de RSU enviados a disposición final y de su GPC, en relación a los valores medios respectivos.

En el caso de la CABA la meta de reducción está establecida en la ley N°1.854 y se definió como un 75% para el año 2017, respecto de lo enviado a relleno sanitario en el año 2004. Luego se sancionó la ley N°5.966 (2018) que modificó a la ley N°1.854, y estableció metas progresivas hasta alcanzar un 80% en el año 2030. Si bien esta última normativa se encuentra suspendida, sus metas de disminución son superadoras de la anterior y por ello se la tomó de referencia para este análisis. Asimismo, se contabilizó la tasa de recuperación alcanzada en el año 2018, la que incluye lo recuperado en centros verdes y en la planta TMB (tanto del material reciclable como del bioestabilizado[4]).

[4] Puesto que la CABA considera al material bioestabilizado dentro de sus metas de disminución, se lo contabilizó para los cálculos.

En el caso de los municipios, la meta de disminución está establecida en la ley N°13.592, que establece una reducción de lo enviado a disposición final correspondiente al 30% de los residuos generados. Este valor debe alcanzarse en un plazo de 5 años a partir de la aprobación del programa de gestión integral de residuos que cada municipio elabore y presente ante OPDS. Dado que en los municipios la implementación de estos planes es aún incipiente, se consideró como año de implementación de dichos programas el año 2020.

Las hipótesis definidas fueron:

a) Hipótesis equitativa (H1): la CABA aumenta progresivamente su tasa de disminución de envío a la CEAMSE hasta alcanzar el 50% de su meta normativa. Los municipios cuyas variaciones anuales de la GPC sean mayores (estrictas) a la media implementan acciones y alcanzan la meta normativa del 30%.
b) Hipótesis intermedia (H2): la CABA aumenta progresivamente su tasa de disminución hasta alcanzar el 75% de su meta normativa. Los municipios del modelo 1 (a y b) mantienen los datos base determinados. Los municipios de los modelos 2 (a y b) y 3 (a y b) alcanzan el 50% de la meta normativa, a excepción de aquellos cuyas variaciones anuales de la disposición final y de la GPC sean mayores (estrictas) a las medias respectivas, en estos casos mantienen los datos base. Los municipios de los modelos 4 (a y b) y 5 (a y b) alcanzan el 100% de las metas normativas, a excepción de aquellos cuyas variaciones anuales de la disposición final y de la GPC sean mayores (estrictas) a las medias respectivas, en estos casos alcanzan el 50% de las metas normativas.
c) Hipótesis de máxima (H3): Tanto la CABA como los municipios alcanzan el 100% de las metas normativas de disminución (80% CABA y 30% municipios).

En la Tabla 3-1 se resumen los porcentajes de disminución de residuos correspondientes a cada hipótesis de cumplimiento de las metas normativas.

Tabla 3-1: Porcentajes hipotéticos de disminución de residuos.

Jurisdicción		Metas normativas disminución	% disminución según hipótesis de cumplimiento		
			Equitativa	Intermedia	Máxima
CABA		80%	40%	60%	80%
Municipios	Modelo 1	30%	30% si $GPC_j > \bar{X}$	0%	30%
	Modelos 2 y 3	30%	30% si $GPC_j > \bar{X}$	15% 0% si $DF > \bar{y}$ y $GPC_j > \bar{X}$	30%
	Modelos 4 y 5	30%	30% si $GPC_j > \bar{X}$	30% 15% si $DF > \bar{y}$ y $GPC_j > \bar{X}$	30%

$\bar{X}$: valor medio del indicador GPC_j (generación per cápita estimada del municipio j); $\bar{y}$: valor medio del indicador DF (disposición final del municipio j).

3.2 Metodologías de muestreo y caracterización de los residuos

El muestreo y caracterización se realizaron sobre dos tipos de residuos: a) los RSU tratados en la planta TMB de la CEAMSE, ubicada en el partido de Ensenada y, b) los RINE procesados en un centro de tratamiento ubicado en el partido de Gral. San Martín, Provincia de Buenos Aires. Ambas plantas son operadas por la misma empresa privada. En el primer caso, se tomó la planta de TMB de Ensenada como unidad de análisis dado que se trata de la primera experiencia a nivel nacional y regional en realizar tratamiento del 100 % de los residuos, previo a su disposición en relleno sanitario seco. En el segundo caso, se seleccionó el centro de tratamiento porque se trata de la primera planta de tratamiento de RINE con producción de CDR. Cabe aclarar que los RINE aquí considerados constituyen una corriente residual, resultante del proceso de selección de materiales reciclables, realizado tanto en origen como en este centro de tratamiento. Las corrientes de residuos resultantes de cada una de las dos plantas analizadas resultan de gran interés ya que en general, se tratan de residuos que por sus características no son aptos para ser reciclados. Su valorización energética puede resultar una alternativa para desviarlos de la disposición final y disminuir el impacto ambiental de los rellenos sanitarios. Además, las tecnologías WtE permiten reemplazar combustibles fósiles tradicionales en la industria energética y/o cementera.

Durante el trabajo se realizaron visitas previas al muestreo a fin de observar el funcionamiento habitual de cada planta, recabar datos operativos e identificar el circuito interno de los materiales. En función de ello, se identificaron los materiales de

interés para el análisis, se diseñó la toma de muestras y se establecieron los puntos de muestreo.

En la planta de TMB se identificaron como de interés cuatro flujos de materiales:

- Los RSU que arriban a la planta (material en bruto);
- La fracción inorgánica de los RSU (FIRSU), que corresponde al material de rechazo que es enviado a relleno sanitario;
- La FORSU, que corresponde al material enviado a bioestabilización;
- El material bioestabilizado.

En el centro de tratamiento de RINE se identificó como corriente de interés los RINE rechazados y enviados a disposición final.

3.2.1 Métodos de muestreo

Muestreo de RSU

Para el muestreo de los RSU se tomó como referencia la Norma ASTM 5231-92 de método de prueba estándar para la determinación de la composición de los RSU sin procesar (ASTM International, 2003) y la Norma IRAM 29523 para la determinación de la composición de los RSU sin previo tratamiento (IRAM, 2003) y se adaptaron a los recursos y capacidades disponibles del equipo de trabajo.

Estas normas detallan una metodología para la determinación de la composición media de los RSU, basada en la recolección y separación manual de un número de muestras sobre un periodo de al menos una semana (de 5 a 7 días normales de operación). El número de muestras (n) a tomar se corresponde con el número total de camiones de recolección a muestrear durante el período, es decir se debe tomar una muestra por camión; mientras que el número de camiones a muestrear por día se calcula como n/k, donde k es la cantidad de días que dura el muestreo. El número de muestras (n) necesarias para lograr el nivel de precisión deseado en la medición se calcula en función de los componentes de RSU bajo consideración y el nivel de confianza elegido, a partir de la siguiente Ecuación 3:

$$n = (t^*.\, s/e.\, \bar{x})^2 \qquad \textit{Ecuación 3}$$

Donde

n es el número de muestras a tomar

t^* es el estadístico t de Student correspondiente al nivel deseado de confianza

s es la desviación estándar estimada

e es el nivel de precisión deseado

$\bar{X}$ es la media estimada

Los valores de *s* y $\bar{X}$ corresponden a los del componente modelo de los RSU que se eligen para establecer la precisión de la medición. La Norma IRAM 29523 sugiere valores de *s* y $\bar{X}$, tomando como referencia un estudio de calidad realizado en la CABA en el año 2001 y sugiere sumar un 10% a la cantidad de muestras definidas en la Ecuación 3.

De acuerdo al procedimiento establecido en estas normas, cada muestra se toma empleando el método de cuarteo. Para ello, cada carga de camión debe volcarse en el sitio destinado a tal fin y empleando una pala mecánica, de al menos 1 m^3 de capacidad, se recoge material atravesando el montículo de forma longitudinal. La cantidad recogida debe ser, visualmente, cuatro veces el peso deseado de la muestra (500 kg, aproximadamente). Con dicho material se forma un cono, se cuartea, se selecciona un cuarto y se vuelve a repetir el procedimiento con ese cuarto. La selección de cada cuarto se puede realizar al azar o en forma agregada de todas las partes. El tamaño final de la muestra debe ser de entre 90 y 140 kg. La clasificación de los componentes de los residuos de cada muestra debe realizarse de forma manual, hasta un tamaño de partícula aproximado de 12,7 mm y sus resultados se utilizan para el cálculo de la composición promedio. El pesaje debe realizarse con balanza mecánica o electrónica con capacidad mínima de 100 kg y precisión de ± 0,05 kg. Una vez tomada cada muestra, la clasificación y pesaje debe realizarse lo antes posible a fin de evitar pérdidas de masa por evaporación de agua.

Las categorías de clasificación de los RSU sugeridas por la norma IRAM 29523 se presentan en la Tabla 3-2. En esta norma también se menciona que pueden definirse otras categorías de componentes de RSU, de acuerdo al propósito del estudio en particular.

Tabla 3-2: Componentes de los RSU según Norma IRAM 29523.

Componentes	Subcomponentes
Papeles y Cartones	Papel de alta calidad, Papel de oficina, Mezclado, Publicaciones, Corrugados
Plásticos	Polietileno Tereftalato (PET), Polietileno de Alta Densidad (PEAD), Películas, Otros plásticos
Residuos de comida	Todo tipo de comida con excepción de huesos
Maderas	Aserrín, virutas, productos de madera
Otros residuos orgánicos	Residuos de jardín, material textil, cuero
Metales	Latas ferrosas, Otros residuos ferrosos, Latas de aluminio, Papel de aluminio, Otro tipo de residuos de aluminio; Cobre; Plomo; Bronce; Estaño
Vidrios	Claro; Verde; Ámbar
Otros residuos inorgánicos	No especificado

Fuente: elaboración propia en base a IRAM (2003).

De acuerdo a esta metodología y considerando como componente modelo a los residuos orgánicos, un nivel de confianza de 95%, una precisión de 10% y un período de muestreo de 7 días, el número total de muestras resulta en n =14, es decir, 14 camiones, distribuidos en 2 camiones por día, con un tamaño mínimo de muestra de 90 kg cada una. Es decir, que deberían muestrearse 180 kg por día, un total de 1.260 kg.

Dadas las restricciones en el acceso a la planta de TMB y la disponibilidad de recursos del equipo de trabajo, se decidió realizar un muestreo puntual (1 día), tomando la carga de 15 camiones, alrededor de 120 toneladas, que se corresponden con el 10% del total ingresado por día a la planta de TMB en cuestión. La carga de cada camión se volcó en un playón de hormigón, se mezcló y se tomaron dos incrementos de 600 kg cada uno, empleando una pala mecánica. Los incrementos se vertieron en el sitio de muestreo, se mezclaron y se procedió a realizar tres cuarteos sucesivos. En el segundo cuarteo, se realizó la apertura de bolsas y homogeneización y en el último se tomaron dos porciones opuestas para conformar la muestra final de 41,89 kg (Figura 3-5). El pesaje se realizó con balanza de capacidad de 100 ± 0,05 kg. Las categorías de RSU consideradas se describen en el apartado 3.2.2 *Determinación de la composición física*.

La muestra se conservó en bolsa plástica herméticamente cerrada y etiquetada para su posterior análisis de laboratorio. Este muestreo se realizó en noviembre de 2019.

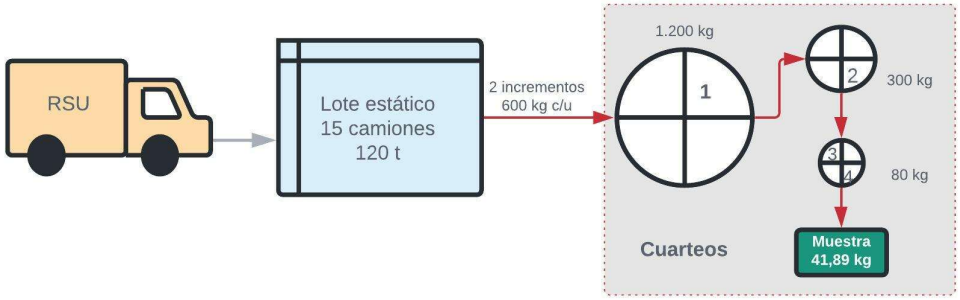


Figura 3-5: Síntesis de la metodología para la toma de muestra de RSU.

La Tabla 3-3 resume las similitudes y diferencias entre el procedimiento a seguir según las normas tomadas como referencia y el llevado a cabo durante el trabajo de campo. Como puede observarse, las principales diferencias radican en el período de muestreo, la cantidad de muestras y su tamaño. Estas diferencias podrían hacer que el muestreo no se considere representativo. Sin embargo, de acuerdo con (Tchobanoglous et al., 1994), una muestra representativa podría ser la carga de un camión que procediera de una ruta típica de recogida en un día laborable en una zona residencial. En este caso se compuso una muestra a partir de la carga de 15 camiones, cantidad que supera a la definida siguiendo el procedimiento establecido en las normas (Ecuación 3), provenientes de rutas típicas de recogida en un día laborable (27/11/2019). Asimismo, dado que no se han encontrado estudios que determinen experimentalmente las propiedades físicas y químicas de los RSU de la RMBA, se considera que este trabajo, si bien no sigue estrictamente el procedimiento de las normas, resulta válido en carácter de trabajo exploratorio.

Tabla 3-3: Comparación entre el procedimiento de las Normas ASTM 5231-92 e IRAM 29523 y el llevado a cabo en el trabajo de campo.

Aspectos	Procedimiento	
	Normas citadas	**Realizado**
Días de muestreo	5 a 7	1
Cantidad de camiones	14	15
Cantidad de muestras	14	1 (conformada a partir de la carga de 15 camiones)
Tamaño de muestra	90 kg	41,89 kg
Método toma de muestra	Cuarteo, tamaño inicial 500kg	Cuarteo, tamaño inicial 1.200 kg
Instrumento pesaje	Balanza, capacidad 100 ± 0,05 kg	Balanza, capacidad 100 ± 0,05 kg
Categorías de clasificación de RSU	Descriptas en Tabla *3-2*	Descriptas en apartado 3.2.2 *Determinación de la composición física*

Muestreo de FIRSU

Puesto que la FIRSU se trata de material previamente procesado y que sus características físicas y químicas se determinaron a fin de evaluar su potencial como CDR, para su muestreo se tomó de referencia la norma UNE-EN 15442, que establece los principios básicos y procedimientos para la toma de muestra de CDR (UNE-EN, 2012). De acuerdo con esta norma, la técnica de muestreo que se adopte depende de una combinación de diferentes características de los materiales y las circunstancias encontradas en el lugar de muestreo (la situación en el lugar de muestreo y la forma en que el material se produce). Es oportuno mencionar que la principal diferencia entre el CDR y la FIRSU es que el primero se trata de un material mucho más homogéneo en relación al tamaño de partículas de sus componentes. Por ello, es necesario adaptar el procedimiento establecido en la norma a las características específicas de la FIRSU.

La norma establece los siguientes pasos para el diseño del muestreo:

- *Definición de lote y determinación de su tamaño*

El lote a partir del cual se toma la muestra debe definirse como un período de producción o como el período en que se transporta una cierta cantidad de combustible sólido recuperado a través del flujo de materiales.

- *Definición del procedimiento de muestreo*

La norma propone distintos métodos de muestreo con un orden de preferencia: mecánicamente de un flujo de caída, mecánicamente a partir de una cinta transportadora en movimiento, manualmente desde una cinta fija.

- *Determinación del número mínimo de incrementos*

Se establece como número mínimo de incrementos a la cantidad de 24.

- *Determinación del tamaño mínimo de la muestra y de los incrementos*

El tamaño mínimo de cada incremento y de la muestra se determina en función de diferentes parámetros del CDR, tales como el tamaño de partícula, la densidad, el factor de distribución de las partículas (relación entre el tamaño superior de partículas y el mínimo) y el flujo de material. Todos estos son parámetros que se calculan para cada caso específico o que están tabulados según algunas consideraciones generales para un material relativamente homogéneo como es el CDR.

- *Determinación del tamaño efectivo del incremento y de la muestra*

El tamaño efectivo del incremento y de la muestra se refiere a que la porción de material muestreado debe ser lo suficientemente grande como para cubrir los tamaños mínimos definidos para cada uno y para permitir el análisis de laboratorio. Sólo si el tamaño nominal superior de las partículas es superior a 40 mm, el tamaño efectivo de la muestra se puede reducir con el fin de que adopte proporciones realistas (manejables). Luego, en el laboratorio debe hacerse la reducción del tamaño de partículas de acuerdo a la Norma EN 15443 (UNE-EN, 2011e).

Teniendo en cuenta los pasos comentados precedentemente, se buscó que el período de producción considerado para muestrear la FIRSU tenga relación (en proporciones) con el lote inicial de RSU sin clasificar. Considerando que de las 120 toneladas del lote inicial (15 camiones para el muestreo de RSU) se separa la FORSU durante el tratamiento mecánico y que en una composición promedio típica de los RSU aproximadamente el 50% corresponde a residuos orgánicos, el lote original se ve reducido a 60 toneladas. Durante la primera visita a la planta se observó que el proceso de compactación y enfardado producía 6 fardos cada media hora, teniendo en cuenta que cada fardo pesa aproximadamente 1 tonelada, se compactan 6 toneladas de material cada 30 minutos. Para alcanzar las 60 toneladas del nuevo lote, el período de producción considerado debería ser de 5 horas y para tomar los 24 incrementos distribuidos equitativamente a

lo largo de dicho período de producción, se debe tomar un incremento cada 2,5 toneladas, lo que implicaría parar la cinta transportadora cada 12 o 13 minutos aproximadamente.

Dado que la FIRSU es un material heterogéneo, con tamaños de partículas que en general superan los 40 mm, ya que se encuentran sin triturar y presenta densidades aparentes diversas, el procedimiento establecido en la norma para definir el tamaño mínimo y efectivo de la muestra e incrementos no puede ser aplicado. Además, las muestras se tomaron desde una cinta fija utilizando una pala manual (con una dirección de corte perpendicular a la dirección de transporte del material). Al formarse cada incremento por el material que cabe en 1 pala y al ser éste heterogéneo, cada palada pesa diferente, por lo que no se puede asegurar que parando la cinta transportadora cada 12 o 13 minutos se tome, efectivamente, un incremento cada 2,5 toneladas de material.

Por todo ello, se acordó con el personal encargado de la planta definir un lote de producción de 2 horas y tomar un incremento cada 30 minutos. De esta manera, se definió un lote de 24 toneladas, se tomaron 5 incrementos y cada incremento se conformó, a su vez, por 6 tomas estratificadas aleatorias recogidas desde la cinta transportadora detenida. Así, la muestra final quedó compuesta por 30 porciones tomadas al azar, alcanzando una masa de 33,81 kg. Sobre esta muestra se determinó la composición física. Luego, se realizaron dos cuarteos sucesivos y se tomó la muestra para su análisis en laboratorio (6,45 kg). Este muestreo se realizó el mismo día que el de RSU (27/11/2019).

Muestreo de FORSU y material bioestabilizado

Las muestras de FORSU, es decir, del material que se envía a bioestabilización y las del material bioestabilizado se conformaron a partir incrementos tomados desde lotes estáticos con pala manual. En el caso del material bioestabilizado corresponde a material con 15 de días residencia. Este muestreo se realizó el mismo día que el de RSU (27/11/2019).

Muestreo de RINE

Para el muestreo de los RINE, se trabajó sobre rezagos de producción identificados *a priori* como potenciales para la producción de CDR, los que se definieron en conjunto con el personal encargado del centro de tratamiento. Cada camión seleccionado para ser muestreado provenía de un único generador específico, lo que aseguró la homogeneidad de su contenido y permitió definirlo como un lote individual y tomar una única muestra de cada uno (Figura 3-6). Ésta se tomó directamente del camión (8 en total). Este muestreo se realizó entre octubre y noviembre del año 2017.

a) Madera; b) Goma; c) goma-eva; d) Textil sintético; e) Textil natural; f) textil sintético.

Figura 3-6: RINE seleccionado para toma de muestras.

Definición de los puntos de muestreo

Caso 1: Planta de tratamiento mecánico biológico (TMB)

La planta TMB se construyó por medio de un convenio público-privado que se realizó entre la CEAMSE y una empresa privada. Comenzó a funcionar en diciembre del año 2017 y brinda tratamiento a los residuos generados en los municipios de La Plata, Ensenada, Berisso, Magdalena y Brandsen.

La planta funciona en un predio de aproximadamente 6 ha de extensión, ubicado en las inmediaciones del Complejo Ambiental CEAMSE Ensenada (a unos 2 km de la misma). Cuenta con un módulo central cubierto, donde se lleva a cabo la etapa mecánica del tratamiento de los residuos, y un segundo módulo, donde se realiza el tratamiento biológico (bioestabilizado de la FORSU). Cuenta con tratamiento de lixiviados y se proyecta la construcción de un tercer módulo para incorporar una nueva línea de TMB y duplicar su capacidad operativa.

Una vez ingresados y pesados los RSU, se separa la FORSU de la FIRSU. La primera se destina a proceso biológico de descomposición aeróbica que permitirá la obtención de material bioestabilizado; mientras que la segunda, es prensada y enfardada, para luego ser enviada a disposición final en relleno sanitario seco.

Flujos del proceso TMB Ensenada

La planta opera seis días a la semana las 24 horas en tres turnos, recibe y procesa 1.200 t/día de RSU que ingresan en 250 camiones recolectores. Una vez que los camiones ingresan son pesados y vuelcan su contenido en playones de hormigón. De allí el material es recolectado con palas mecánicas y transportado a un triturador donde se desgarran las bolsas que contienen los residuos. Posteriormente, éstos pasan por un trommel (tamiz rotatorio) que separa el material por tamaño de partícula, los de menor granulometría corresponden a la FORSU y representan entre el 50% y 60% del material ingresado (Figura 3-7 (a)). Éstos escurren por los orificios del trommel y son derivados mediante un sistema de cintas transportadoras a contenedores, para luego ser enviados al galpón de tratamiento biológico (bioestabilizado). Allí, se someten a un proceso aeróbico de estabilización en pilas. Durante el proceso se realiza la remoción, volteo y aireación con un equipo volteador a gran escala y se controlan los niveles de O_2, CO_2, temperatura y humedad. De esta manera, se busca evitar las emisiones de metano y reducir la producción de lixiviados. El lixiviado es tratado en pileta y se recircula como agua de riego para el bioestabilizado o bien es tratado y vertido a un curso de agua cercano.

El material retenido por el trommel corresponde a la FIRSU o fracción seca. Ésta es transportada mediante cintas cerradas (a fin de evitar la suspensión del material liviano)

hacia una tolva que la vuelca en una compactadora. Allí los residuos son prensados y enfardados para su posterior traslado al relleno sanitario (Figura 3-7 (b)). Los fardos son de forma cúbica, se recubren con film en todos sus lados y tienen una densidad aproximada de 1 t/m^3. Una vez en el relleno, los fardos se disponen de manera escalonada y se van cubriendo con una mezcla de tierra y material bioestabilizado (Figura 3-7 (c)).

También ingresan a esta planta TMB restos de poda y residuos voluminosos (colchones, chatarras, mampostería, etc.). Los primeros son chipeados y enviados a bioestabilización junto con la FORSU (Figura 3-7 (d)), mientras que los segundos son apartados mecánica o manualmente y van directamente a disposición final.

a) Separación por tamaño de partícula; b) Enfardado; c) Disposición final de RSU enfardado; d) Chipeado.

Figura 3-7: Procesos realizados en la planta TMB.

Teniendo en cuenta el circuito que siguen los RSU en la planta de TMB y las normas de referencia para el muestreo se definieron 4 puntos para la toma de muestras:

- PM1, el playón de descarga de los RSU que arriban a la planta (material en bruto);
- PM2, previo a la compactación y enfardado de la FIRSU;

- PM3, contenedor donde se vuelca la FORSU;
- PM4, pilas ubicadas en la nave de bioestablilización.

La Figura 3-8 sintetiza la información presentada y se identifican en ella los puntos de muestreo seleccionados. La Figura 3-9 presenta dichos puntos e ilustra sus condiciones.

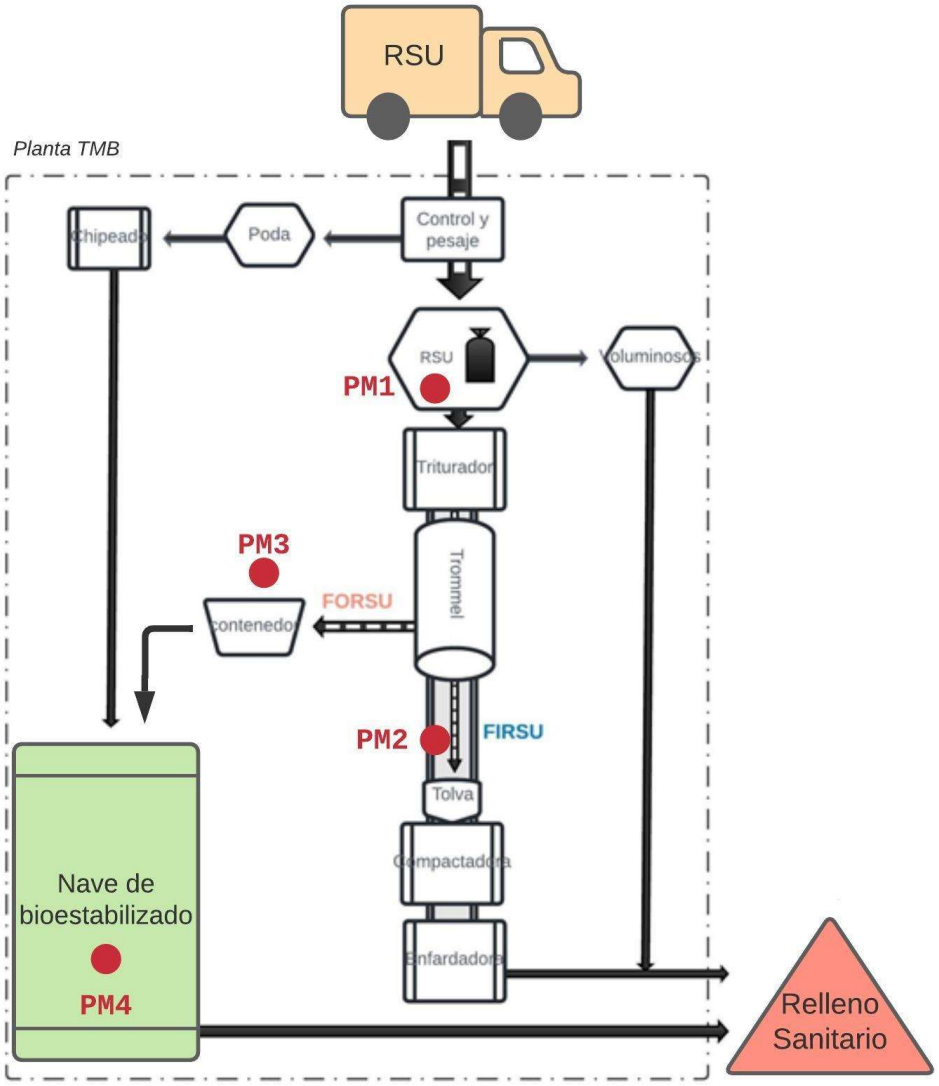


Figura 3-8: Diagrama de flujo de la planta TMB y puntos de muestreo.

a) Playón de descarga (PM1); b) Cinta transportadora (PM2); c) Contenedor para vuelco de la FORSU (PM3); d) Pilas de bioestabilización (PM4).

Figura 3-9: Puntos de muestreo de RSU domiciliarios en la planta TMB.

Caso 2: Centro de tratamiento de RINE

El centro de tratamiento de RINE cuenta con una planta de producción de CDR que se inauguró en el año 2016. Este centro recibe residuos provenientes de los sectores comercial e industrial (centros comerciales, oficinas, supermercados, empresas de logística, actividad manufacturera, puntos de venta, e instituciones educativas, centros médicos, oficinas gubernamentales, etc.). Los componentes principales del RINE son

papel y cartón, plástico, materiales textiles, madera, caucho, metal y material inerte (piedras y vidrio) (Figura 3-10). Para la producción de CDR se emplean residuos de papel y cartón, madera no reciclable, etiquetas de plástico y otros plásticos no clorados, así como materiales textiles. Además de la planta de producción de CDR, el centro de tratamiento cuenta con un relleno sanitario autorizado y se vincula a plantas de recuperación de materiales cercanas operadas por recuperadores urbanos.

Figura 3-10: Material empleado para la producción de CDR.

Flujo del proceso de tratamiento de RINE para producción de CDR

El centro de tratamiento de RINE recibe más de 1.200 t/día. Los materiales ingresados son pesados, inspeccionados visualmente y se controla su documentación (trazabilidad) de acuerdo con las regulaciones vigentes. Según sus características se definen su destino, pudiendo ser derivados directamente a la producción de CDR, a las plantas de recuperación de materiales (que operan fuera del predio) o a disposición final en el relleno sanitario. La planta de CDR opera seis días a la semana en un turno de 8 horas y tiene una capacidad de procesamiento de 120 t/día. El primer paso en esta planta es separar los materiales inertes o no deseables, luego los RINE son sometidos a un proceso de trituración primaria hasta alcanzar un tamaño de partícula inferior a 100 mm. Posteriormente, se realiza la remoción de metales ferrosos por separación magnética, se continúa con una trituración secundaria hasta un tamaño de partícula menor a 50 mm. Se clasifica el material por tamaños (tamizado), se homogeniza, se compacta y empaqueta en fardos o balas de 1 m^3. Finalmente se controla la calidad y se realiza el

despacho. El CDR producido se emplea en co-combustión con gas natural en la industria cementera (co-procesamiento).

Teniendo en cuenta el circuito que siguen los RINE en el centro de tratamiento y las normas de muestreo de referencia se definieron 2 puntos para la toma de muestras:

- PM-RINE, en el playón de pesaje al ingreso del centro de tratamiento;
- PM-RS, en el punto de descarga en el relleno sanitario.

Los componentes de interés (como potenciales para producción de CDR) se definieron a partir de entrevistas con el personal responsable de la planta. La Figura 3-11 resume la información presentada y se identifican en ella los puntos de muestreo seleccionados. La Figura 3-12 ilustra algunas de las etapas del tratamiento de RINE y producción de CDR descritas.

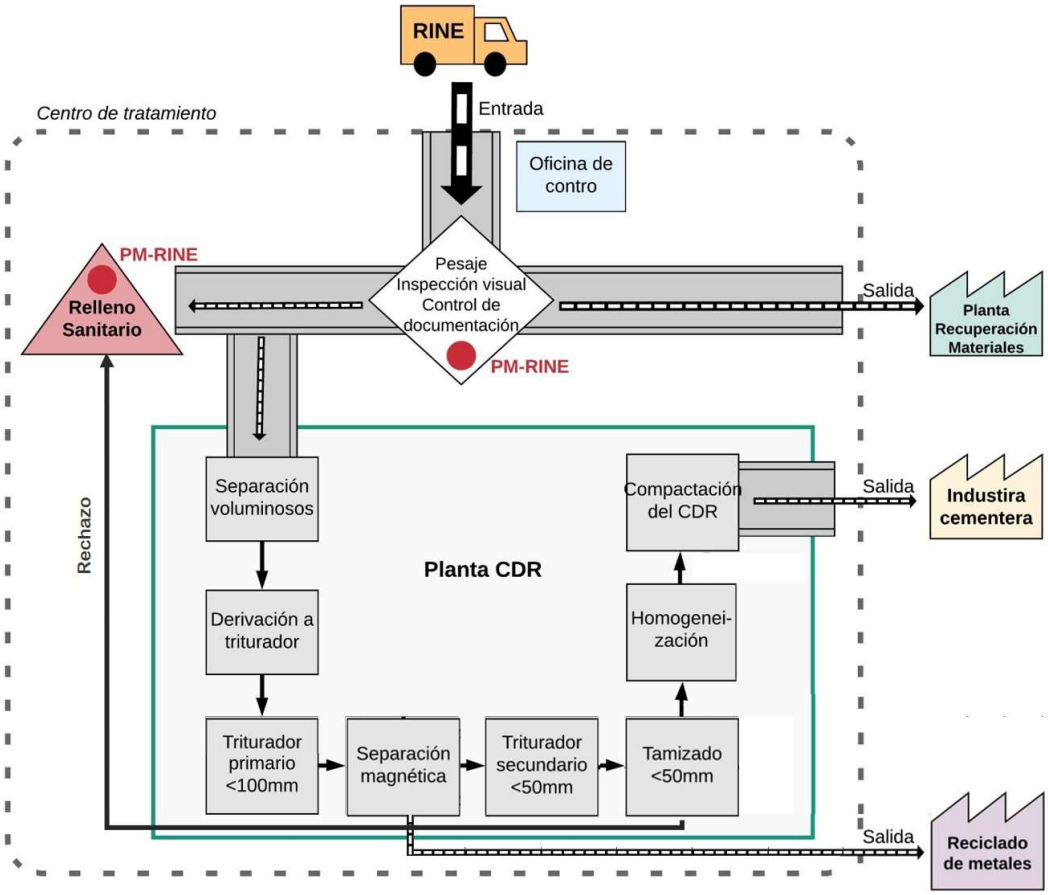


Figura 3-11: Diagrama de flujo del centro de tratamiento de RINE, planta de producción de CDR y puntos de muestreo.

a) Descarga de RINE; b) Trituradora primaria de planta CDR; c) CDR producido; d) enfardadora; f) despacho de CDR; g) relleno sanitario de RINE.

Figura 3-12: Etapas del tratamiento de RINE y producción de CDR.

3.2.2 Determinación de la composición física

Se determinó la composición física (%peso) de los RSU y la FIRSU a partir de sus respectivas muestras compuestas, aplicando la Ecuación 4 y la Ecuación 5. Las categorías de componentes en los que se clasificó cada muestra se presentan en la Tabla 3-4. Los materiales con granulometría menor a ½ pulgada se consideraron en la categoría *resto*.

$$mf_i = \frac{w_i}{\sum_{i=1}^{j} w_i} \qquad \textit{Ecuación 4}$$

Donde

mf_i *es la fracción de masa del componente i*

w_i *es la masa del componente i*

j es el número de componentes de los residuos

$$P_i = mf_i \times 100 \qquad \textit{Ecuación 5}$$

Donde

P_i *es el porcentaje del componente i*

mf_i *es la fracción de masa del componente i*

Tabla 3-4: Categorías de componentes utilizadas en la caracterización de RSU y FIRSU.

Componentes	Subcomponentes
Vidrios	Blanco; Verde; Ámbar; Plano
Metales Ferrosos	No aplica
Metales no Ferrosos	Latas de Aluminio; Cobre; Plomo; Bronce; Estaño
Aluminio (films)	Envoltorios
Residuos sanitarios	Pañales descartables y apósitos, papeles sanitarios
Residuos orgánicos	Desechos alimenticios, Residuos de poda y jardinería
Materiales de demolición y construcción	Escombros y otros
Residuos Peligrosos	Envases de productos para el mantenimiento, limpieza y desinfección del hogar; productos para los automotores; elementos de cosmética y tocador; Medicamentos; Productos de jardinería; Pilas, entre otros.
Papeles y Cartones	Diarios y revistas, Papel de Oficina, Mezclado, Cartones
Envases Tetrabrick	No aplica
Plásticos Duros*	Polietileno Terftalato (PET), Polietileno de Alta Densidad (PEAD), Policloruro de Vinilo (PVC), Polipropileno (PP), Otros Poliestirenos (PS), Otros: Acrilonitrilo butadieno estireno (ABS), Acrílico, Poliuretánica, Plásticos combinados (bicapa, tricapa)
Plásticos Blandos	Polietileno de Baja Densidad (PEBD)
Materiales textiles	Fibras naturales, fibras sintéticas
Maderas	No aplica
Goma, Cuero, Corcho	No aplica
Resto	Residuos Misceláneos (mezcla de elementos orgánicos e inorgánicos, no identificables de tamaño menor a ½ pulgada)

*La categorización de los plásticos se realizó teniendo en cuenta el Código Internacional de identificación de los Plásticos de SPI (Society of Plastics Industry).

3.2.3 Preparación de muestras y determinación de propiedades físicas y químicas

Todas las muestras tomadas se prepararon para su análisis de laboratorio de acuerdo con la norma EN 15443 (UNE-EN, 2011e) y se analizaron por triplicado. Los parámetros físicos y químicos medidos y los métodos estándares de determinación empleados fueron:

- Poder calorífico superior (PCS) y poder calorífico inferior (PCI) a volumen constante en base seca (MJ/kg) conforme la Norma UNE-EN 15400 (UNE-EN, 2011a), empleando una bomba calorimétrica Parr modelo 1341;
- Contenido de cenizas (% en peso) de acuerdo con la Norma UNE-EN 15403 (UNE-EN, 2011b);
- Contenido de cloro (% en peso) en base seca y húmeda según EPA 9253 (US EPA, 1994) y UNE-EN 15408 (UNE-EN, 2011c);
- Contenido de humedad (% en peso) según norma UNE-EN 15414-3 (UNE-EN, 2011d).

Por otro lado, se realizó un análisis elemental y una determinación de los elementos formadores de cenizas (metales) en laboratorios externos. Los ensayos siguieron los lineamientos establecidos en las normas de métodos estándares EPA 3051 y EPA 6020. Las determinaciones se realizaron sobre las muestras de RINE, RSU, FIRSU y algunos de sus componentes. Éstos se definieron por su factibilidad de ser reciclado y/o valorizados energéticamente: papel y cartón, residuos orgánicos, residuos sanitarios, plásticos y materiales textiles. De esta manera, quedaron definidas 10 muestras cuyo origen fueron los RSU y 8 muestras cuyo origen fueron los RINE (Tabla 3-5).

Tabla 3-5: Codificación de muestras de laboratorio.

Planta TMB		Centro RINE	
Código	**Muestra**	**Código**	**Muestra**
M1	RSU	P002	Cuero húmedo
M2	FIRSU	P004	Textil sintético
M3	Material a bioestabilizar	P006	Textil natural
M4	Material bioestabilizado	P008	Goma
101	Residuos orgánicos	P010	Plásticos duros
102	Residuos sanitarios	P014	Textil sintético
103	Plásticos blandos	P015	Madera seca
104	Papeles y cartones	P018	Goma espuma
105	Materiales textiles		
106	Plásticos duros		

Estimación teórica de poder calorífico

A fin de comparar con los valores determinados experimentalmente, se estimó el poder calorífico neto de las muestras M1 a M4, de los componentes individuales (muestras 101 a 106) y de los RINE (muestras P008, P010, P014, P015 y P018). La estimación se realizó a partir de su composición elemental y la aplicación de la fórmula de Dulong modificada (Ecuación 6) (Tchobanoglous et al., 1994). Este modelo teórico, para estimar el poder calorífico de los residuos, ha sido utilizado para diferentes propósitos por diversos autores: Lan et al. (2022) lo utilizaron para estimar el poder calorífico de residuos hospitalarios, Baawain et al. (2017), para estimar el poder calorífico de los RSU enviados a relleno sanitario y di Lonardo et al. (2016) lo aplicaron sobre la FIRSU de una planta TMB. Otros autores lo han utilizado a fin de comparar sus resultados teóricos con los experimentales: Ibikunle et al. (2019) compararon los resultados obtenidos sobre muestras de RSU y obtuvieron una diferencia promedio de 2,8 MJ/kg; Garcés et al.

(2016) correlacionaron resultados obtenidos a partir de muestras de plástico, goma, materiales textiles y madera, proveniente de residuos de packaging, voluminosos y vehículos fuera de uso, obteniendo un R^2 de 0,58; Menikpura & Basnayake (2009) obtuvieron, sobre muestras de RSU, valores teóricos más altos que los experimentales, en particular, las diferencias fueron mayores en residuos inorgánicos y sostienen que este modelo es sensible al contenido de hidrógeno.

$$PCT\ (kJ/kg) = \left[14\,C + 160\,\left(H - \frac{1}{8}O\right) + 40\,S + 10\,N\right] \times 2{,}326 \qquad \textit{Ecuación 6}$$

Donde

$PCT\ (kJ/kg)$ *es el poder calorífico teórico*

C *es el contenido de carbono en la muestra (%)*

H *es el contenido de hidrógeno en la muestra (%)*

O *es el contenido de oxígeno en la muestra (%)*

S *es el contenido de azufre en la muestra (%)*

N *es el contenido de nitrógeno en la muestra (%)*

Adicionalmente, los valores obtenidos en las determinaciones físicas y químicas de RSU domiciliario se compararon con las estimadas sobre una muestra hipotética (MH) cuya composición física (Tabla 3-6) corresponde a la determinada en el estudio de caracterización llevado a cabo por la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Buenos Aires y la CEAMSE en el año 2019, sobre los RSU que arriban al Complejo Ambiental Norte III, provenientes de 21 partidos de la RMBA (Rosso, 2020). Dichas estimaciones fueron realizadas utilizando el programa WRATE empleado para realizar el ACV, en el que se consideró la composición de la muestra MH; mientras que la de la muestra M1 se utilizó para el análisis de sensibilidad (para más detalle referirse al apartado 3.3 *Evaluación de alternativas de gestión de RSU con valorización energética y sus impactos ambientales*).

Tabla 3-6: Composición física de la muestra hipotética MH.

Muestra MH	
Componentes	**Composición masa húmeda (%)**
Orgánicos	35,69
Residuos sanitarios	8,77
Plásticos	20,95
Papel/cartón	13,60
Misceláneos combustibles	3,37
Madera poda y jardín	3,66
Construcción y demolición	1,05
Metales Fe y no Fe	2,14
Vidrios	4,81
Otros	5,96
TOTAL	100

Fuente: elaboración propia en base a datos Rosso (2020).

Formulación de CDR potencial y contenido energético

Finalmente, con los componentes de los RSU domiciliarios y del RINE identificados como potenciales para la producción de CDR se simuló su formulación y se estimó su contenido energético, entre otras características, a partir de la Ecuación 7.

$$PC_p = \sum_{i=1}^{n} m_i \times q_{V,net,m_i} \qquad \textit{Ecuación 7}$$

Donde

PC_p *es el poder calorífico potencial del CDR simulado*

m_i *es la masa seca del componente i de residuos (domiciliario o RINE) contemplada en la formulación del CDR*

q_{V,net,m_i} *es el poder calorífico neto del componente i de residuos (domiciliario o RINE) contemplada en la formulación de CDR*

3.3 Evaluación de alternativas de gestión de RSU con valorización energética y sus impactos ambientales

Para evaluar los impactos ambientales de diferentes alternativas de gestión de los RSU de la RMBA se empleó un ACV. Como se evidencia el apartado *2.5 Evaluación de alternativas de gestión de RSU*, ésta es una herramienta ampliamente utilizada para tal fin.

Un análisis típico de ACV presenta cuatro fases, definidas dentro de la familia de normas ISO 14.040 (ISO, 2008):

- Definición del objetivo y alcance del estudio;
- Inventario del ciclo de vida;
- Valoración de los impactos;
- Interpretación de los resultados.

Estas fases son iterativas, es decir que no presentan un único sentido de avance del estudio. Por ejemplo, una vez definido el objetivo y alcance, éstos se pueden ajustar a la información disponible sobre el inventario del ciclo de vida, para disminuir las incertidumbres del análisis (Figura 3-13).

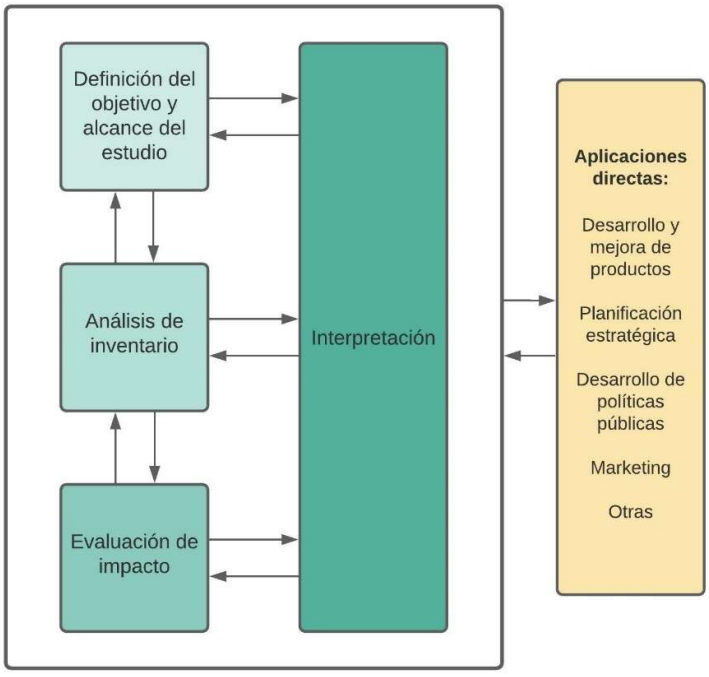


Figura 3-13: Fases del ACV.

Fuente. Elaboración propia en base ISO (2008).

Existen numerosas herramientas informáticas para llevar a cabo este tipo de análisis, muchas de la cuales se desarrollaron específicamente para analizar la etapa "end of life" de los productos, es decir, la gestión de los residuos (Jain et al., 2015). En este estudio se utilizó el programa WRATE, en su versión de licencia académica. Este programa sigue los estándares de la Norma ISO 14.040. Por haber sido desarrollado específicamente para evaluar la gestión de residuos, este software ha sido ampliamente usado (Ferronato et al., 2021; Laurent et al., 2014; Tawatsin, 2014; Tunesi, 2011), fue desarrollado originalmente por la Agencia Ambiental de Reino Unido e incluye como tecnologías de tratamiento las BAT (*Best Available Technology*) que cumplen con sus requerimientos normativos. Actualmente es propiedad de Golder Associates (UK) Ltd.

3.3.1 Definición del objeto y alcance del estudio

En esta etapa se establece la finalidad del estudio y su alcance, incluyendo los límites del sistema y nivel de calidad de los datos, así como la unidad funcional. Al analizar la gestión de residuos es importante definir también el alcance temporal, geográfico y el tipo de residuos que se incluyen.

Objetivo

El objetivo de este ACV es evaluar cuantitativamente el impacto de la incorporación de tecnologías WtE en un complejo sistema de gestión de residuos de escala regional, el de la RMBA, a través de la propuesta de diferentes alternativas de gestión. Sobre estas alternativas también se evaluó el impacto que tendría el cumplimiento de las metas de disminución de disposición final de residuos en relleno sanitario, establecidas por la legislación aplicable en ese territorio.

Con este análisis se espera aportar información que sirva como antecedente para la toma de decisiones sobre la incorporación de diferentes tecnologías de valorización energética en la gestión de RSU de la RMBA, indagando sobre la combinación de métodos de tratamiento y disposición final de RSU más adecuada al contexto local.

Alcance

Función del sistema

La función del sistema bajo estudio es gestionar los RSU generados en la RMBA, dándoles tratamiento y disposición en los rellenos sanitarios de los complejos ambientales de la CEAMSE. Por lo que incluye a los residuos generados en la CABA y 32 municipios[5] (área de estudio).

RSU considerados

Se consideran tanto los residuos domiciliarios generados en el área de estudio, como los RINE enviados a un centro de tratamiento con producción de CDR ubicado en la RMBA. Cabe aclarar que se incluye a los RINE en el análisis ya que existe un centro de tratamiento de este tipo de residuos que cuenta con la única planta de producción de CDR de la región, ubicada en las proximidades del Complejo Ambiental Norte III, los materiales residuales de su tratamiento podrían emplearse en las plantas WtE que se propongan en las alternativas de gestión aquí analizadas. Esto hace que este tipo de residuos y su tratamiento revista un interés particular para este estudio que busca evaluar la aplicación de tecnologías WtE. Quedan fuera del estudio los RSU que siguen un circuito ilegal con destino a los basurales a cielo abierto.

Unidad funcional

Se tomó como unidad funcional la cantidad total de RSU gestionados en un año en el área de estudio definida.

Horizonte temporal

Se definió como año base el 2018 y se realizó un análisis temporal que incluye una alternativa tendencial y tres alternativas de tipo prospectivas al año 2040. Se tomó el año 2040 ya que el tiempo mínimo de vida útil para las diferentes plantas de tratamiento de RSU es de 20 años (UNEP, 2019). Para el análisis, este horizonte temporal se presenta de forma escalonada en los años: 2025, 2030, 2035.

[5] Quedan por fuera del análisis: Luján, San Vicente, Zárate, Marcos Paz, Campana (no envían RSU a la CEAMSE con regularidad) y Cañuelas, General Las Heras, Exaltación de la Cruz (gestionan sus RSU por fuera de la CEAMSE).

Límites del sistema

Se buscó partir de un modelo que refleja todas las etapas de la gestión actual, desde la disposición inicial, hasta la final en relleno sanitario. Luego se elaboraron tres alternativas de gestión, considerando la incorporación de diferentes tecnologías de valorización energética para el tratamiento de los RSU, combinados con CDR producido a partir de RINE. Por lo tanto, las etapas consideradas, comunes a todas las alternativas son: disposición inicial, recolección, separación en planta de recuperación, transferencia, tratamiento mecánico-biológico, disposición final en relleno sanitario con y sin recuperación de energía. Adicionalmente, según la alternativa propuesta, se incluye tratamiento térmico con recupero de energía. Para cada etapa de la gestión se cuantifican las entradas y salidas de materiales y energía y las emisiones al ambiente.

A continuación, se presenta cada alternativa de gestión considerada, los límites del sistema de cada una se presentan en las Figura 3-14 a Figura 3-17:

a) Sistema actual BAU (business as usual): se continúa con el tratamiento actual.
b) Alternativa IP (incineración en parrilla): al tratamiento actual se suman tres plantas de incineración en parrilla (“grate combustion” en inglés) con generación de electricidad. Cada planta tiene una capacidad de 300.000 t/año de RSU. Dos de ellas incineran los RSU mezclados (en bruto) que arriban a los complejos ambientales Norte III y González Catán, la tercera planta incinera la FIRSU de la planta TMB del Complejo Ambiental Ensenada. Se definió esa capacidad de procesamiento ya que es la capacidad promedio de las plantas que actualmente se encuentran en operación en países europeos (ISWA, 2017).
c) Alternativa TMB-CDR: al tratamiento actual se suman 2 plantas de TMB de 1.200 t/día cada una (capacidad de las plantas que actualmente operan en la RMBA), que se ubicarían en los complejos ambientales Norte III y González Catán. Además, se agregan tres plantas de incineración en lecho fluidizado con una capacidad instalada de 300.000 t/año, una en cada complejo ambiental (Norte III, González Catán y Ensenada). Estas plantas de incineración aprovechan la FIRSU generada en las plantas TMB que quedarían en operación (cuatro en total) como CDR para la generación de electricidad.

c.2) Sobre la alternativa anterior se presenta una variante que incluye la incorporación del CDR potencial del centro de tratamiento de RINE (sub-alternativa TMB-CDR-RINE).

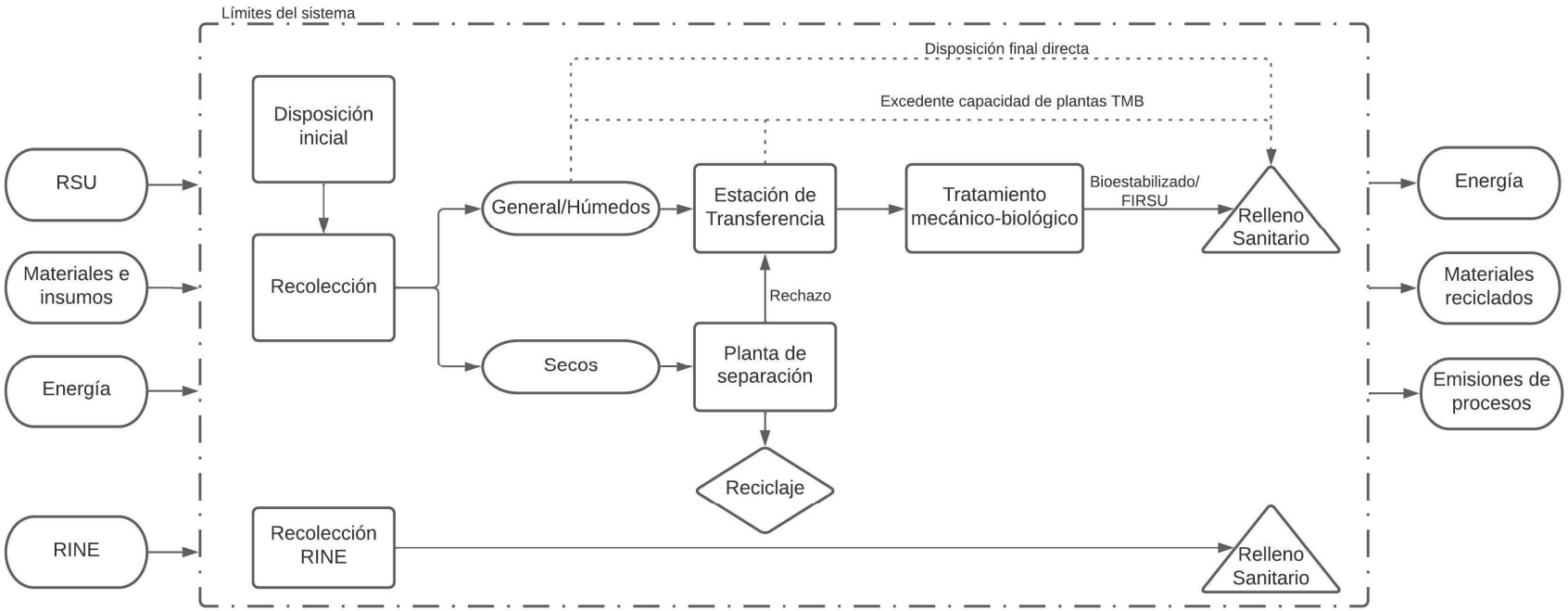


Figura 3-14: Límites del sistema- sistema actual BAU.

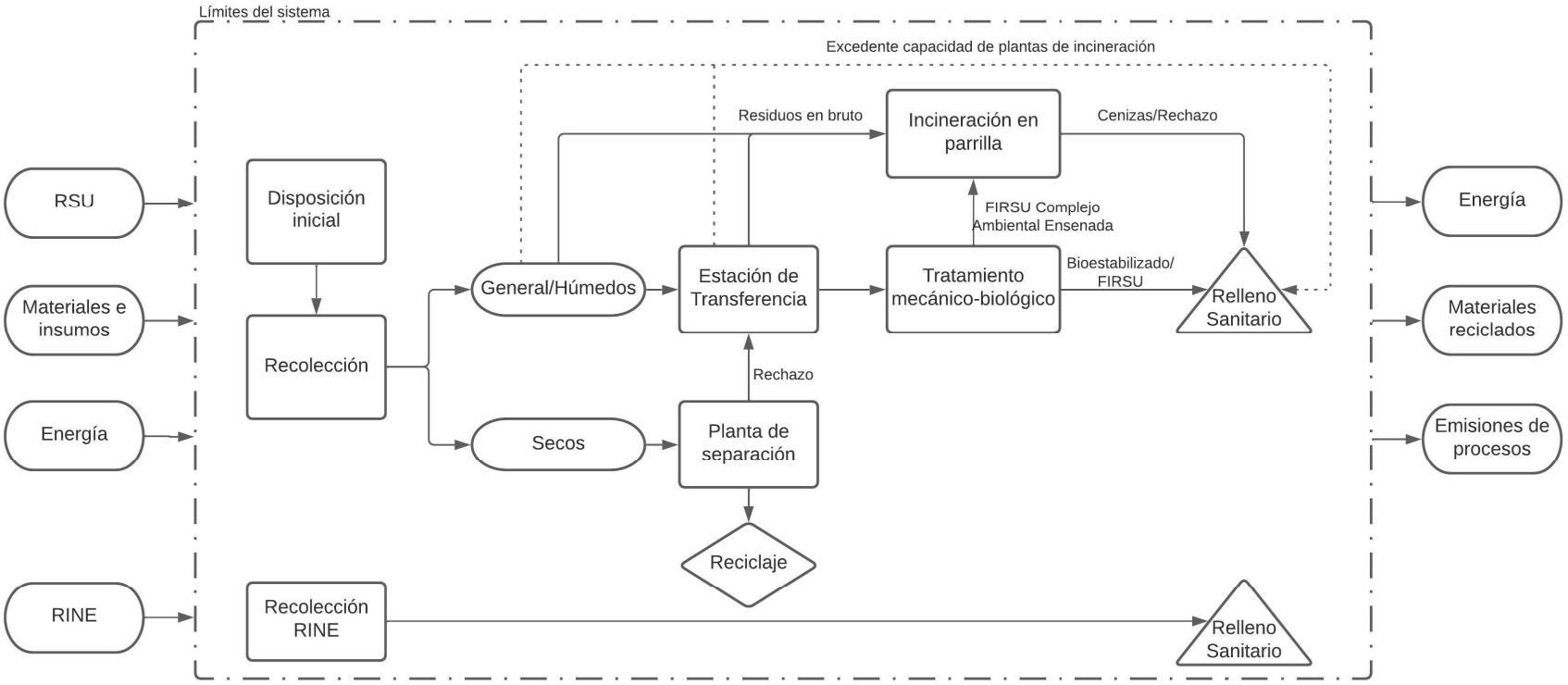


Figura 3-15: Límites del sistema-Alternativa IP.

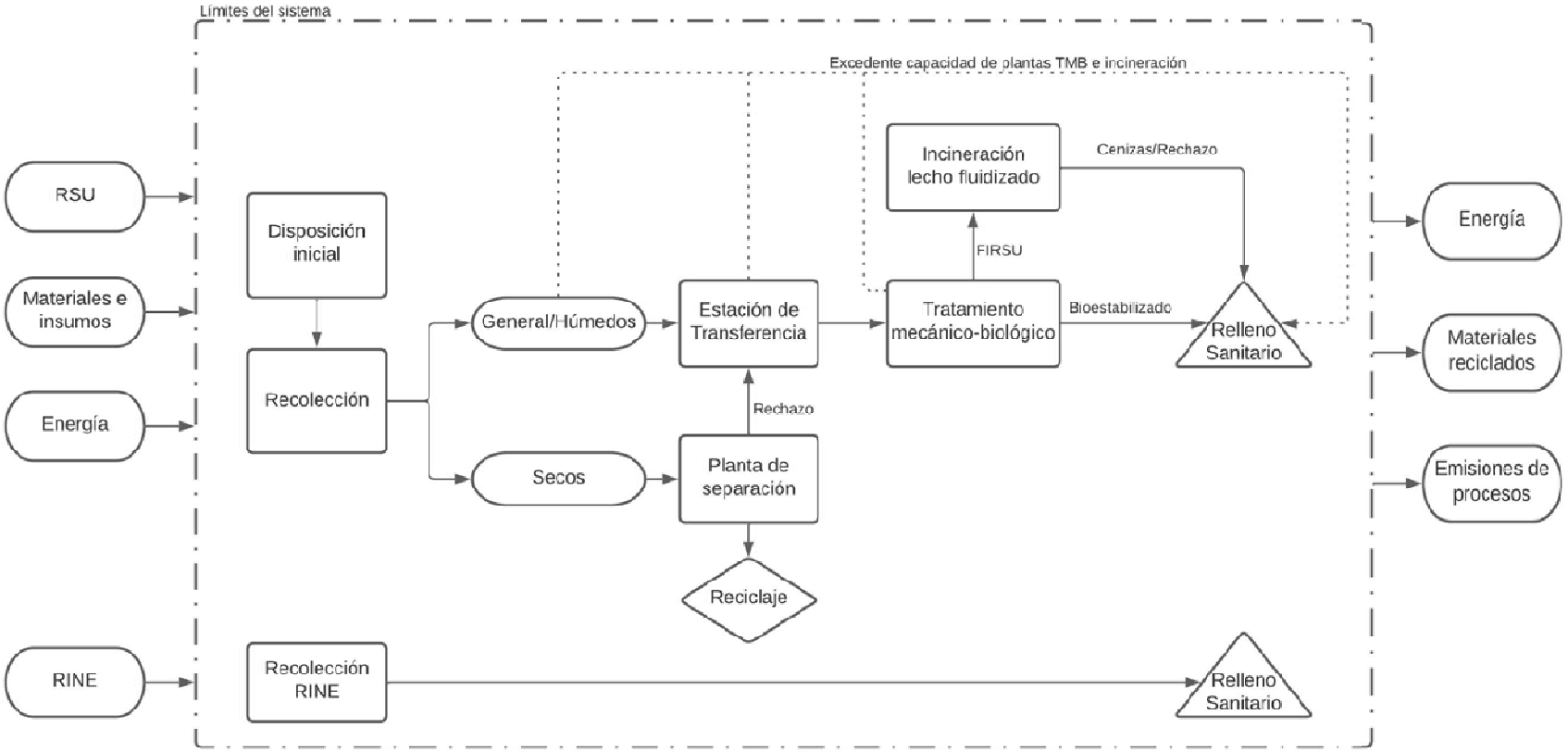


Figura 3-16: Límites del sistema-Alternativa TMB-CDR.

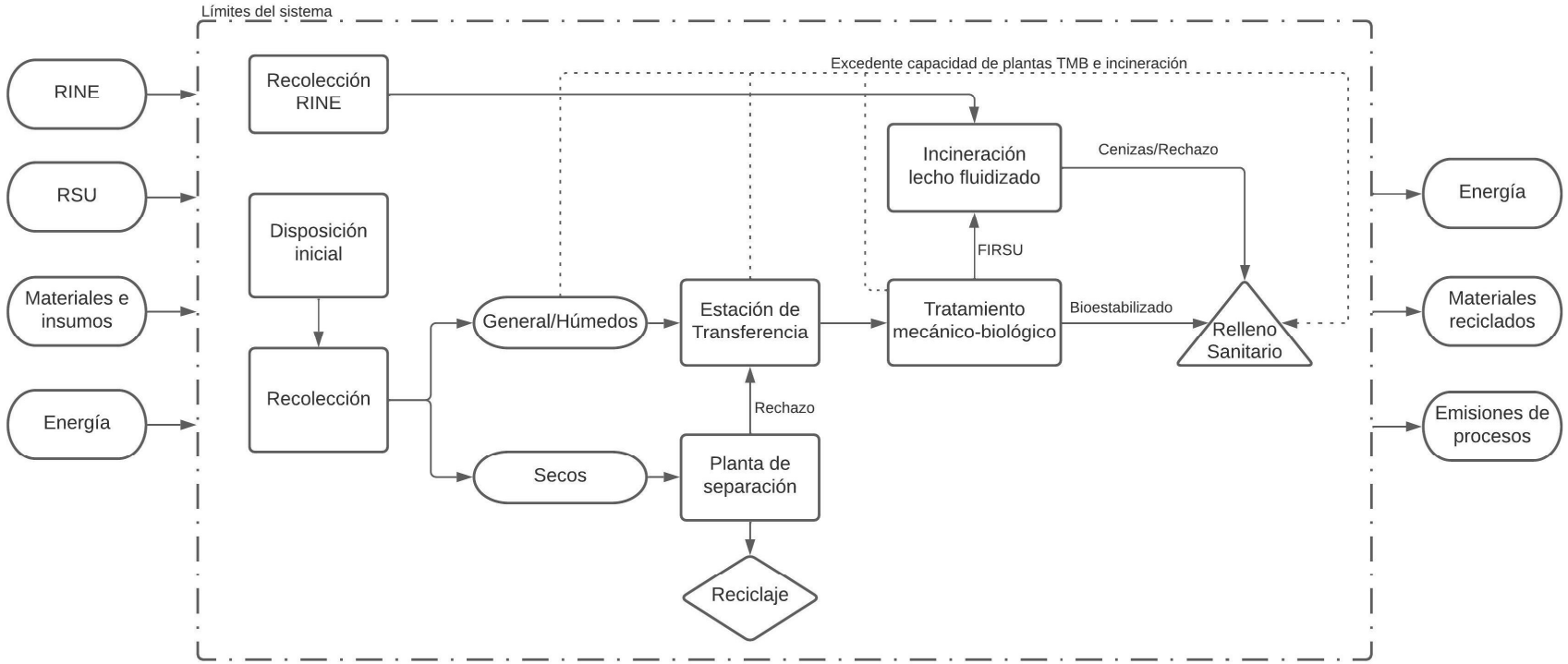


Figura 3-17: Límites del sistema-Sub-alternativa TMB-CDR-RINE.

3.3.2 Análisis de inventario

En este paso se cuantifican las entradas de materiales y energía y las salidas, por ejemplo, emisiones al aire, agua o suelo asociadas con los procesos incluidos en el alcance del ACV. Es decir, que se compilan cuantitativamente todos los insumos y recursos, así como todas las salidas en relación a la unidad funcional definida.

El programa WRATE incluye en el análisis a la construcción, mantenimiento y operación de las instalaciones y vehículos incluidos en los límites del sistema (Golder Associates (UK) Ltd, 2014).

A continuación, se describen las entradas y salidas para cada proceso de la gestión de RSU incluido en los límites del sistema de cada alternativa analizada. Las ecuaciones para los cálculos y la tabla completa con las sustancias incluidas en el inventario se presentan en el ANEXO 1.

Composición de los residuos considerados

La composición de los residuos considerados en todas las alternativas de gestión corresponde a la definida en el estudio de caracterización de residuos realizado en conjunto por la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Buenos Aires y la CEAMSE (Rosso, 2020[6]). Se tomó esta composición puesto que se determinó a partir de un plan de muestreo más extenso que el llevado a cabo en esta investigación (Tabla 3-7). La cantidad anual de residuos a gestionar en el año 2018 fue 5.751.881 toneladas y corresponde a la informada por la CEAMSE (CEAMSE, 2019) y por el Gobierno de la CABA (APrA, 2018; GCABA, 2019). La cantidad de RSU a gestionar en el horizonte temporal definido (año 2040) corresponde a la calculada en las proyecciones de generación realizadas y alcanza las 8.727.127 toneladas anuales (sin considerar las metas de reducción establecidas en la normativa aplicable en la RMBA).

Para el caso de los RINE, se consideran sólo los componentes identificados como potenciales para la producción de CDR (Tabla 3-8). La cantidad anual promedio alcanza las 28.000 toneladas y se calculó a partir de la cantidad mensual ingresada y registrada

[6] En su presentación Rosso (2020) no informó la composición de algunos subcomponentes, por lo que se estimaron teniendo en cuenta la distribución informada en un estudio previo (FIUBA-CEAMSE, 2012).

por el centro de tratamiento. En este caso, no se realizaron proyecciones de generación y se mantiene constante la cantidad a gestionar.

Tabla 3-7: Composición de RSU domiciliarios considerada para el ACV.

Componente	Composición (%)
Papeles y cartones	13,60
Diarios y revistas	2,67
Papel de oficina	0,62
Papel mezclado	6,22
Cartón	3,44
Envases Tetrabrick	0,64
Plásticos	20,95
PET	2,74
PEAD	2,78
PVC	0,45
PEBD	8,67
PP	3,92
PS	2,13
Otros	0,25
Vidrio	4,81
Verde	2,48
Ámbar	0,41
Blanco	1,90
Plano	0,02
Metales ferrosos	1,65
Metales no ferrosos	0,49
Madera	0,34
Residuos de poda y jardín	3,32
Pañales descartables y apósitos	8,77
Materiales de construcción y demolición	1,05
Desechos alimenticios	35,69
Materiales textiles	2,71

Tabla 3-7 (continuación): Composición de RSU domiciliarios considerada para el ACV.

Goma, cuero, corcho	0,66
Residuos peligrosos	0,13
Residuos patogénicos	0,03
Medicamentos	0,03
Misceláneos menores a 24,4 mm	4,96
Aerosoles	0,58
Pilas	0,00
Materiales electrónicos	0,13
Otros	0,10
TOTAL	100

Fuente: elaboración propia en base a Rosso (2020) y FIUBA-CEAMSE (2012).

Tabla 3-8: Composición de RINE considerada para el ACV.

Componente principal	**Composición masa (%)**
Textil sintético	91
Goma	2
Goma espuma	7
TOTAL	100

Disposición inicial

La disposición inicial se realiza de la misma manera en las diferentes alternativas de gestión y en el horizonte temporal propuesto, de manera que se aplican los mismos parámetros de operación y se consideran los mismos flujos entradas y salidas (Tabla 3-9). Sin embargo, la cantidad de contenedores y bolsas plásticas necesarias en cada alternativa se modifica en función de las toneladas de RSU a gestionar y el tipo de disposición inicial que se realice (diferenciada o no). Se considera como tareas de mantenimiento de los contenedores utilizados en la CABA un lavado al mes (los 12 meses del año), empleando 2 l de agua y 0,05 l de detergente. Puesto que no se considera pérdida de masa durante el proceso, la salida de materiales es equivalente al ingreso (2 l de agua y 0,05 l de detergente).

Tabla 3-9: Parámetros operativos de la disposición inicial de RSU.

Zona	Tipo	Método	Capacidad (kg)	Vida útil (años)	Masa sin carga (kg)
Municipios	Mezclados	Bolsas plásticas	23,4	No aplica	0,028*
CABA	Húmedos	Contenedor para carga lateral (tipo kerbside)	280,0	5	106,92
	Secos	Contenedor (tipo campana)	650,0	15	140,0

*20% de HDPE, 80% de LDPE y pigmento. La cantidad de decimales es la informada en WRATE.

Fuente: elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Recolección y transporte

La recolección y el transporte de los RSU y de los materiales resultantes de los procesos de tratamiento se realiza de la misma manera en las diferentes alternativas de gestión y en el horizonte temporal propuesto, de manera que en todos los casos se aplican los mismos parámetros de operación y se consideran los mismos flujos de entradas y salidas. Sin embargo, la cantidad de viajes a realizar en cada alternativa se modifica en función de las toneladas de RSU a gestionar y el tipo de disposición inicial que se realice (diferenciada o no).

Recolección de RSU

En la Tabla 3-10 se presentan los parámetros aplicados en la recolección de RSU según ésta se realice en la CABA o en el resto de los municipios. Las distancias recorridas por viaje se estimaron de la siguiente forma:

- Para la CABA se determinó la distancia total de las rutas de recolección (MEPHU, 2021) y se dividió por la cantidad de viajes a realizar en un día por los camiones recolectores. Esta cantidad de viajes se calculó a partir de las toneladas de residuos a recolectar en un día y la capacidad del camión incluida en el programa WRATE.
- Para los municipios del Gran Buenos Aires, se calculó la distancia promedio que debería recorrer un camión desde el centro de cada municipio hacia la instalación de la CEAMSE correspondiente (estación de transferencia o relleno sanitario).

De acuerdo con autores como Björklund, A. (2000); Finnveden & Ekvall (1998) y Mendes et al. (2004), la recolección de RSU (siempre que sea razonablemente eficiente) tendrá implicancias limitadas en los resultados y no representa un aspecto clave a la hora de evaluar y comparar escenarios donde lo que varía son las tecnologías de eliminación y disposición final y no las tecnologías de recolección. En este estudio las instalaciones que se agregan en cada alternativa de gestión se ubicaron en los complejos ambientales que ya están operando y a donde los municipios ya envían sus RSU, de modo que la distancia a recorrer en cada alternativa no varía. Teniendo en cuenta esto, es que se decidió sólo considerar la distancia promedio a recorrer por los camiones desde el centro de cada municipio hacia la instalación de la CEAMSE correspondiente.

Tabla 3-10: Parámetros operativos de la recolección de RSU.

Parámetro		**Zona**				
		CABA	**Municipios**			
			Residuos que pasan por ET		**Residuos que no pasan por ET**	
Tipo de camión		Carga lateral	Compactador		Compactador	
Combustible empleado		Diesel	Diesel		Diesel	
Capacidad (t)		5,5	12,842		12,842	
Vida útil (km)		250.000	200.000		200.000	
Recorrido por viaje (km)		4,7	19,7	a ET Alte. Brown	19,8	A RS Ensenada
			13,7	A ET Flores	19,9	A RS Norte III
			21,1	A ET Pompeya Zavaleta	17,8	A RS G. Catán
Tipo de recorrido (%)	Urbano	100	30		10*	
	Autopista	No aplica	70		90*	
Consumo de combustible (l/100km)	Urbano	67,489	67,489		67,489	
	Autopista	No aplica	33,99		33,99	

ET. Estación de transferencia. RS: relleno sanitario. La cantidad de decimales es la informada en WRATE.
*Los porcentajes del tipo de recorrido urbano/autopista se modifican en el caso de La Matanza, quedando 100% urbano.

Fuente: elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Transporte de materiales desde los centros verdes

En la CABA operan 17 centros verdes que recuperan diferentes materiales, los que son enviados para su reciclaje dentro de la RMBA. En todos los casos se consideró para el transporte una distancia de 40 km. Por su parte, el rechazo se envía a las estaciones de transferencia según la siguiente distribución:

- Centros verdes Núñez, Saavedra, Retiro Norte y Constituyentes van a estación de transferencia Colegiales
- Centros verdes De la Rosa, José Martí, Chilavert, Balbastro, Varela, Centro de reciclaje de la Ciudad, Yerbal y Corrales van a estación de transferencia Flores
- Centros verdes Solís, Cortejarena van a estación de transferencia Zavaleta
- Centros verdes Bonavena, Río Cuarto y Barracas van a estación de transferencia Pompeya

Esta distribución se asigna considerando la menor distancia a recorrer entre el centro verde y la estación de transferencia, determinada empleando Google Earth Pro.

Para facilitar el análisis en el programa WRATE los 17 centros verdes se consideraron como uno solo. Para distribuir el rechazo entre las cuatro estaciones de transferencia se tomó el total rechazado y se dividió por 17, obteniéndose el rechazo individual de cada centro. Luego, se sumaron esas cantidades de acuerdo a la distribución arriba mencionada. Se considera que el rechazo es trasladado a las correspondientes estaciones de transferencia por el mismo camión que realiza la recolección de RSU húmedos, por lo tanto la distancia recorrida por viaje también corresponde a 4,7 km. En la Tabla 3-11 se presentan los parámetros operativos de los camiones considerados para estas tareas de transporte.

Tabla 3-11: Parámetros operativos del transporte de materiales desde los centros verdes hacia los diferentes destinos.

Parámetro	Recorrido	
	Centro Verde a plantas de reciclaje	**Centros verdes a estaciones de transferencia**
Tipo Camión	Caja Rígida (9,6 t)	Carga lateral
Combustible	Diesel	Diesel
Vida útil (km)	500.000	250.000

Fuente: elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014) .

Transporte intermodal

Se considera que el transporte intermodal se realiza desde las estaciones de transferencia al relleno sanitario Norte III. La distancia recorrida y el tipo de recorrido (urbano o por autopista) se determinaron empleando Google Earth Pro, considerando la menor distancia posible y las restricciones de circulación de tránsito pesado en la CABA. La capacidad de carga del camión empleado es menor que la informada por el Gobierno de la CABA (25 toneladas) (GCABA, 2022), pero se trata de la máxima disponible en el programa WRATE. La Tabla 3-12 presenta los parámetros operativos del transporte intermodal.

Tabla 3-12: Parámetros operativos del transporte intermodal.

Parámetro		**Estación de transferencia**				
		Almirante Brown	Pompeya	Zavaleta	Flores	Colegiales
Tipo de camión		Inter.	Inter.	Inter.	Inter.	Inter.
Capacidad (t)		17,55	17,55	17,55	17,55	17,55
Vida útil (km)		500.000	500.000	500.000	500.000	500.000
Distancia (km)		60	40	40	43	28
Tipo de recorrido	Urbano	10	20	20	5	5
	Autopista	90	80	80	95	95
Consumo combustible (l/100 km)	Urbano	64	64	64	64	64
	Autopista	66,72	66,72	66,72	66,72	66,72

Inter.: intermodal

Fuente elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014) y datos propios.

Material bioestabilizado a relleno sanitario

Se considera que el material bioestabilizado se envía a relleno sanitario en camiones de caja rígida, con capacidad de 2,4 toneladas y una vida útil de 500.000 km. El combustible empleado es el gasoil, con un consumo de 27,63 l/100 km. Las distancias recorridas se determinaron utilizando Google Earth Pro. Éstas son:

- Desde planta TMB Ensenada a relleno sanitario Ensenada: 2 km;

- Desde planta TMB Norte III a relleno sanitario Norte III: 1 km.

Transporte RINE

Se considera que el transporte de los RINE al centro de tratamiento se realiza en camión de caja rígida, con capacidad de 9,6 toneladas y las mismas características técnicas que los camiones que realizan el traslado del material enviado a reciclaje, de modo que se asumen las mismas suposiciones. La distancia promedio recorrida por estos camiones es de 40 km (se considera que todos los generadores se ubican dentro de la RMBA) y el recorrido se realiza en un 90% por zona urbana y un 10% por autopista[7].

Emisiones debidas al transporte

Las emisiones de todos vehículos considerados se determinan de acuerdo a la distancia total acumulada, calculada en función de la distancia recorrida por viaje y la cantidad de residuos y materiales a recolectar o transportar, lo que determina el número de viajes a realizar, el tipo de recorrido (urbano o por autopista) y los factores de emisión presentados en la Tabla F. 15 (apartado A.1.4 *Tablas de factores*, ANEXO 1).

Instalaciones para la gestión de RSU

Como se mencionó en el apartado *Límites del sistema*, el tipo y cantidad de instalaciones de tratamientos y disposición (o eliminación) de residuos varía entre las diferentes alternativas de gestión propuestas. La Tabla 3-13, sintetiza dicha información. Por otro lado, la capacidad de las estaciones de transferencia, centros verdes y rellenos sanitarios se modifica en función de los requerimientos futuros debido al incremento de los RSU a gestionar.

[7] No se dispone de información sobre la ubicación de los generadores de RINE que envía sus residuos al centro de tratamiento, por ello no se pudo determinar la distancia promedio y el tipo de recorrido con mayor precisión.

Tabla 3-13: Tipo y cantidad de instalaciones de tratamientos y disposición de RSU consideradas.

Tipo de instalaciones	Alternativas (cantidad de instalaciones)		
	BAU	IP	TMB-CDR (y TMB-CDR-RINE)
Estaciones de transferencia	5	5	5
Centros verdes	17	17	17
Plantas TMB	2	2	4
Plantas de incineración	0	3	3
Relleno Sanitario*	4	4	3

*3 para RSU domiciliario, 1 para RINE.

También se incluyen en los límites del sistema de cada alternativa de gestión plantas de reciclaje. Para las plantas de reciclaje de papel, metales ferrosos y no ferrosos, el programa WRATE sólo considera la compensación debida al consumo de energía de los procesos que desplazan materia prima virgen, los datos respectivos se obtienen de la base de Ecoinvent. No se incluyen las cargas asociadas con los procesos previos de lavado y clasificación de materias primas.

Estaciones de transferencia

Las estaciones de transferencia consideradas en cada alternativa de gestión tienen capacidad para procesar todos los residuos que se envían a cada una y una vida útil de 25 años. De acuerdo a lo referido por la CEAMSE (CEAMSE, 2021) estas son:

- Alte. Brown, capacidad: 1.500 t/día
- Flores, capacidad 1.700 t/día
- Pompeya, capacidad 1.700 t/día
- Colegiales, capacidad 1.600 t/día
- Zavaleta, capacidad 1.900 t/día

En estas instalaciones los residuos se descargan del camión recolector, se compactan y cargan en el camión de transporte intermodal.

Centros verdes

Los 17 centros verdes que operan en la CABA se incluyeron en el ACV como una única planta MRF (para más detalle referirse al apartado *Limitaciones del ACV*). El programa WRATE establece ciertas restricciones sobre el tipo y cantidad de residuos que pueden recibir las plantas MRF, los que deben provenir de recolección diferenciada. En este sentido, no admite el ingreso de materiales textiles, residuos sanitarios, madera, residuos de construcción y demolición, residuos orgánicos y materiales combustibles tales como cuero y corcho. Teniendo en cuenta esto, para llegar a las 400 t/día que los centros verdes reciben en conjunto (para más detalle referirse a apartado *Flujo de materiales en la CABA*) se consideró que se envía allí entre el 5% y 6% de los papeles y cartones, plásticos, vidrio, metales ferrosos y no ferrosos que se generan diariamente en la CABA.

La eficiencia de separación de las plantas MRF asumida por el programa es de 91,37%. Los materiales aquí recuperados (papel y cartón, plásticos, metales ferrosos y aluminio) se envían para su reciclaje a diferentes plantas que operan con una eficiencia del 60%.

A continuación, se describe el flujo de proceso de la planta MRF considerada (Figura 3-18):

- Los residuos ingresan a un equipo que separa las bolsas, las abre y controla su flujo.
- Mediante cintas transportadoras los residuos son trasladados a la cabina de separación primaria, donde recuperadores urbanos separan manualmente las bolsas de plásticos, cartón y cualquier otro elemento de gran tamaño que pueda dificultar los procesos posteriores de separación.
- El material remanente de la cinta cae a través de una tolva hacia un contenedor. De allí, ingresan a un trommel diseñado para separar los materiales en tres líneas: misceláneos (que serán considerados rechazo), envases y papeles.
- Sobre la línea "envases" se aplica una corriente de aire para separar materiales livianos como plásticos y papeles, los que luego son sometidos a un proceso de clasificación manual.
- Sobre el material remanente de esta línea se aplican secuencialmente tres procesos de separación: separador magnético, para retirar latas y otros materiales ferrosos; separador de corriente de Eddy, para retirar aluminio y,

finalmente, separador infrarrojo para separar polietileno de alta densidad (HDPE) y tereftalato de polietileno (PET).

- Los materiales que siguieron la línea "papel" posteriormente son sometidos a un proceso de clasificación manual.
- Los diferentes componentes de RSU separados en esta planta son embalados en cubos empleando equipos neumáticos y despachados para su reciclaje.

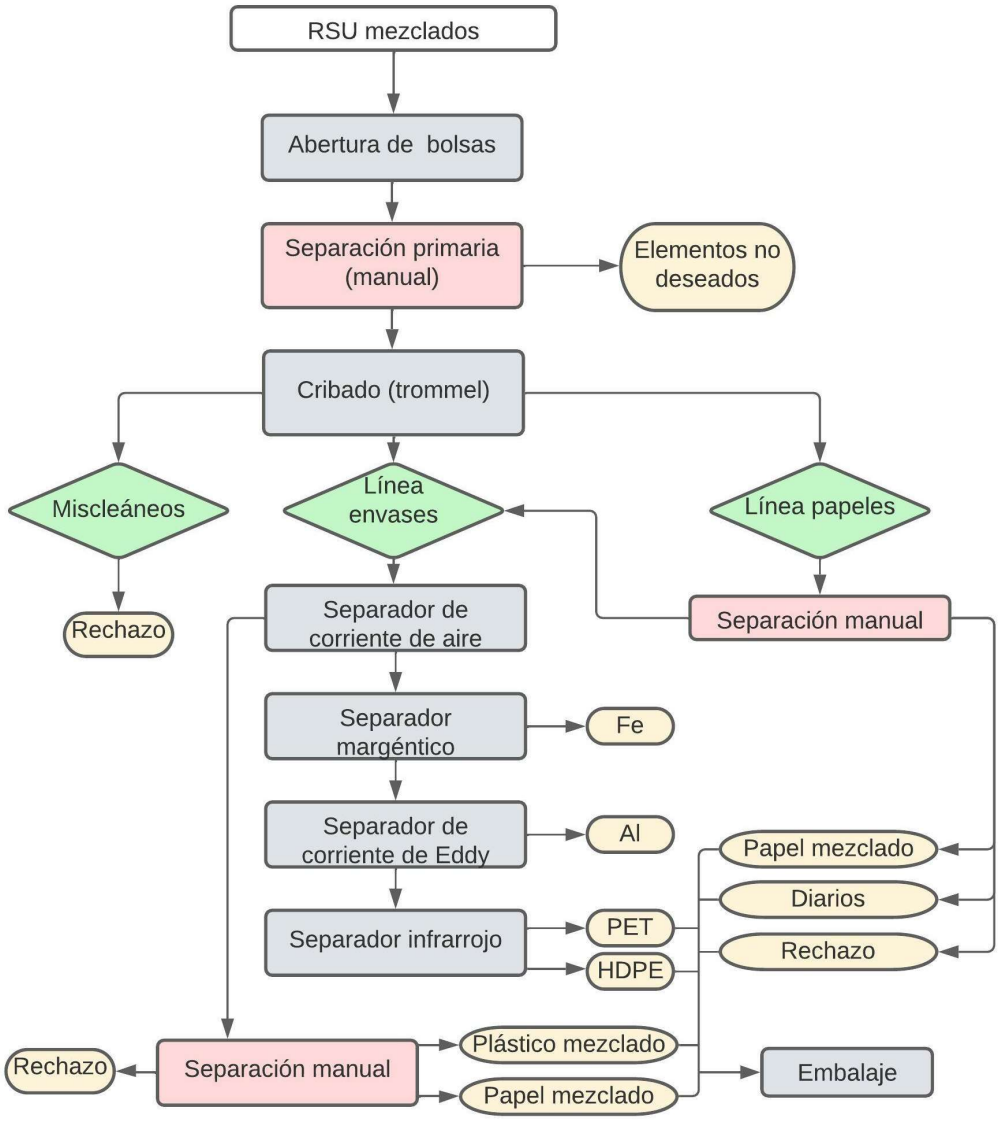


Figura 3-18: Diagrama de flujo de planta MRF.

Fuente: elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Plantas TMB

Las plantas TMB que se consideran en cada alternativa de gestión de RSU presentan el mismo proceso y una vida útil de 20 años. La capacidad máxima de cada planta se determinó en función de los resultados sobre análisis del sistema de gestión actual de RSU en la RMBA (apartado 4.1.1 *Estructura del sistema de gestión de RSU*). Los valores respectivos son:

- Planta Ensenada: 438.000 t/año;
- Planta Norte III: 401.500 t/año;
- Plantas propuestas: tres de 438.000 t/año cada una.

A continuación, se describe el flujo del proceso considerado (Figura 3-19):

- La etapa mecánica consiste en una trituración y cribado (80-100 mm) con posterior separación de metales.
- La fracción retenida en el trommel se considera como FIRSU o CDR crudo (así definido en WRATE).
- Los metales (ferrosos y no ferrosos) se retiran con separador magnético y separado de corriente de Eddy y pueden ser enviados a reciclaje.
- La fracción que atraviesa el trommel (<80-100 mm) se envía a bioestabilización en túnel de hormigón por un mínimo de una semana.
- El material bioestabilizado se envía a disposición final en relleno sanitario.

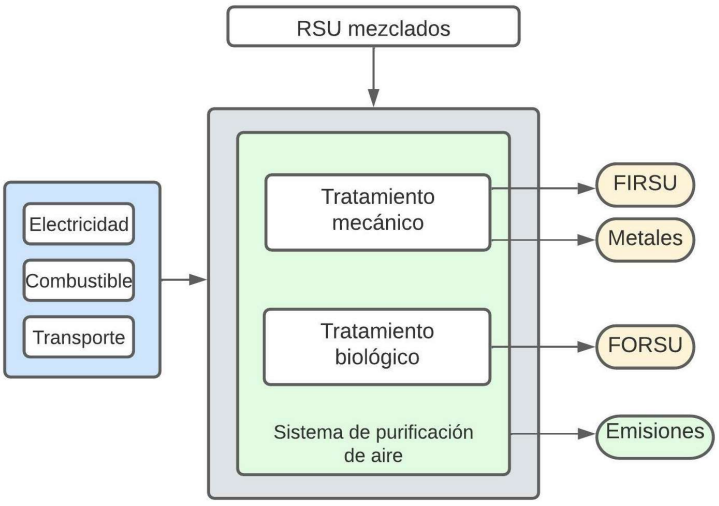


Figura 3-19: Diagrama de flujo de planta TMB.

Fuente: elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Como se observa en la Figura 3-19 de la etapa mecánica surgen dos flujos de salida: metales (ferrosos y no ferrosos) y la FIRSU. Las ecuaciones para el cálculo de dichos flujos también se presentan en el ANEXO 1.

La FIRSU se envía a relleno sanitario, bajo la alternativa de gestión BAU; a incineración en parrilla y relleno sanitario, bajo la alternativa de gestión IP; a incineración en lecho fluidizado, bajo la alternativa de gestión TMB-CDR y la sub-alternativa TMB-CDR-RINE. En estos dos últimos casos, serán sometidos a un proceso de acondicionamiento en las respectivas plantas de incineración.

La fracción de material enviado a bioestabilización (la FORSU) y el flujo de salida de esta etapa de tratamiento (material bioestabilizado) se determinan aplicando diferentes ecuaciones según provenga de componentes del RSU biodegradables o no (ANEXO 1). Se considera un tiempo de residencia de 20 días (que corresponde al tiempo informado por el encargado de la planta TMB Ensenada).

Planta de incineración en parrilla en alternativa IP

Las tres plantas de incineración en parrilla que se agregan en la alternativa IP tienen una capacidad máxima de 300.000 t/año cada una y una vida útil de 25 años. Cada una se ubica en uno de los complejos ambientales de la CEAMSE.

La planta de Ensenada trata térmicamente la FIRSU generada en la planta TMB Ensenada, mientras que las plantas de González Catán y Norte III tratan los residuos en bruto.

Como restricción, y para asegurar la calidad del proceso, el programa WRATE no admite en este tipo de instalaciones RSU con contenido de humedad superior al 44,9%.

Las tres plantas de incineración recuperan energía en forma de electricidad. De acuerdo a los parámetros incluidos por defecto en WRATE, lo hacen con una eficiencia de 26,1% y considerando el procesamiento de RSU con poder calorífico de 9,65 MJ/kg.

A continuación, se describe el proceso llevado a cabo dentro de las plantas de incineración en parrilla consideradas (Figura 3-20):

- Los RSU son descargados en el búnker de almacenamiento y mezclados periódicamente para reducir la producción de olores.

- El aire de arriba del búnker se extrae y alimenta al suministro de aire primario del horno. Además, de ser necesario, se utilizan rociadores de agua para disminuir la voladura de polvo.
- Los residuos se cargan en la tolva de alimentación del horno mediante una grúa puente.
- El horno es de parrilla móvil y consta de tres secciones: secado de residuos, combustión principal, agotamiento (para asegurar combustión completa).
- Se controla que la temperatura de los gases de combustión sea de, al menos, 850°C durante dos segundos para maximizar la destrucción de materiales orgánicos, incluidas las dioxinas. Si es necesario, se utilizan quemadores auxiliares (a diesel) para garantizar esa temperatura.
- Los materiales no combustionados que pasan a través de la parrilla y las cenizas de fondo se apagan y envían a un pozo de almacenamiento, luego son enviadas a relleno sanitario.
- Los gases de combustión calientes pasan a través de una caldera, que genera vapor para impulsar una turbina para la generación de electricidad.
- Luego de pasar por la turbina, el vapor de escape se condensa y vuelve a la caldera.
- Los gases de combustión pasan a un sistema de reactor/ciclón en el que se rocía cal hidratada para eliminar gases ácidos y se inyecta carbón activado para eliminar mercurio, cadmio y dioxinas.
- El aire residual pasa por un filtro de mangas donde se retiene las cenizas volantes. Éstas se almacenan en silos.
- Los gases de combustión limpios se ventilan a través de una chimenea de 70 m de altura y se monitorean de forma continua para detectar cloruro de hidrógeno, dióxido de azufre, monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno, compuestos orgánicos volátiles, material particulado, oxígeno y agua. Además, se toman muestras puntuales para monitorear dioxinas, ácido fluorhídrico, dióxido de carbono y metales.
- Todos los efluentes líquidos resultantes del proceso se tratan en planta de tratamiento, pasando a través de una trampa de sedimentación de agua y aceite.

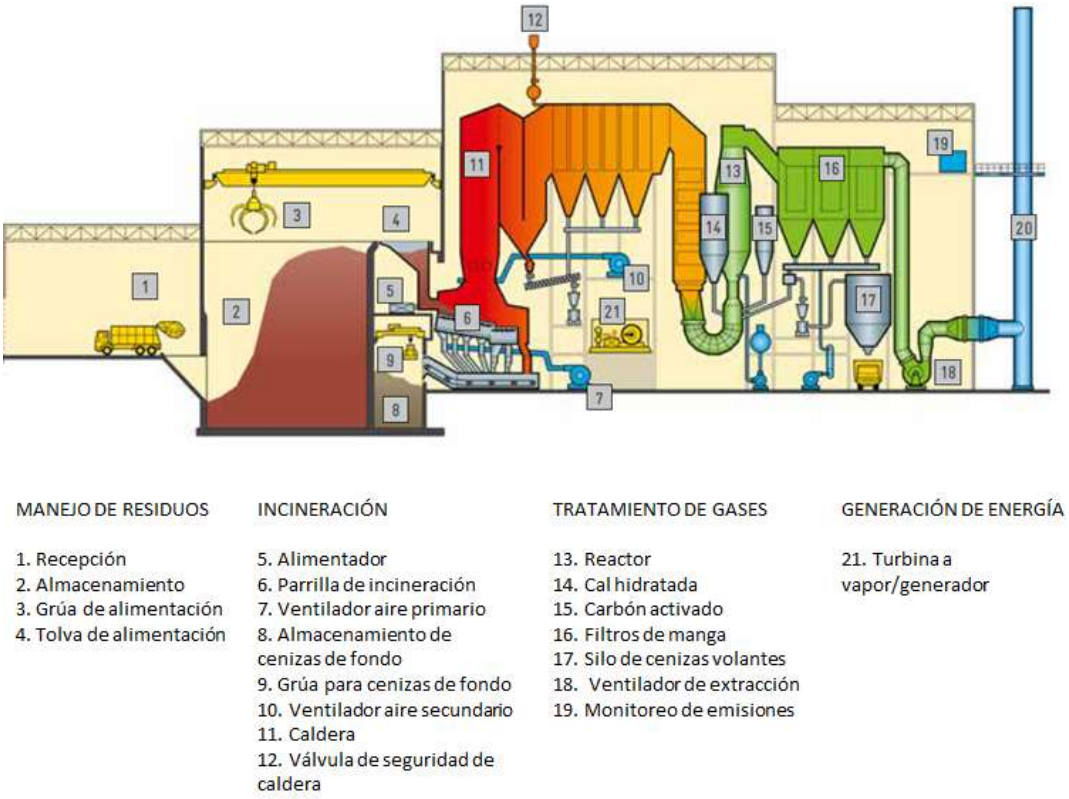


Figura 3-20: Diagrama de flujo de planta de incineración en parrilla.

Fuente: elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014) y Mutz et al. (2017).

Como resultado del proceso se generan diferentes tipos de materiales residuales, los que son considerados para analizar las cargas ambientales:

- Residuos rechazados;
- Agua residual;
- Residuos del tratamiento de gases (cenizas volantes);
- Cenizas de fondo (generales, de metales ferrosos y de metales no ferrosos).

Planta de incineración en lecho fluidizado en alternativas TMB-CDR y TMB-CDR-RINE

Las tres plantas de incineración en lecho fluidizado que se incorporan en la alternativa TMB-CDR y la sub-alternativa TMB-CDR-RINE tienen una capacidad máxima de 300.000 t/año cada una y una vida útil de 24 años. Cada una se ubica en uno de los complejos ambientales de la CEAMSE. Todas tratan la FIRSU generada en las plantas TMB, para lo

que incluyen una etapa de acondicionamiento del combustible (CDR), y recuperan energía en forma de electricidad. De acuerdo a los parámetros incluidos por defecto en WRATE, la recuperación de energía en estas plantas se realiza con una eficiencia del 27,1%.

A continuación, se describe el proceso llevado a cabo dentro de las plantas de incineración en lecho fluidizado consideradas (Figura 3-21):

- La FIRSU ingresada se tritura empleando un molino de martillo y se somete a una separación magnética.
- Acondicionado el CDR, se transporta a una tolva de alimentación que cuenta con sistemas auxiliares para asegurar una alimentación constante y uniforme con CDR no compactado.
- Previo al ingreso a la caldera se separan los metales no ferrosos mediante separadores de corriente de Eddy.
- El CDR ingresa a la caldera con lecho burbujeante (lecho de arena movilizado por aire a alta presión) y se distribuye homogéneamente empleando gas de combustión recirculado. Adicionalmente, se ingresa aire secundario, terciario y cruzado en la zona libre del horno (parte alta) para asegurar la combustión completa.
- En esta sección se reduce la producción de NOx adicionando gas sobrecalentado empobrecido en oxígeno y, en consecuencia, aumentando la turbulencia.
- En la caldera se produce vapor a 40 bar y 250°C. Luego se sobrecalienta a 400°C y se dirige a la turbina de vapor, que está conectada al generador.
- El material inerte pesado que puede quedar en la caldera cae por gravedad a través del lecho y conforma las cenizas de fondo.
- De los gases de combustión se recuperan partículas livianas que son devueltas al lecho mediante un separador de cenizas. Luego se emplea un ciclón para separar las partículas más densas.
- La emisión de gases ácidos se controla agregando cal hidratada en polvo. También se inyecta carbón activado para adsorber dioxinas residuales y otros contaminantes. Finalmente, se retiene el material particulado mediante filtros de manga.

- Las cenizas de fondo y volantes son dispuestas en relleno sanitario.

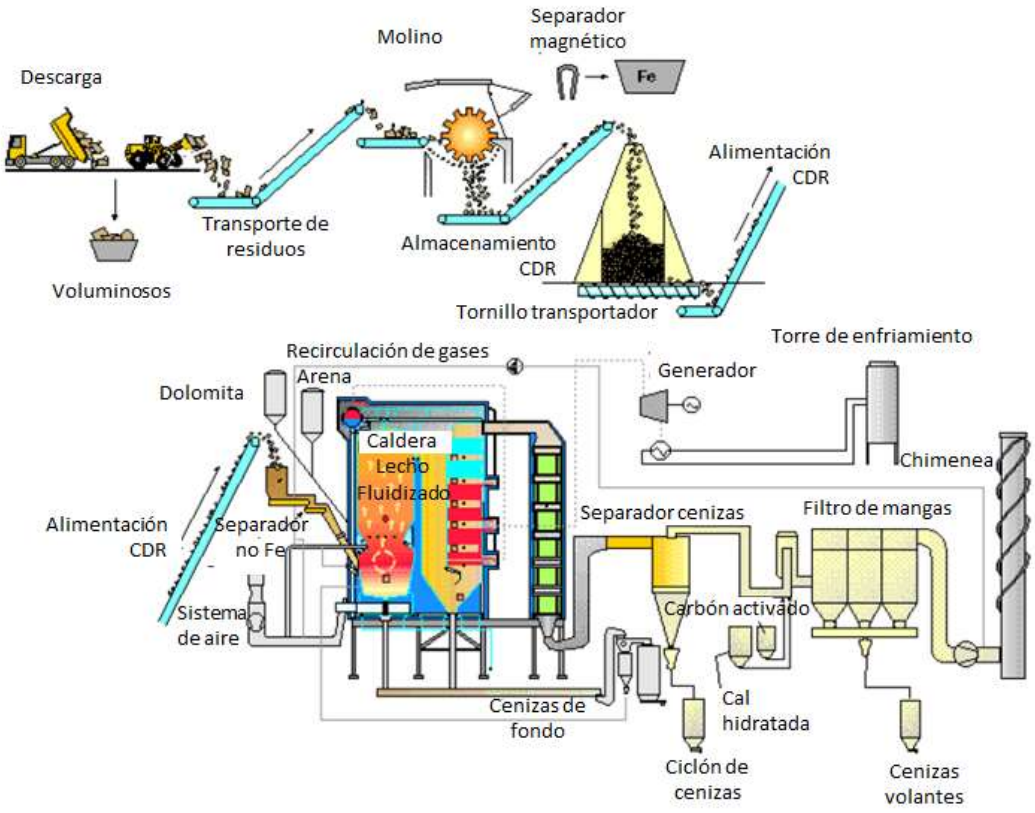


Figura 3-21: Diagrama de flujo de planta de incineración en parrilla.

Fuente: adaptación de Salmenoja (2002).

Como resultado del proceso se generan diferentes tipos de materiales residuales y/o que pueden ser recuperados, los que deben ser considerados para analizar las cargas ambientales. Éstos son:

- Metales ferrosos y no ferrosos (pueden ser recuperados durante el acondicionamiento del CDR);
- Residuos del tratamiento de gases (cenizas volantes);
- Cenizas de fondo (generales, de metales ferrosos y de metales no ferrosos).

Relleno sanitario

En el ACV los tres rellenos sanitarios para RSU domiciliario (Ensenada, González Catán y Norte III) y el relleno sanitario para RINE se analizan por separado. Cada uno tiene una vida útil de 20 años y una capacidad total de 10.000.000 de toneladas, definida por

defecto en WRATE. Sin embargo, la capacidad anual puede ser modificada por el usuario, de modo que su valor se adecuó a la necesidad particular de cada año de análisis, considerando la cantidad máxima de RSU a disponer si no se aplicaran nuevas estrategias de disminución (Tabla 3-14).

Tabla 3-14: Capacidad anual de los rellenos sanitarios considerados en el ACV.

Relleno sanitario	Capacidad anual (t/año)				
	2018	2025	2030	2035	2040
González Catán	533.975	641.189	667.865	692.857	716.062
Ensenada	295.500	461.977	557.840	578.714	598.096
Norte III	4.922.901	5.953.026	6.981.779	7.155.817	7.313.441
Total	5.751.881	7.056.192	7.249.487	8.427.387	8.627.599

Fuente: elaboración propia en base a CEAMSE (2019) y resultados de proyecciones de generación de RSU realizadas.

Para el año 2018 se considera que sólo el relleno sanitario de Norte III posee captura de biogás, el que se emplea para la producción de electricidad. Para el análisis prospectivo (año 2025 en adelante) se incorpora la generación de electricidad en el relleno sanitario de Ensenada. En todos los casos la generación de electricidad se produce considerando una eficiencia del 35% y un poder calorífico del biogás de 50 MJ/kg.

Emisiones provenientes de las instalaciones

Para el cálculo de las emisiones resultantes de la operación de las instalaciones de gestión (y eliminación) de RSU se emplean diferentes ecuaciones, según la sustancia y el proceso del que trate. Esta información se presenta detallada en el ANEXO 1.

Respecto del gas de relleno sanitario (o biogás), WRATE modela su producción empleando el modelo GASim v2.0, desarrollado por la Agencia Ambiental de Reino Unido. El mismo incluye la generación de gas y considera su recolección, migración, las emisiones superficiales y la oxidación biológica de metano. Además, incorpora plantas de combustión del gas y su dispersión atmosférica e impacto.

El modelo asume la oxidación biológica del metano para el 10% de las emisiones que pasan directamente a través de la cobertura del relleno. Además, considera motores

para generación de electricidad de 1 MW, que utilizan 580 m^3/h de biogás. La cantidad de motores se incrementa conforme se incrementa la generación de gas.

En este análisis se consideró que para el año 2018 los rellenos sanitarios de González Catán, Ensenada y para RINE no realizan colección de gas, mientras que el relleno sanitario de Norte III posee una eficiencia de colección del 30%. Luego, para los años futuros se incluye la colección de biogás en el relleno sanitario de Ensenada con una eficiencia del 30%. Este valor se definió a partir de la revisión bibliográfica (para más detalle referirse al apartado 2.3.2 *Aprovechamiento de gas de relleno sanitario*).

El modelo utiliza una ecuación de descomposición de primer orden multifásica (tanto para la descomposición metanogénica como acetogénica) para determinar la generación de metano, dióxido de carbono e hidrógeno producidos a partir de la masa de residuos, su composición y contenido de humedad (emisiones a 150 años). Para los gases traza, agrupados de acuerdo a la Tabla 3-15 considera la composición elemental de los RSU (incluida por defecto en WRATE). Las emisiones finales de estos gases se calculan teniendo en cuenta la asignación de sustancias a cada componente de los RSU y sus respectivos factores de reducción, presentados en la Tabla F. 21 (A.1.4 *Tablas de factores*, ANEXO 1).

Tabla 3-15: Agrupamiento de gases trazas generados en relleno sanitario.

Grupo	Gases incluidos
Alcoholes	2-propanol, etanol
Aldehídos	Acetaldehído (etanal), formaldehído (metanal)
Alifáticos	Isómeros de buteno
BTEXs	Benceno, Etil tolueno (todos los isómeros), Etilbenceno, Tolueno, Xileno (todos los isómeros)
CFCs	1,1,1-triclorotrifluoroetano, 1,1-diclorotetrafluoroetano, 1,2-diclorotetrafluoroetano, 2-cloro-1,1,1–trifluoroetano, Clorofluorometano, freón 113, clorotrifluorometano, diclorodifluorometano, fluorotriclorometano, triclorofluorometano, Triclorotrifluoroetano

Tabla 3-15 (continuación): Agrupamiento de gases trazas generados en relleno sanitario.

Disolventes Clorados	1,1,2-tricloroetano, 1,1-dicloroetano, 1,1-dicloroeteno, carbono tetracloruro (tetraclorometano), cloroetano, cloroformo (triclorometano), diclorometano (cloruro de metileno), etileno dicloruro, cloruro de metilo (clorometano), cloroformo de metilo (1,1,1-tricloroetano), t-1,2-dicloroeteno, tetracloroetano (modelado como 1,1,2,2-tetracloroetano), tetracloroetileno (tetracloroeteno), Tricloroetileno (tricloroeteno)
Productos de degradación de solventes clorados	Cloruro de vinilo (cloroeteno, cloroetileno)
Cloro-bencenos	Clorobenceno, para-diclorobenceno (modelado como 1,4-diclorobenceno), Triclorobenceno (todos los isómeros)
HCFCs	1,1,1,2-tetrafluorocloroetano, 1-cloro-1,1-difluoroetano
Hidrocarburos	Butadieno (modelado como 1,3-butadieno), butano, etano, etileno, hexano, Pentano, penteno (todos los isómeros)
Cetonas	Acetona, Metiletilcetona (2-butanona), Metilisobutilcetona
Productos parciales de combustión	Monóxido de carbono
Sustituidos aromáticos	Trimetilbenceno (todos los isómeros)
Compuestos Sulfúricos	Isulfuro de carbono, sulfuro de carbonilo, disulfuro de dietilo, dimetilo disulfuro, sulfuro de dimetilo, etanotiol (etil mercaptano), hidrogeno sulfuro, metanotiol (metil mercaptano), propanotiol
Terpenos	Limoneno

Fuente: elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Para calcular la producción de lixiviado WRATE utiliza el modelo LadSim Versión 2.5, desarrollado por la Agencia Ambiental de Reino Unido. Los contaminantes presentes en el lixiviado se determinan a partir de los componentes de los RSU considerados. Se supone que cualquier lixiviado generado por encima de 1 metro de altura se bombea a una planta de tratamiento, donde cada sustancia contaminante tendrá diferentes factores de transformación, de acuerdo a la eficiencia de las plantas relevadas en WRATE. Las sustancias contaminantes consideradas para los RSU domiciliario, sus factores de transformación y la generación total (kg/t de RSU) para el tipo de relleno

sanitario aquí considerado se presentan en la Tabla F. 22 (A.1.4 *Tablas de factores*, ANEXO 1).

La infiltración en cada relleno sanitario, a lo largo del tiempo, se calcula asumiendo que se instala una capa final permanente de polietileno después de 20 años operativos de eliminación de residuos.

En cuanto a las infiltraciones al agua subterránea, el modelo asume que el fluido que se filtra desplaza al agua intersticial existente, sin cambiar el volumen ni las propiedades del agua del suelo. Tampoco considera la biodegradación de posibles contaminantes.

La carga total al ambiente se calcula como la suma de la producción de lixiviado ya tratado y las infiltraciones al agua subterránea. El valor se normaliza por la cantidad total de residuos dispuestos en el sitio a lo largo de su vida útil.

3.3.3 Evaluación de impacto

En esta etapa, las entradas y salidas cuantificadas en el análisis de inventario se multiplican con los factores de caracterización correspondientes, a fin de evaluar las categorías de impacto. Éstas pueden ser de punto medio o punto final.

Para las categorías de punto medio se aplica el enfoque orientado al problema, en el que los flujos (las sustancias que los componen) se clasifican de acuerdo a la categoría de impacto ambiental a la que contribuyen, se multiplican por los factores de caracterización correspondientes y se normalizan bajo una unidad de referencia.

Para las categorías de punto final, se aplica el enfoque orientado al daño. Aquí también se comienza con la clasificación en categorías de impacto de los flujos de un sistema, pero luego esas categorías se multiplican por un factor de daño, para agruparlas en las categorías de punto final, tales como daño a la salud humana, daño a la calidad del ecosistema o daño a los recursos. Este procedimiento da como resultado menos categorías de análisis que aplicando el enfoque orientado al problema, lo que facilita la interpretación de los resultados, pero aumenta su incertidumbre (Ecopaper Loop, n.d.).

Existen diferentes métodos para realizar la evaluación de impacto. Dos herramientas ampliamente utilizadas son la Herramienta para la Reducción y Evaluación de Impactos Químicos y Ambientales (TRACI) y la metodología del Centro de Estudios Ambientales de la Universidad de Leiden (CML). La primera incluye categorías de punto final y la

segunda, de punto medio y se enfoca en una serie de categorías de impacto expresadas en términos de emisiones al ambiente (Ojoawo & Gbadamosi, 2013).

El programa WRATE ofrece diferentes métodos de evaluación de impactos, los que se aplican en línea con la base de datos de Ecoinvent. Éstos son:

- Enfoque orientado al problema (CML);
- Enfoque orientado al daño EPS;
- ECOINDICADOR 99;
- IMPACT 2002+ (punto medio);
- IMPACT 2002+ (punto final).

Sin embargo, bajo la licencia académica, WRATE sólo permite el uso del método CML2001, mostrando resultados para seis categorías de impacto (Tabla 3-16). Por lo tanto, para este estudio se aplica el método CML2001 y se evalúan los impactos ambientales de las diferentes alternativas de gestión a través de las categorías presentadas en la Tabla 3-16.

Tabla 3-16: Categorías de impacto, método de evaluación CML2001.

Categoría de impacto	Indicador	Unidad
Agotamiento de los recursos abióticos	ARA	kg antimonio eq.
Potencial de calentamiento global para 100 años	GWP100	kg CO_2 eq.
Potencial de toxicidad humana	PTH inf.	kg 1,4-diclorobenceno eq.
Potencial de ecotoxicidad acuática de agua dulce	PEAAD inf.	kg 1,4-diclorobenceno eq.
Potencial de acidificación	PA (media europea total)	kg SO_2 eq.
Potencial de eutrofización	PE	kg PO_4 eq.

Fuente: elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

De acuerdo a (Bueno et al., 2015), las categorías incluidas en el método CML2001 resultan muy útiles para comparar sistemas de gestión de RSU, ya que los indicadores ARA y GWP100 son buenos indicadores del consumo acumulado de recursos materiales

y demanda acumulada de energía fósil, los que a su vez son buenos indicadores de recuperación global de energía y de materiales. Otros autores han dado cuenta de esta utilidad y han usado este método en sus análisis sobre gestión de residuos y para comparar tecnologías de tratamiento de residuos (Arafat et al., 2015; Khandelwal et al., 2019; Ojoawo & Gbadamosi, 2013; Xiao et al., 2022).

3.3.4 Interpretación de los resultados

De acuerdo a la norma ISO 14043:2001 (ISO, 2001), la interpretación del ciclo de vida se trata de un procedimiento sistemático para identificar, calificar, verificar y evaluar la información a partir de los resultados de las etapas anteriores (análisis de inventario y evaluación de impacto) y para presentar los resultados de manera de cumplir con el objetivo y alcance del estudio.

Esta fase del ACV comprende tres elementos:

- La identificación de cuestiones significativas;
- La evaluación (verificación de integridad, sensibilidad y coherencia);
- Conclusiones, recomendaciones y el informe respectivo.

Para identificar las cuestiones significativas es necesario ordenar la información. Para ello, en este estudio se realizó un análisis de la importancia de las alternativas de gestión propuestas en relación a las categorías de impacto. Se considera que una alternativa realiza un impacto o un ahorro más importante que otra cuando la diferencia (positiva o negativa) entre los valores arrojados por los indicadores de dichas categorías sea superior al 10%.

Asimismo, se realizó un análisis de contribución (%) de los diferentes procesos o etapas de gestión incluidos en las alternativas de gestión propuestas al valor de los indicadores. Se establecieron cinco categorías (ISO, 2001):

- Contribución despreciable: $0\ \% < |X| \leq 2{,}5\%$
- Contribución baja: $2{,}5\% < |X| \leq 10\%$
- Contribución moderada: $10\% < |X| \leq 25\%$
- Contribución importante: $25\% < |X| \leq 50\%$
- Contribución significativa: $50\% < |X|$

Donde |X| es el valor del aporte (%) de cada proceso al valor total del indicador. Se expresa como valor absoluto puesto que los resultados pueden arrojar valores negativos (cuando se trata de ahorros) o valores positivos (cuando se trata de impactos).

Dentro del proceso de evaluación se requiere de una verificación de integridad y coherencia de la información y de los datos empleados. En este estudio los datos, suposiciones y cálculos para las asignaciones se han presentado de forma detallada en el apartado 3.3.2 *Análisis de inventario* y en el ANEXO 1. Se decidió emplear la composición de RSU domiciliarios informada en un estudio de caracterización realizado a partir de un plan de muestreo más extenso (Rosso, 2020) que el aplicado en el trabajo de campo de esta investigación. La elaboración de las alternativas de gestión se ha realizado a partir del análisis de la gestión y generación de RSU en la RMBA (detallado en el apartado 4.1. *La gestión de RSU en la RMBA: evolución y tendencias*, además, se presenta información complementaria en el ANEXO 2). Las tecnologías de tratamiento, eliminación y disposición final de RSU corresponden a las BAT, mejores tecnologías disponibles, incluidas en la última actualización del programa WRATE (año 2014).

Análisis de sensibilidad

El análisis de sensibilidad busca determinar la influencia que las variaciones en las suposiciones, los métodos y los datos tienen sobre los resultados, en particular sobre las cuestiones identificadas como más significativas. Se expresa como porcentaje de cambio en los resultados y se considera significativo si es superior al 10% (ISO, 2001).

En este estudio el análisis de sensibilidad se realiza sobre la matriz eléctrica. Puesto que ninguna de las matrices eléctricas incluidas por defecto en el programa WRATE se asemeja a la argentina, se hará el análisis de sensibilidad empleando una matriz con baja penetración de combustibles fósiles y una con alta penetración de combustibles fósiles, respecto de la matriz eléctrica empleada en el ACV (penetración de combustibles fósiles media) (Tabla 3-17).

Por otro lado, se incluye un análisis de sensibilidad sobre la calidad de los datos de composición de RSU, empleando la composición determinada en el estudio de campo realizado en esta investigación[8] (Tabla 3-18).

Tabla 3-17: Matriz eléctrica, análisis de sensibilidad.

Fuente de energía	**Participación (%) – Penetración de combustibles fósiles**		
	Baja	Media	Alta
Carbón	0	15	94,0
Petróleo	0	0,5	1,5
Gas	0	7,5	1,5
Gas CCGT	5	20	0,0
Nuclear	40	40	0,0
Residuos	1	0	0,0
Otras térmicas	0	0	0,0
Térmicas renovables	0	0,2	0,0
Solar FV	1	0	0,0
Eólica	3	4,8	0,0
Mareomotriz	0	0	0,0
Undimotriz	0	0	0,0
Hidráulica	50	12	3,0
Geotermal	0	0	0,0
Otras renovables	0	0	0,0
Total	100	100	100
Pérdidas transporte y distribución (%)	11,5	11,5	12

Fuente: elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

[8] Al igual que los datos presentados en la Tabla 3 8, la participación de los subcomponentes de RSU se estimó teniendo en cuenta la distribución informada en un estudio previo (FIUBA-CEAMSE, 2012).

Tabla 3-18: *Composición de los RSU, empleada en el análisis de sensibilidad.*

Componente	Composición (%)
Papeles y cartones	6,4
Diarios y revistas	1,07
Papel de oficina	0,25
Papel mezclado	2,48
Cartón	1,37
Envases Tetrabrick	1,20
Plásticos	12,0
PET	1,59
PEAD	1,61
PVC	0,26
PEBD	5,03
PP	2,28
PS	1,24
Otros	0,00
Vidrio	0,9
Verde	0,45
Ámbar	0,07
Blanco	0,34
Plano	0,00
Metales ferrosos	0,27
Metales no ferrosos	1,50
Madera	-
Residuos de poda y jardín	3,66
Pañales descartables y apósitos	9,83
Materiales de construcción y demolición	-
Desechos alimenticios	58,34
Materiales textiles	4,30
Goma, cuero, corcho	1,60
Residuos peligrosos	-
Residuos patogénicos	-

Tabla 3-18 (continuación): Composición de los RSU, análisis de sensibilidad.

Medicamentos	-
Misceláneos menores a 24,4	0,12
Aerosoles	-
Pilas	-
Materiales electrónicos	-
Otros	1,11
TOTAL	100

Fuente: elaboración propia en base a datos estudio de campo y FIUBA-CEAMSE (2012).

Limitaciones del ACV

a) El programa WRATE con licencia académica no permite modificar la matriz eléctrica del sistema bajo estudio, por lo que la aquí considerada dista mucho de la matriz eléctrica argentina. Por ello, se incluyó un análisis de sensibilidad con diferentes matrices eléctricas (baja y alta penetración de combustibles fósiles).

b) El programa WRATE permite que el usuario especifique la capacidad de las diferentes plantas de tratamiento, aunque se recomienda que no exceda el 10% de las capacidades que por defecto tiene el programa. Las plantas propuestas en cada alternativa presentan las máximas capacidades de procesamiento de plantas existentes en el mercado (ISWA, 2017) y exceden ese 10%. Por ello, se realizaron pruebas desagregando dichas capacidades en plantas de menor tamaño (tantas como sean necesarias para alcanzar la capacidad deseada) y se compararon los resultados. Si bien no se observaron grandes diferencias (menores al 10%), es necesario tener en cuenta esta limitación al momento de interpretar los resultados.

c) Las proyecciones de generación sólo se realizaron sobre los RSU domiciliarios. La cantidad de CDR potencial de producir a partir de RINE e incorporar en las respectivas alternativas de gestión se mantuvo constante.

d) Puesto que el programa WRATE incluye a las tecnologías de tratamiento de residuos consideradas BAT, no se consideran centros de separación netamente manuales. Por ellos, en este análisis se considera que los 17 centros verdes que operan en la CABA lo hacen como una única planta MRF. Esta diferencia influirá

en la calidad de los materiales a recuperar para reciclaje, el consumo de recursos, tanto para su construcción, como operación y mantenimiento, y en las emisiones asociadas al proceso.

e) Se excluyeron del análisis las plantas sociales del Reciparque de la CEAMSE, puesto que no hay disponible en el programa WRATE tecnologías que se asemeje. Se considera que estas plantas sociales pueden ser excluidas del análisis ya que, dado su baja capacidad de procesamiento y eficiencia de separación (7%), el material recuperado representa sólo un 0,5% de los RSU gestionados en todo el sistema bajo análisis (CEAMSE, 2022).

f) Respecto de la operación en el relleno sanitario, se consideró una cobertura diaria de los RSU con arcilla. El programa WRATE no permite modificar este material por bioestabilizado, como sería en el caso de la RMBA. Por lo tanto, las implicancias ambientales serán diferentes, puesto que el empleo de bioestabilizado supone un ahorro de materiales (suelo extraído de las cercanías).

3.3.3 Impacto de las metas de disminución

Finalmente se evalúa el impacto que tendría el cumplimiento de las metas de disminución establecidas por las normativas de CABA y la provincia de Buenos Aires en cada alternativa de gestión de RSU.

3.4 Análisis de los impactos de las alternativas de gestión de los RSU en la generación eléctrica

Para el cumplimiento de este objetivo se analizaron los cambios que se producirían en la estructura de generación eléctrica por la producción de energía a partir de RSU, tanto a nivel nacional como de la RMBA, empleando cuatro indicadores:

- Energía recuperada en las plantas WtE térmicas (kWh);
- Rendimiento energético de las plantas WtE térmicas (kWh/t de RSU);
- Participación de fuentes renovables (%);
- Emisiones de dióxido de carbono equivalente (tCO_2e) evitadas.

3.4.1 Cálculo de indicadores de cambios en la estructura de generación

Energía generada y rendimiento energético de las plantas WtE

La energía generada en las plantas WtE térmicas se calculó a partir de la Ecuación 8, mientras que el rendimiento energético se determinó como la relación entre la energía recuperada y la masa del material procesado en la planta WtE.

$$E_i = m_j * (100\% - M_{ad}) * q_{V,net,m} * \eta_j / 3600 \qquad \textit{Ecuación 8}$$

Donde

E_i *es la energía (kWh) recuperada en la planta WtE j*

m_j *es la masa (kg) del material que ingresa a la planta WtE*

M_{ad} *es el contenido (%) de humedad del material que ingresa a la planta WtE*

$q_{V,net,m}$ *es el PCI (kJ/kg) en base seca del material que ingresa a la planta WtE*

η_j *es el factor de eficiencia de la planta WtE j (incluido por defecto en el programa WRATE)*

3.600 *es el factor de conversión de unidades energéticas*

Participación de fuentes renovables

La participación de fuentes renovables en la generación de energía se determinó como el porcentaje de materiales de biogénicos que ingresa a las plantas WtE. Para ello, se tuvieron en cuenta las masas de:

- Orgánicos: 100%;
- Papel y cartón: 100%;
- Madera: 100%;
- Materiales textiles: 50%;
- Residuos sanitarios: 79%. De acuerdo con (CIECTI, 2015) aproximadamente el 21% de la masa de los pañales corresponde a plásticos;
- Goma/cuero/corcho: 50%.

Emisiones de CO_2e evitadas

A partir de la participación de materiales biogénicos en las plantas WtE y el factor de emisión de las centrales térmicas del sistema eléctrico argentino del año 2018 (0,464 tCO_2e/MWh) (SE, 2019), se calcularon las emisiones de CO_e que se evitan emitir si la energía generada a partir de esos materiales se produjera en una central térmica convencional.

3.4.2 Análisis de sensibilidad

Como análisis de sensibilidad se calculó la energía recuperada en las plantas WtE y su rendimiento si se emplea un material con composición M1 (en plantas de incineración en parrilla).

3.4.3 Impacto de las metas de disminución

Finalmente se evaluó el impacto que las metas de disminución, establecidas por las normativas de la CABA y de la provincia de Buenos Aires, tendrían en los aspectos energéticos de cada alternativa de gestión de RSU.

3.5 Referencias

Björklund A. (2000). Environmental system analysis of waste management. Experiences from application of the ORWARE model. https://www.osti.gov/etdeweb/biblio/20159066

Bueno, G., Latasa, I., & Lozano, P. J. (2015). Comparative LCA of two approaches with different emphasis on energy or material recovery for a municipal solid waste management system in Gipuzkoa. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 51, 449–459. https://doi.org/10.1016/J.RSER.2015.06.021

CEAMSE. (2019). Cómputos CEAMSE. https://www.ceamse.gov.ar/

CEAMSE. Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado. (2021). Estaciones de transferencia CEAMSE. https://www.ceamse.gov.ar/area-de-cobertura/estaciones-de-transferencia/

di Lonardo, M. C., Franzese, M., Costa, G., Gavasci, R., & Lombardi, F. (2016). The application of SRF vs. RDF classification and specifications to the material flows of

two mechanical-biological treatment plants of Rome: Comparison and implications. Waste Management, 47, 195–205. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2015.07.018

Ferronato, N., Moresco, L., Guisbert Lizarazu, G. E., Gorritty Portillo, M. A., Conti, F., & Torretta, V. (2021). Sensitivity analysis and improvements of the recycling rate in municipal solid waste life cycle assessment: Focus on a Latin American developing context. Waste Management, 128, 1–15. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2021.04.043

Finnveden, G., & Ekvall, T. (1998). Life-cycle assessment as a decision-support tool—the case of recycling versus incineration of paper. Resources, Conservation and Recycling, 24(3–4), 235–256. https://doi.org/10.1016/S0921-3449(98)00039-1

Garcés, D., Díaz, E., Sastre, H., Ordóñez, S., & González-LaFuente, J. M. (2016). Evaluation of the potential of different high calorific waste fractions for the preparation of solid recovered fuels. Waste Management, 47, 164–173. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.08.029

GCABA. Gobierno de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires. (2022). El recorrido de los residuos. Estaciones de transferencia. https://www.buenosaires.gob.ar/educacion/escuelas-verdes/el-recorrido-de-los-residuos/estaciones-de-transferencia

Golder Associates (UK) Ltd. (2014). WRATE. Waste and Resources Assessment Tool for the Environment. Simplified life cycle software for waste management (No. 3).

Ibikunle, R. A., Titiladunayo, I. F., Akinnuli, B. O., Dahunsi, S. O., & Olayanju, T. M. A. (2019). Estimation of power generation from municipal solid wastes: A case Study of Ilorin metropolis, Nigeria. Energy Reports, 5, 126–135. https://doi.org/10.1016/J.EGYR.2019.01.005

INDEC-Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. (2020). Proyecciones y estimaciones. https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel3-Tema-2-24

IRAM. Instituto Argentino de Normalización. (2003). Determinación de la composición de residuos sólidos urbanos sin tratamiento previo. IRAM.

ISO. International Organization for Standardization. (2001). Gestión Ambiental. Análisis del ciclo de vida: Interpretación del ciclo de vida. In IRAM. IRAM.

ISO. International Organization for Standardization. (2008). Gestión Ambiental. Análisis del Ciclo de Vida: principios y marco de referencia. IRAM-ISO 14040. IRAM.

ISWA. International Solid Waste Association. (2017). Seminar and Technical Tour WtE 2017.

Lan, D. Y., Zhang, H., Wu, T. W., Lü, F., Shao, L. M., & He, P. J. (2022). Repercussions of clinical waste co-incineration in municipal solid waste incinerator during COVID-19 pandemic. Journal of Hazardous Materials, 423, 127144. https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2021.127144

Laurent, A., Clavreul, J., Bernstad, A., Bakas, I., Niero, M., Gentil, E., Christensen, T. H., & Hauschild, M. Z. (2014). Review of LCA studies of solid waste management systems – Part II: Methodological guidance for a better practice. Waste Management, 34(3), 589–606. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2013.12.004

Liu, M., Tan, S., Zhang, M., He, G., Chen, Z., Fu, Z., & Luan, C. (2020). Waste paper recycling decision system based on material flow analysis and life cycle assessment: A case study of waste paper recycling from China. Journal of Environmental Management, 255, 109859. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2019.109859

Mendes, M. R., Aramaki, T., & Hanaki, K. (2004). Comparison of the environmental impact of incineration and landfilling in São Paulo City as determined by LCA. Resources, Conservation and Recycling, 41(1), 47–63. https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2003.08.003

Mutz, D., Hengevoss, D., Christoph, H., & Gross, T. (2017). A Guide for Decision Makers in Developing and Emerging Countries Waste-to-Energy Options in Municipal Solid Waste Management. www.giz.de

Ojoawo, S. O., & Gbadamosi, A. A. (2013). Application of TRACI and CML Modelling Tools in Life Cycle Impact Assessment of Municipal Wastes. Journal of Environmental Protection, 04(06), 602–617. https://doi.org/10.4236/jep.2013.46070

Rodón Toro, E., Szantó Narea, M., Pacheco, Juan F., Contreras, E., Gálvez, A. (2016). Guía general para la gestión de residuos sólidos domiciliarios. Manuales de la CEPAL. Disponible en: http://hdl.handle.net/11362/40407

Rosso. (2020, April 30). Economía circular, energía y residuos: desafíos para la nueva década. Evento webinar de la Cámara Empresaria De Medio Ambiente.

Tawatsin, A. (2014). Environmental Assessment of waste to energy processes. Specifically, Incineration and Anaerobic Digestion Using Life Cycle Assessment.

Tran, H. P., Schaubroeck, T., Nguyen, D. Q., Ha, V. H., Huynh, T. H., & Dewulf, J. (2018). Material flow analysis for management of waste TVs from households in urban areas of Vietnam. Resources, Conservation and Recycling, 139, 78–89. https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2018.07.031

Tunesi, S. (2011). LCA of local strategies for energy recovery from waste in England, applied to a large municipal flow. Waste Management, 31(3), 561–571. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2010.08.023

UNE-EN. (2011a). 15403:2011. Combustibles sólidos recuperados. Determinación del contenido de ceniza. AENOR. www.aenor.es

UNE-EN. (2011b). 15408:2011. Combustibles sólidos recuperados. Métodos para la determinación del contenido en azufre (S), cloro (Cl), flúor (F) y bromo (Br). AENOR.

UNE-EN. (2011c). 15414-3:2011. Combustibles sólidos recuperados. Determinación del contenido en humedad por el método de secado en estufa. Parte 3: Humedad de la muestra para análisis general. AENOR.

UNE-EN. (2012). UNE-EN 15442:2012. Combustibles Sólidos Recuperados. Métodos de muestreo. www.aenor.es

Enlaces a sitios web de municipios y organismos afines (último acceso 19/08/2022):

Autoridad de Cuenca Matanza-Riachuelo (ACUMAR): Estaciones de Reciclado - ACUMAR

Autoridad de Cuenca Matanza-Riachuelo (ACUMAR): Plan de Gestión Integral de Residuos - ACUMAR

Municipio de Alte. Brown: Brown Verde (almirantebrown.gov.ar)

Municipio de Avellaneda: Avellaneda Recicla - Servicios | Municipalidad de Avellaneda (mda.gob.ar)

Municipio de Avellaneda: https://www.mda.gob.ar/noticias/el-ecopunto-tiene-una-nueva-planta-de-tratamiento-de-residuos/

Municipio de Berazategui: Bera Recicla – Municipalidad de Berazategui

Municipio de Berisso: http://berisso.gob.ar/noticia/berisso-avanza-en-un-programa-de-gestion-integral-de-residuos-solidos-urbanos

Municipio de Brandsen: Cronograma recolección de basura | Municipalidad de Brandsen

Municipio de Ensenada: Servicio público: recolección de residuos – Municipalidad de Ensenada

Municipio de Escobar: https://www.escobar.gob.ar/escobarsostenible/escobar-recicla/

Municipio de Esteban Echeverría: Medio Ambiente – Esteban Echeverría (estebanecheverria.gob.ar)

Municipio de Esteban Echeverría: Subsecretaría Agencia para el Desarrollo Sostenible – Esteban Echeverría (estebanecheverria.gob.ar)

Municipio de Ezeiza: Medio Ambiente - Ezeiza Municipio

Municipio de Ezeiza: Prensa - SE PUSO EN MARCHA EL ECO PUNTO - Ezeiza Municipio

Municipio de Florencia Varela: Florencio Varela

Municipio de Gral. Rodríguez: Inicio | Municipalidad de General Rodriguez

Municipio de Hurlingham: Hurlingham Recicla » Municipio De Hurlingham

Municipio de Ituzaingó: Puntos verdes para reciclaje | Municipalidad Ituzaingó | Sitio Oficial (miituzaingo.gov.ar)

Municipio de José C. Paz: Servicios – Municipalidad de José C. Paz (josecpaz.gob.ar)

Municiío de La Matanza: https://www.vivieloeste.com.ar/la-matanza-avanza-en-nuevo-sistema-de-reciclado-de-basura-que-incluye-a-cartoneros

Municipio de La Plata: https://www.laplata.gob.ar/#/gobierno/programa/ejes?categoria=gestionResponsable

Municipio de Lanús: Secretaría de Espacios y Servicios Públicos (lanus.gob.ar)

Municipio de Lomas de Zamora: https://www.lomasdezamora.gov.ar/ecolomas.aspx#htm

Municipio de Malvinas Argentinas: Medio Ambiente | Municipio de Malvinas Argentinas

Municipio de Merlo: https://www.merlo.gob.ar/reciclado/

Municipio de Moreno: https://www.argentina.gob.ar/noticias/el-ministerio-de-ambiente-entrego-palas-cargadoras-y-contenedores-en-moreno

Municipio de Morón: PUNTOS DE RECEPCIÓN – Municipio de Morón (moron.gob.ar)

Municipio de Pilar: Agencia de Residuos – Municipio Pilar

Municipio de Presidente Perón: Municipalidad de Presidente Perón | Planificacion y Medio Ambiente (presidenteperon.gov.ar)

Municipio de Quilmes: Quilmes Municipio - Yo hago mi parte

Municipio de San Fernando: San Fernando Municipio - Una ciudad que se renueva. - El Programa "Sanfer Recicla" se extiende al barrio Parque de la Reconquista

Municipio de San Fernando: San Fernando Municipio - Una ciudad que se renueva. - Juan Andreotti presentó nuevas Campanas de Reciclaje

Municipio de San Isidro: CAMPAÑA EN LOS ECOPUNTOS PARA SEPARAR RESIDUOS | San Isidro

Municipio de San Isidro: https://www.sanisidro.gob.ar/espacio-p%C3%BAblico/eco-residuos

Municipio de San Martín: Gestión de Residuos - Municipalidad de San Martín (sanmartin.gov.ar)

Municipio de San Miguel: Tratamiento de Residuos y Reciclaje - Municipalidad de San Miguel (msm.gov.ar)

Municipio de Tigre: Recicla - Tigre Municipio

Municipio de Tres de Febrero: Ambiente y Servicios Públicos - Municipalidad Tres de Febrero

Municipio de Tres de Febrero: Nuevo puesto de reciclado en Caseros - Municipalidad Tres de Febrero

Municipio de Vicente López: Puntos Verdes | Municipalidad de Vicente Lopez

Municipio de Vicente López: (2) Municipio Vicente Lopez

Capítulo 4: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En los siguientes apartados se presentan los resultados siguiendo el orden de cada objetivo particular planteado.

4.1. La gestión de RSU en la RMBA: evolución y tendencias

En esta sección, se presentan los resultados sobre la evolución y tendencias de la gestión de RSU en la RMBA. Sobre la base de estos resultados se realizaron las proyecciones de generación de RSU para el análisis de tecnologías de tratamiento. Asimismo, se identifican los flujos de materiales de los modelos de gestión aplicados en la CABA y los diferentes municipios.

4.1.1 Estructura del sistema de gestión de RSU

En la RMBA la disposición inicial y la recolección de residuos se encuentran a cargo de cada municipio. La transferencia y disposición final está principalmente a cargo de la CEAMSE. El tratamiento de residuos por reciclaje y/o tratamiento biológico es realizado por la CEAMSE y también por la CABA y los municipios de la región. Para el año 2018 (año base de este estudio) la CEAMSE contaba con tres rellenos sanitarios operando en la RMBA: Ensenada, González Catán y Norte III. Éstos se encuentran dentro de los complejos ambientales, ubicados en diferentes zonas de la región con capacidades y tratamientos según se describe a continuación (Figura 4-1):

- El Complejo Ambiental Ensenada recibe en promedio 1.000 t/día, cuenta con una planta TMB con una capacidad 1.200 t/día y una planta termoeléctrica con una potencia de 5 MW que transforma los gases del relleno en energía eléctrica. Esta planta termoeléctrica comenzó a operar en el año 2019 (CEAMSE, 2022a).
- El Complejo Ambiental González Catán recibe un promedio de 1.500 t/día. También cuenta con una planta termoeléctrica para aprovechamiento de los gases del relleno, con una capacidad de 5 MW, pero aún no se encuentra en funcionamiento (CEAMSE, 2022b).
- El Complejo Ambiental Norte III recibe un promedio de 16.100 t/día, cuenta con una planta TMB con capacidad de 1.100 t/día que sólo procesa RSU proveniente

de la CABA y el llamado Reciparque donde operan 11 plantas de separación manual, las que procesan entre 15.000 y 19.000 t/mes, con eficiencia de recuperación de materiales del 7%. Este complejo incluye tres centrales termoeléctricas con una potencia total de 21,1 MW. La última de estas centrales térmicas comenzó a operar en 2020 (CEAMSE, 2022c).

Para inicios del año 2022 la CEAMSE informó de la existencia de un nuevo Complejo Ambiental ubicado en el partido de Ezeiza. Este Complejo recibe alrededor de 360 t/día de RSU provenientes de los municipios de Ezeiza, Cañuelas, Marcos Paz, San Vicente y Las Heras (CEAMSE, 2022d).

Teniendo en cuenta la información precedente sobre los diferentes complejos ambientales, resulta oportuno mencionar que para este trabajo solo se tuvieron en consideración las dos centrales termoeléctricas de Norte III que se encontraban en operación en el 2018 y para el análisis prospectivo no se consideró al municipio de Ezeiza, pues ha dejado de enviar sus RSU al Complejo Ambiental Norte III.

Para el transporte al complejo Ambiental Norte III los residuos de los municipios más alejados son procesados en estaciones de transferencia. En la actualidad existen cinco de estas estaciones, según la siguiente distribución (Figura 4-1) (CEAMSE, 2021):

- Estación de transferencia Alte. Brown, donde se procesan los residuos provenientes de los partidos de Alte. Brown, Berazategui, Esteban Echeverría, Florencio Varela, Lanús, Quilmes, Pte. Perón, Cañuelas y San Vicente. Tiene una capacidad de procesar 1.500 t/día.
- Estación de transferencia Colegiales, que sólo procesa los residuos de la CABA y tiene una capacidad de 1.600 t/día.
- Estación de transferencia Flores, que procesa residuos de la CABA, Lanús, Lomas de Zamora, Quilmes, Avellaneda y Esteban Echeverría. Tiene una capacidad de 1.700 t/día. Los residuos tratados corresponden 70% a la CABA y 30% a los seis municipios mencionados.
- Estación de transferencia Pompeya, recibe residuos de la CABA, Avellaneda, Ezeiza, Lanús, Lomas de Zamora y Quilmes. Tiene una capacidad de 1.700 t/día, con un 45% de los residuos provenientes de la CABA y 55% de los cinco municipios mencionados.

- Estación de transferencia Zavaleta, recibe residuos de la CABA, Quilmes, Lanús, Avellaneda, Lomas de Zamora y Berazategui. Tiene una capacidad de 1.900 t/día, con un 44 % de los residuos provenientes de la CABA y 56% de los cinco municipios mencionados. Adicionalmente recibe residuos secos, tierra, escombros y restos de construcción tanto de la CABA, como de municipios de la Provincia de Buenos Aires.

De acuerdo a los datos precedentes, el 86% de los residuos gestionados por la CEAMSE es enviado al Complejo Ambiental Norte III, el 9% al Complejo Ambiental González Catán y el 5% al Complejo Ambiental Ensenada, alcanzando en el año 2018 las cantidades anuales de 4.922.901 toneladas, 533.975 toneladas y 295.500 toneladas de residuos, respectivamente.

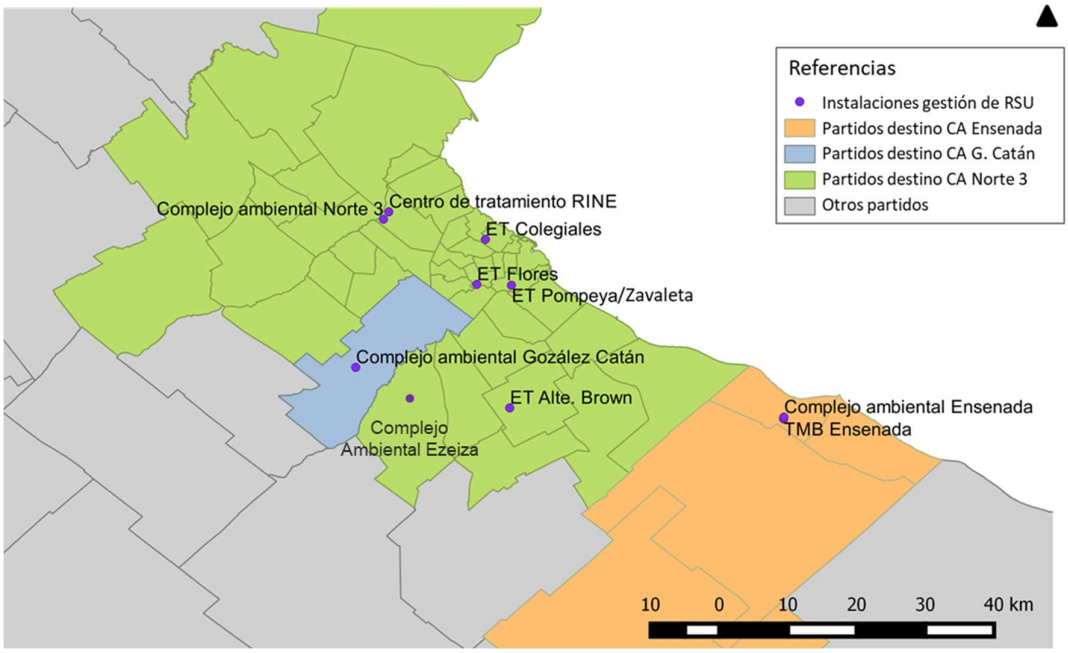


Figura 4-1: Instalaciones de gestión de residuos de la RMBA y partidos incluidos en el área de estudio, según el destino de disposición final de sus RSU.

Fuente: elaboración propia.

4.1.2 Evolución de la disposición final

Durante los últimos 20 años la cantidad de residuos dispuestos en rellenos sanitarios se incrementó en un 16%, mostrando algunas fluctuaciones (CEAMSE, 2019). La generación de RSU es producto del consumo de bienes y servicios. Las cantidades netas generadas

varían en función de la cantidad de habitantes, los modos de producción y consumo, el poder adquisitivo y, en general, de los aspectos relacionados con el crecimiento económico de los países (SAyDS, 2005). Estos factores se ven reflejados al analizar la disposición de residuos en una serie histórica. Como puede verse en la Figura 4-2 entre los años 2001 y 2002 hubo una fuerte caída en la disposición de residuos, correspondiente al 19%, coincidente con la crisis económica. Luego, se observa un crecimiento entre los años 2004 y 2011. Este incremento se debió tanto a una recuperación de la economía como al aumento de población, que creció un 13% intercensal (2001-2010). A partir del año 2012 puede verse una nueva disminución en la disposición de residuos que alcanza un 13% en el año 2014. Esta disminución puede deberse a políticas adoptadas ante la crisis de gestión de residuos que se evidenció en el año 2012 y que llevaron a que en el año 2013 se sancionara una serie de normativas, tanto a nivel de la CABA como de la provincia de Buenos Aires, que obligó a los grandes generadores de residuos a implementar la separación en origen y dejar de usar los sistemas de recolección municipales. Puede observarse que hasta el año 2014 tanto la CABA como los municipios de la RMBA seguían el mismo comportamiento, pero a partir de ese año comienzan a diferenciarse. Mientras los residuos provenientes de la CABA siguen disminuyendo hasta mantenerse aproximadamente en 1,1 millones de toneladas anuales (2015-2018), los residuos provenientes de los municipios de la RMBA se incrementaron en un 17% (2014-2018). Este contraste se debe, en parte, a diferencias en las estrategias que cada jurisdicción adoptó para disminuir las cantidades enviadas a disposición final, lo que les confiere características diversas a los flujos de RSU hacia dentro de cada una.

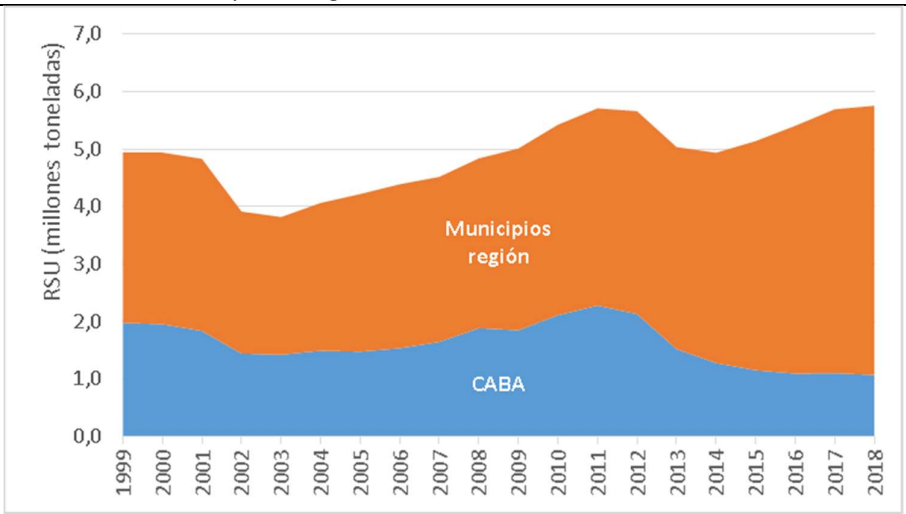


Figura 4-2: Evolución de disposición de RSU en la CEAMSE según los municipios de origen. Serie histórica 1999-2018.

Fuente: elaboración propia en base a datos estadísticos de la CEAMSE (2019).

Flujo de materiales en la CABA

La disposición inicial de residuos en la CABA se realiza de forma diferenciada en dos fracciones, secos (materiales susceptibles de ser reciclados) y húmedos (FORSU, residuos sanitarios, otros)[9]. La disposición inicial de la fracción húmeda se realiza en un sistema de contenedores que alcanza a toda el área de cobertura. La fracción seca se dispone inicialmente mediante el sistema de campanas verdes (o contenedores verdes) o está a cargo de los recuperadores urbanos, según la densidad poblacional o si se trata de zonas de generadores especiales (definidos en la Ley N°1.854 y normas complementarias como hoteles, supermercados, locales gastronómicos, entre otros). Asimismo, cuenta con puntos de recepción (puntos verdes) ubicados en plazas y parques, que alcanzan un total de 90 (año 2018). Luego la fracción seca es recolectada en camiones de residuos secos y enviada a los 17 centros verdes, donde son procesados y preparados para su envío a reciclaje. La fracción húmeda es recolectada desde los contenedores de la vía pública por 6 empresas privadas que tienen la concesión del servicio de recolección y por el Ente de Higiene Urbana de la CABA (APrA, 2018; FIUBA-CEAMSE, 2016). Todos los residuos de la fracción húmeda son trasladados a las estaciones de transferencia. En el caso de los generadores especiales, deben contratar

[9] Los residuos voluminosos, escombros y ramas siguen otro circuito.

un servicio de recolección privado. Tanto el rechazo de los centros verdes como lo recolectado como fracción húmeda son enviados al Complejo Ambiental Norte III.

Un aspecto clave de la gestión de residuos reciclables es la participación de las organizaciones de recuperadores urbanos que recolectan 400 t/día de estos residuos y operan los 17 centros verdes (14 manuales y tres automatizados), contribuyendo a la inclusión social de 5.500 recuperadores (APrA, 2018; GCABA, 2021).

En relación con el tratamiento de la fracción húmeda, unas 1.000 t/día son tratadas en la planta de TMB del Complejo Ambiental Norte III antes mencionada, con una eficiencia estimada de recuperación de materiales del 5%. Todos los rechazos de la planta de TMB van a disposición final en el relleno sanitario del mismo complejo. La Figura 4-3 presenta los flujos de materiales identificados a partir de datos del Gobierno de la CABA e información secundaria (López de Munain et al., 2021). Tal como se observa en la figura 4-2, en el año 2018 se habrían enviado al Complejo Ambiental Norte III 1.044.955 toneladas de RSU. Se recuperaron 136.875 toneladas de materiales reciclables (13%, distribuido en 11% en centros verdes y 2% en TMB), y 240.900 toneladas de residuos orgánicos se enviaron a bioestabilización (23%). Por otro lado, se habrían recuperado 657.000 toneladas de materiales áridos, las que provienen principalmente de generadores privados. Los registros de la CEAMSE muestran un ingreso de 1.071.944,3 toneladas de residuos provenientes de la CABA para ese mismo año (un 3% menos).

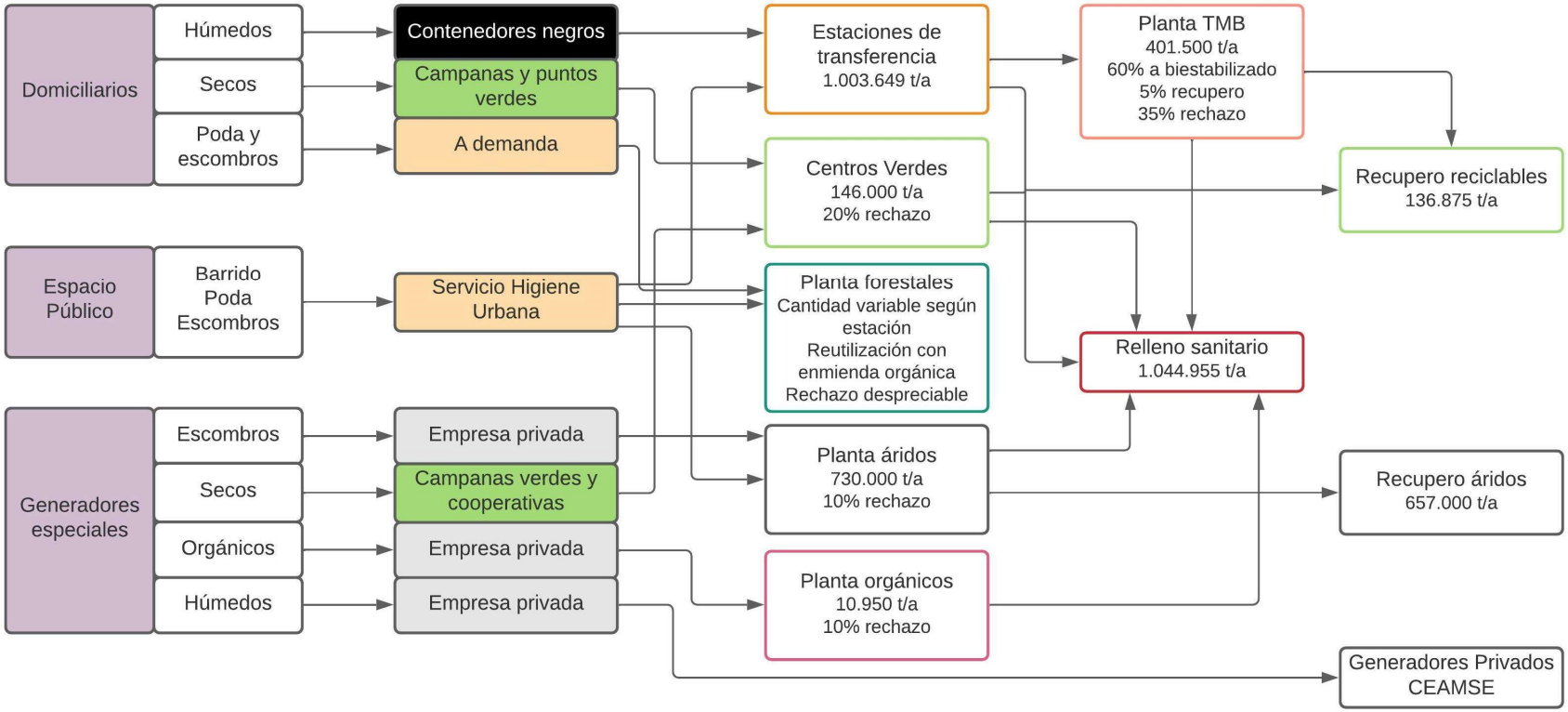


Figura 4-3: Flujo de materiales en la CABA.

Fuente: Elaboración propia en base a (APrA, 2018; GCABA, 2019, 2021, 2022; López de Munain et al., 2021).

Flujo de materiales en municipios

Para el caso de los partidos de la RMBA, la disposición inicial es principalmente general (es decir, no separada) y solo hay iniciativas demostrativas de disposición inicial separada de las que no hay información cuantitativa publicada. La recolección de residuos también es general y puede ser llevada a cabo por una empresa concesionaria o por el propio municipio. Como se mencionó, los residuos generados en 10 de los 32 partidos pasan por alguna de las cinco estaciones de transferencia, previo a su envío a los rellenos sanitarios de la CEAMSE.

Desde la sanción de la Ley Provincial N°13.592 que estableció que todos los municipios de la provincia debían elaborar un programa de GIRSU, algunos municipios han ido implementando programas, con mayor o menor alcance territorial, que incluyen la recolección diferenciada y/o la recepción en puntos específicos del territorio. En algunos casos se instalaron plantas de separación municipales. Tal es el caso de los municipios de Alte. Brown, Avellaneda, Berazategui, Ezeiza, Malvinas Argentinas, Moreno y Morón, que en conjunto tienen una capacidad instalada de 280 t/día (The World Bank, 2015). En el año 2018 los municipios de Lanús y Merlo se encontraban construyendo sus respectivas plantas de separación y San Miguel contaba con una en operación. Otros municipios recolectan y envían la fracción seca a las plantas sociales de la CEAMSE, tal es el caso de Vicente López, Hurlingham, San Isidro y Tres de Febrero, Ituzaingó, San Martín y San Fernando. De acuerdo con información publicada (en sus sitios web) por la Autoridad de Cuenca Matanza-Riachuelo y algunos municipios el material recuperado, en conjunto, no alcanza al 1% de los RSU generados en la RMBA. Un aspecto importante es la incorporación de recuperadores urbanos, quienes pueden ser incluidos en la etapa de recolección, recepción en puntos verdes o gestión de las plantas de separación.

En la Tabla 4-1 se agrupan los municipios de acuerdo con el modelo de gestión identificado en cada caso.

Tabla 4-1: Municipios agrupados por modelos de gestión identificados.

Modelo		Municipio
1	a	Gral. Rodríguez, José C. Paz, Berisso, Ensenada, Moreno
	b	Presidente Perón
2	a	Merlo, Pilar, Escobar
	b	Quilmes, Lanús, Esteban Echeverría
3	a	Tres de Febrero, Ituzaingó, Hurlingham, San Miguel, Morón, Ezeiza
	b	Alte. Brown
4	a	Tigre, La Matanza, La Plata
	b	Lomas de Zamora
5	a	Malvinas Argentinas, San isidro, San Martín, San Fernando Vicente López, Brandsen
	b	Berazategui, Florencio Varela, Avellaneda

Fuente: elaboración propia en base a resultados de análisis de modelos de gestión y datos históricos de disposición final en relleno sanitario.

Generación histórica CABA y municipios

Históricamente, la CABA es el distrito que más aporta al Complejo Ambiental Norte III, aunque su aporte pasó de un 45% en el año 2011 a un 22% en el año 2018, lo que responde a las mencionadas políticas de reducción, destacándose la reducción por el tratamiento de residuos de la construcción y demolición (CEAMSE, 2019). En la sanción de la Ley N°1.854, en el año 2005, se estableció como meta un 75% de reducción al año 2017, respecto de lo enviado a relleno sanitario en el año 2004 (1.497.656 toneladas). Esta meta se cumplió de forma parcial y en el año 2017 la CABA disminuyó el envío a disposición final de residuos en un 26%. Luego, en el año 2018, se sancionó la Ley N°5.966 que modifica a la Ley N°1.854, estableciendo nuevas metas y permitiendo la termovalorización de residuos (a excepción de los reciclables provenientes de recolección diferenciada). Las nuevas metas fueron: 50% para el año 2021, 65% al 2025 y un 80% al 2030, tomando como base las cantidades enviadas a la CEAMSE en el año 2012. Además, se prohíbe para el año 2028 la disposición final de materiales reciclables y aprovechables. Sin embargo, en la actualidad esta ley se encuentra suspendida. Al comparar lo dispuesto en el año 2018 respecto de lo dispuesto en el año 2012, se observa una disminución de aproximadamente 50% (Figura 4-4 (a)). Sin embargo, debe

recordarse que en el año 2012 los generadores especiales aún usaban el sistema municipal. Teniendo en cuenta esto, los valores debieran compararse respecto de los alcanzados en el año 2015, cuando se realizó la última incorporación de nuevos generadores especiales (servicios de salud con internación y gastronómicos de gran escala). Haciendo esta comparación, se observa que la disminución previa al envío al Complejo Ambiental Norte III corresponde a aproximadamente el 10%. Esto se refleja en la GPC (kg/hab/día) de la CABA, que desde el año 2015 se mantiene alrededor de 1 kg/hab/día.

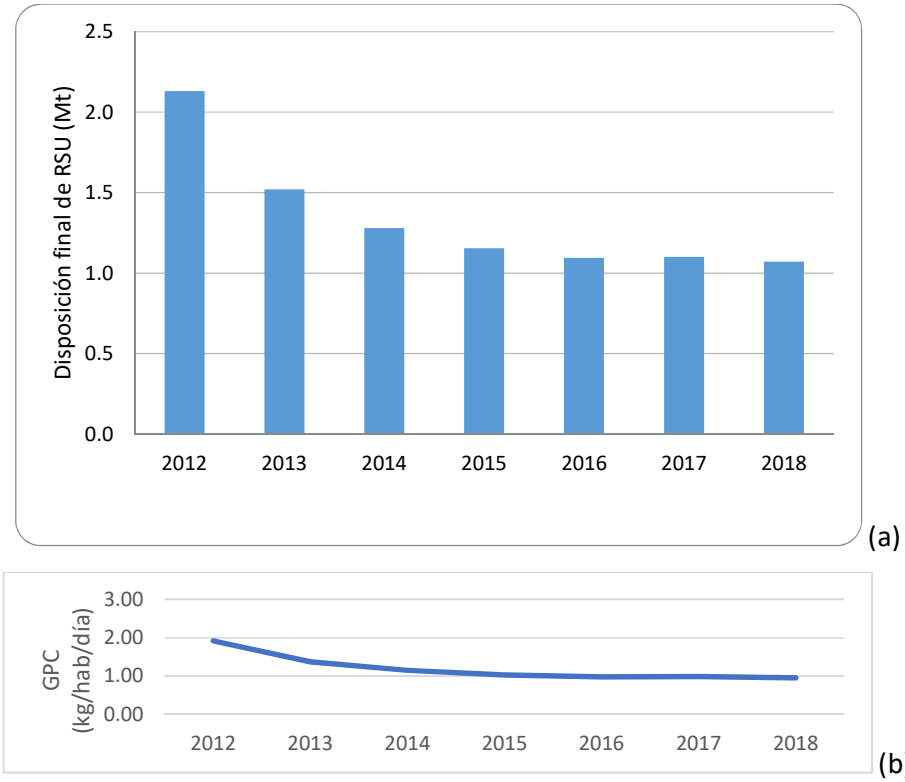


Figura 4-4: Evolución de la disposición de RSU en la CEAMSE proveniente de la CABA (a) y de su generación per cápita (b).

Fuente: elaboración propia en base a datos CEAMSE (2019).

El 88% restante de los residuos domiciliarios ingresados al Complejo Ambiental Norte III en el año 2018 lo aportaron los distintos municipios, que aportan individualmente no más del 6%. En términos generales, no hubo disminuciones en su disposición final que reflejen la aplicación de las leyes N°13.592 y N°14.273, que obliga a los grandes

generadores[10] a gestionar sus residuos separados de la recolección municipal. Tampoco lo hubo en sus respectivas GPC. Por el contrario, en algunos municipios tuvieron marcados incrementos (ver detalle en ANEXO 2).

En la Tabla 4-2 se presentan las variaciones anuales acumuladas de las cantidades enviadas a disposición final y de la GPC de cada municipio, los valores medios fueron 4,7% y 3,6%, respectivamente.

Tabla 4-2: Síntesis de las variaciones anuales acumuladas de la disposición de residuos y de la generación per cápita de cada jurisdicción.

Jurisdicción	Modelo	Var.a.a. 2011-2018		Observación
		Disposición	GPC	
La Matanza	4	1,8%	-0,8%	Aumentó la disposición, disminuyó la GPC. Incremento poblacional.
Berisso	1	-4,1%	-4,9%	Disminuyeron ambas, pero sin políticas de disminución.
Brandsen	5	-12,2%	-13,6%	
CABA	-	-10,2%	-10,4%	Disminuyeron ambas y se aplicaron políticas de disminución.
Vicente López	5	-0,9%	-0,7%	
Pilar	2	3,1%	0,7%	Aumentó la disposición, la GPC varió poco. Incrementos debido a la variación poblacional.
Esteban Echeverria	2	3,1%	1,0%	
Tres De Febrero	3	1,4%	1,4%	
San Isidro	5	2,0%	2,1%	
Ituzaingó	3	2,5%	1,8%	
Morón	3	2,4%	2,5%	
Ensenada	1	3,1%	2,3%	
Moreno	1	3,8%	2,0%	
Florencio Varela	5	4,6%	2,6%	
Hurlingham	3	3,6%	3,0%	
Gral. San Martin	5	3,5%	3,3%	
Quilmes	2	4,8%	3,5%	
Alte. Brown	3	4,3%	3,6%	

[10] La normativa de la provincia de Bs. As. establece la figura de Grandes Generadores, que coincide con los generadores especiales de la CABA. En este trabajo se unifican ambas bajo esta última terminología.

Tabla 4-2 (continuación): Síntesis de las variaciones anuales acumuladas de la disposición de residuos y de la generación per cápita de cada jurisdicción.

Lomas de Zamora	4	4,9%	4,4%	Crecen ambas. Incrementos debidos a variaciones poblacionales, consumos o mejoras en la recolección. Ambas están por encima de la media.
Pte. Perón	1	7,3%	4,4%	
Avellaneda	5	4,9%	4,6%	
La Plata	4	5,3%	4,4%	
Tigre	4	6,8%	4,6%	
Malvinas Argentinas	5	5,8%	4,7%	
Gral. Rodríguez	1	8,1%	5,7%	
Merlo	2	6,9%	5,5%	
Berazategui	5	7,1%	5,8%	
Lanús	2	7,8%	7,8%	
San Miguel	3	10,7%	9,7%	
José C. Paz	1	11,7%	10,1%	
San Fernando	5	11,2%	10,5%	
Ezeiza	3	19,9%	16,4%	

Var.a.a.: variación anual acumulada; GPC: generación per cápita

Fuente: elaboración propia en base a datos CEAMSE (2019).

4.1.3 Proyecciones de generación de RSU

De acuerdo con el análisis precedente, y teniendo en cuenta los resultados de la Tabla 4-2 se definieron los siguientes datos base para las proyecciones de generación de RSU:

a) Una GPC constante para la CABA de 0,96 kg/hab/día. La CABA parte con una tasa de recupero de 33%, compuesta por 10% previo al envío al Complejo Ambiental Norte III (en los centros verdes), 21% como bioestabilizado y 2% de material reciclable en la planta de TMB. Sobre estos valores se aplican los incrementos necesarios para lograr cumplir las metas normativas establecidas en cada hipótesis[11].

b) Para el partido de La Matanza se toma una GPC constante de 0,70 kg/hab/día.

[11] A diferencia de la provincia de Buenos Aires, la CABA contabiliza al material bioestabilizado dentro de sus metas de disminución. Dado que las cantidades recuperadas por los diferentes medios son estimaciones y se observan diferencias del 3% entre las toneladas que se habrían enviado a la CEAMSE y las informadas en sus registros, se considera un recupero del 33%.

c) Para el resto de los municipios de la RMBA, se adopta una GPC de 1,1 kg/hab/día y una variación anual de 3%, durante los primeros 10 años y luego se mantiene constante.

La Figura 4-5 presenta las proyecciones de generación de RSU realizadas. Para el año 2030 se estima una generación total cercana a los 8,2 millones de toneladas por año, con una participación de la CABA de aproximadamente el 13%. Para el año 2040 se estima un total cercano a los 9 millones de toneladas y la participación de la CABA disminuye a casi 12%. En la Tabla 4-3 se presentan los porcentajes totales de disminución de las cantidades enviadas a disposición final que se alcanzarían de acuerdo con cada hipótesis de disminución planteada (H1, H2 y H3).

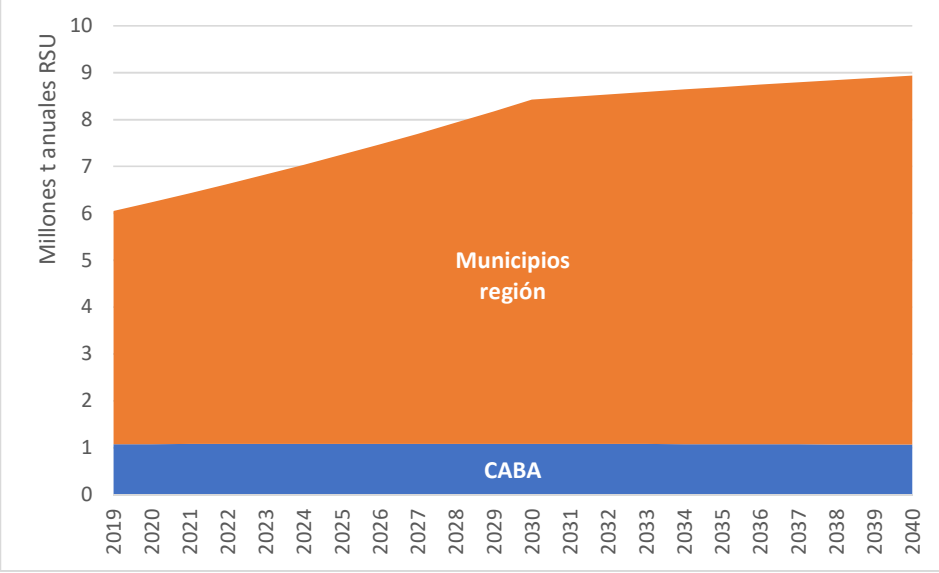


Figura 4-5: Proyección de generación de RSU en millones de toneladas para la CABA y los municipios que conforman a la RMBA.

Fuente: elaboración propia en base a proyecciones de generación de RSU realizadas.

Tabla 4-3: Porcentajes hipotéticos de disminución y disposición final de RSU.

Años	Destino	Hipótesis		
		H1	H2	H3
2025	Disminución envío a disposición final	4%	16%	17%
	Disposición final	96%	84%	83%
2030	Disminución envío a disposición final	5%	17%	20%
	Disposición final	95%	83%	80%
2035	Disminución envío a disposición final	5%	17%	22%
	Disposición final	95%	83%	78%
2040	Disminución envío a disposición final	5%	17%	20%
	Disposición final	95%	83%	80%

Fuente: elaboración propia en base a proyecciones de generación de RSU realizadas.

4.1.4 Síntesis de resultados del análisis de la gestión de RSU en la RMBA

A modo de síntesis sobre los resultados del objetivo particular 1, se puede decir que:

a) La gestión de los RSU en la RMBA muestra ser compleja y difiere entre los municipios, especialmente entre la CABA y los partidos de la región. Si bien se pudieron identificar cualitativamente 5 modelos de gestión para los municipios, la información cuantitativa es prácticamente inexistente o difícil de acceder.

b) Se evidencia una fuerte presión sobre el Complejo Ambiental Norte III ya que recibe la mayor parte de los RSU generados en la región (86%).

c) La CABA es la jurisdicción que individualmente más aporta a dicho complejo (22%), aunque su participación mostró una importante disminución (23%) entre los años 2012 y 2016 y en los últimos años se mantuvo aproximadamente constante. Por el contrario, la disposición final de los municipios muestra una tendencia creciente.

d) Las variaciones en la disposición final y en la GPC, en general, mostraron una relación con las crisis económicas ocurridas en el país. Sus variaciones anuales acumuladas en el período bajo análisis fueron de +4,7% y 3,6%, respectivamente.

e) Existe una falta de información publicada sobre la generación y recuperación de RSU en los municipios. Por ello, la GPC sólo puede estimarse a partir de las cantidades enviadas a disposición final.

f) En algunos municipios la disposición final mostró incrementos que pueden deberse a modificaciones en el consumo, a un incremento poblacional o a mejoras en el sistema de recolección. En otros municipios la baja disposición final hace que se obtengan valores de GPC muy bajos, cercanos a 0,25 kg/hab/día, lo que indicaría que cuentan con sitios alternativos de disposición final.

g) El comportamiento observado en relación con la gestión de RSU en la RMBA hace pensar que será difícil alcanzar las metas de disminución establecidas por la normativa. Las metas de la CABA son más ambiciosas que las de la provincia de Buenos Aires, pero a diferencia de esta última, contabiliza al material bioestabilizado, que es empleado como cobertura de relleno sanitario, dentro de sus metas de disminución.

4.2 Caracterización de residuos: domiciliarios y RINE

Los resultados de la caracterización de residuos se presentan en dos subsecciones. En el apartado 4.2.1 *Caracterización de residuos domiciliarios de la Planta TMB*, se exponen los resultados sobre las muestras tomadas en la planta de TMB y los estimados sobre la muestra hipotética. La caracterización de residuos de las muestras obtenidas en el trabajo de campo realizado en el centro de tratamiento de RINE se presenta en el apartado 4.2.2 *Caracterización de residuos del Centro de tratamiento de RINE*.

4.2.1 Caracterización de residuos domiciliarios de la Planta TMB

Composición física

La composición física media de los residuos ingresados a la planta de TMB (M1) y del material resultante luego de tratamiento mecánico, FIRSU (M2), en % peso/peso se presentan en la Figura 4-6. En ambos casos se observa que el componente mayoritario corresponde a los residuos orgánicos (62% en M1 y 39% en M2), seguido de los plásticos (en total, 19% en M1 y 35% en M2). Estos resultados fueron obtenidos a partir del muestreo de 15 camiones (120 toneladas de RSU) en un día laborable. La composición

física puede llegar a diferir si el muestreo se realizara durante un período de tiempo mayor.

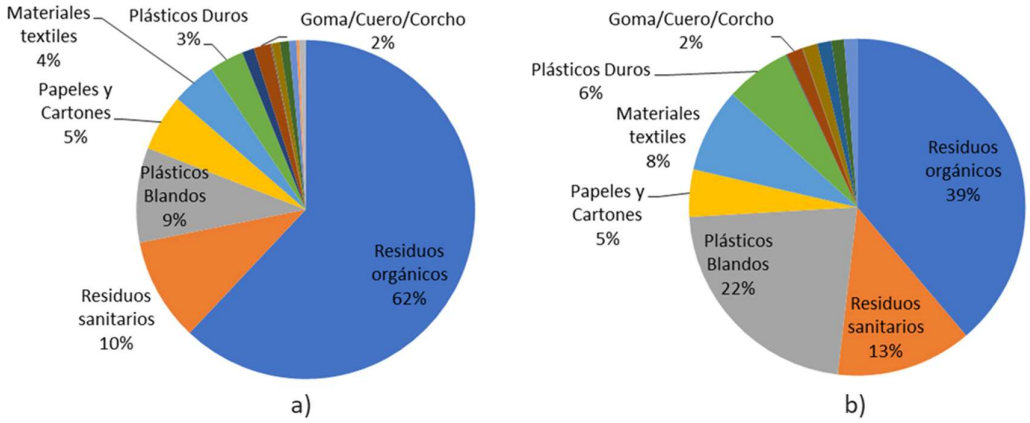


Figura 4-6: Composición física de los RSU muestreados antes (a) y después (b) del tratamiento mecánico (muestras M1 y M2, respectivamente).

Fuente: elaboración propia en base a datos experimentales.

Estos resultados sobre la composición de la FIRSU muestran ciertas similitudes con otros estudios realizados en plantas de TMB como se ve en la Tabla 4-4, al igual que la participación del material combustible, que alcanza valores de 99,48% y 91,61% (Edo-Alcón et al., 2016). Sin embargo, se observan diferencias importantes en las categorías *papel y cartón* e *inertes* (Tabla 4-4). Es oportuno mencionar que una baja participación de componentes inertes implica un mayor rendimiento energético en caso de que la FIRSU se emplee en termovalorización. En este sentido, el 98,4% del material de rechazo (M2) corresponde a material combustible. En el presente trabajo se diferenció la categoría *residuos sanitarios* (compuesta principalmente por pañales), ya que la cantidad generada de este tipo de residuos es muy variable y está sujeta a las características de la pirámide poblacional del sitio donde se realice el muestreo. Por ejemplo, la participación en la composición encontrada en este estudio 4 puntos porcentuales mayor que la hallada en un muestreo realizado sobre los residuos recolectados en la Ciudad de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, correspondiente al 8% (CIECTI, 2015).

Tabla 4-4: Datos de composición física de la corriente FIRSU en relación a referencias bibliográficas.

Componentes de la fracción residual	Origen de datos*		
	Este estudio	Aranda Usón et al. (2012)	Brás et al. (2017)
Residuos orgánicos	39%	22,04%	42,52%
Papel y cartón	5%	25,47%	14,68%
Plásticos	28%	19,18%	12,04%
Materiales textiles	8%	7,27%	9,03%
Madera	1,4%	-	1,55%
Inertes	4%	13,15%	12,08%
Otros	0,2%	12,50%	15,60%

*Los métodos de muestreo empleados en los trabajos citados son comparables con el empleado en esta tesis.

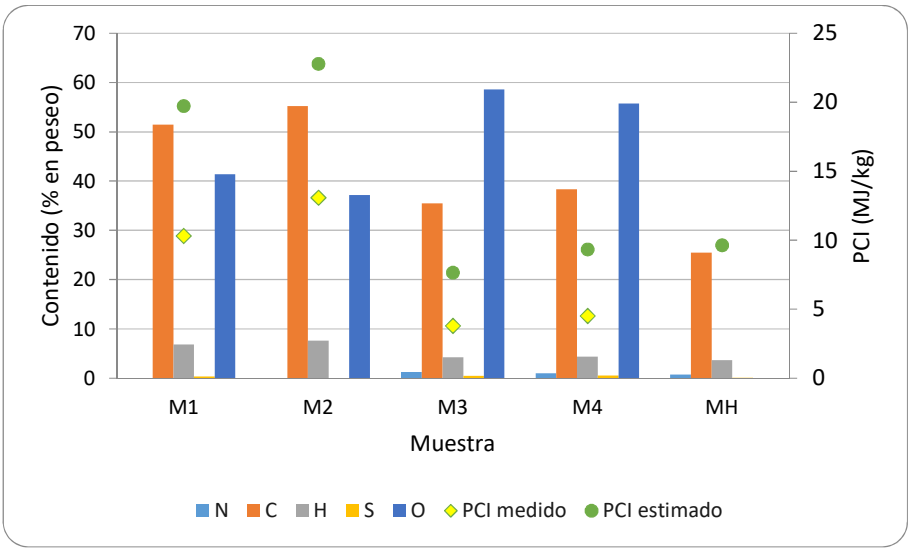
Aproximadamente, el 40% del material ingresado a la planta TMB es retenido por el trommel del tratamiento mecánico y corresponde a la FIRSU. Este rendimiento de separación, se encuentra dentro de los valores hallados en la revisión bibliográfica: 52% (Aranda Usón et al., 2012), 42% (di Lonardo et al., 2016), 31% (Ranieri et al., 2017).

Determinación de propiedades físicas y químicas

Las composiciones elementales (% en peso/peso) de las muestras de ingreso a la planta TMB (M1) y de la fracción inorgánica de los RSU (M2) se pueden observar en la Figura 4-7. También se presentan los resultados de composición elemental de la muestra que ingresa a bioestabilización (M3), su salida (M4) y los estimados para la muestra hipotética (MH). Al comparar las muestras M1 con M2, se observa que los valores de carbono e hidrógeno son levemente mayores en M2 (3,8% más de C y 0,75% más de H); mientras que los contenidos de azufre y oxígeno son menores (el S quedó por debajo del límite de detección y el O es 4,2% menor). Todas las estimaciones hechas sobre MH para estos parámetros, a excepción del contenido de N, alcanzan valores que son aproximadamente la mitad de lo medido en M1 y M2. El contenido de O no se presenta en la Figura 4-7 ya que no se especifica en el programa WRATE. La composición elemental, además de estar relacionada con el contenido energético de los materiales,

es importante para estimar el impacto ambiental de los gases liberados durante la combustión, ya que los contenidos de S, N y C (en particular C de origen fósil) son responsables de la lluvia ácida, el smog fotoquímico y el efecto invernadero. Los contenidos de S y N determinados en general fueron bajos y menores que los hallados en otros estudios (Edo-Alcón et al., 2016; Montejo et al., 2011).

En la Figura 4-7 también se presentan los contenidos energéticos (PCI) medidos y estimados de las muestras M1, M2, M3 y M4 utilizando la Ecuación 6. Se observa que el PCI estimado teóricamente duplica al valor medido en todas las muestras analizadas, alcanzando valores cercanos a los 20 MJ/kg para M1 y M2 y cercanos a 10 MJ/kg, para M3 y M4. Por su parte, los valores medidos fueron: M1, 10,33 MJ/kg; M2, 13,10MJ/kg; M3, 3,84 MJ/kg y M4, 4,54 MJ/kg. La muestra hipotética MH alcanzó un valor cercano a la M1 (9,65 MJ/kg). El PCI determinado en M2 es similar al encontrado en otros estudios (Tabla 4-5).



M1: muestra 1; M2: muestra 2; M3: muestra 3; M4: muestra 4; MH: muestra hipotética; N: nitrógeno; C: carbono; H: hidrógeno; O: oxígeno; PCI: poder calorífico inferior.

Figura 4-7: Comparativa de la composición elemental (%) y poder calorífico medido en laboratorio y estimado por ec. (6) de las muestras M1 a M4 y MH.

Fuente: elaboración propia en base a datos experimentales (para M1 a M4) y base de datos (para MH) (Golder Associates (UK) Ltd, 2014).

Tabla 4-5: Propiedades físicas de la FIRSU como corrientes residuales del tratamiento TMB de otros autores.

Propiedad				Origen de datos
PCI (MJ/kg)	**Humedad** (% masa)	**Cloro** (% masa)	**Cenizas** (% masa)	
14,09 (T)	29,91	0,29	18,29	(di Lonardo et al., 2016)
13,91(T)	28,48	0,35	16,41	
13,83 (M)	29,02	-	-	(Ranieri et al., 2017)
15,53 (M)	53	-	8	(Brás et al., 2017)
22,16 (M)	14,03	0,91	10,31	(Edo-Alcón et al., 2016)
19,90 (M)	31,77	0,74	22,84	

M: medido en laboratorio; PCI: poder calorífico inferior; T: determinado teóricamente a partir de fórmulas empíricas.

La Tabla 4-6 presenta otras propiedades físicas y químicas determinadas en las muestras M1, M2, M3 y M4 que complementan su caracterización. El contenido de humedad (M_{ad}) disminuye en M2 aproximadamente 5,2%, debido a la remoción de parte de la fracción orgánica; mientras que el contenido de cenizas se incrementa en alrededor de 2 puntos, respecto de los valores medidos en M1. Respecto de MH, se observa que su contenido de humedad es aproximadamente 3 puntos menor que M1 y su contenido de cenizas es aproximadamente 4 puntos mayor que M1. Conocer el contenido de humedad es esencial ya que afecta al poder calorífico del material y, por lo tanto, a la eficiencia del proceso de recuperación de energía mediante WtE térmicas. Los contenidos de humedad determinados en la muestra M2 fueron alrededor de 10% superiores a los encontrados en otros estudios (Tabla 4-5). Según Edo-Alcón et al. (2016) este parámetro puede mejorarse a partir de la implementación de un sistema de separación neumática en el procesamiento TMB, que permite disminuir considerablemente el contenido de humedad en la fracción resultante, puesto que este sistema separa los materiales en función de su peso y el material seco es más liviano que el húmedo.

El contenido de cenizas es reflejo del porcentaje de material inerte presente y, al igual que la humedad, influye en el contenido energético del combustible resultante. Asimismo, su valor debe tenerse en cuenta en el diseño del equipamiento de

combustión, ya que aumenta la producción de escoria. El contenido de cenizas de los residuos también afecta al sistema de tratamiento de gases, debido a que incrementa la formación de cenizas. Para este parámetro se han encontrado en otros estudios valores diversos, los que se muestran en la Tabla 4-5.

El contenido de Cl (y de los compuestos halogenados en general), así como sus productos derivados pueden contribuir significativamente a las emisiones dañinas para la salud y generar problemas técnicos en los equipos de combustión, tales como la corrosión de las calderas y de los intercambiadores de calor. Los valores determinados en este estudio (Tabla 4-6) se encuentran dentro de los hallados por otros autores (Tabla 4-5). Sin embargo, el contenido de Cl de la muestra hipotética MH los triplica (1,51%).

Tabla 4-6: Propiedades físicas y químicas determinadas en las muestras M1, M2, M3 y M4 de la planta de TMB y las estimadas para MH.

Propiedad	**Muestras**				
	M1	**M2**	**M3**	**M4**	**MH**
Contenido de humedad (% masa)					
M_{ad}	42,45 ± 1,90	37,26 ± 3,10	57,21 ± 3,85	52,63 ± 8,09	38,59
Contenido de cloro (% masa)					
$\mathrm{Cl,_d}$	0,41 ± 0,03	0,81 ± 0,06	0,44 ± 0,12	0,47 ± 0,01	1,51
Contenido de cenizas (% masa)					
A_{db}	11,28	9,80	35,90	35,90	14,47
Elementos formadores de cenizas (% masa de cenizas)					
Ca	7,57	32,62	14.19	13.84	1,13
Mg	3,86	1,5	0.95	1.63	0,17
Fe	0,53	3,04	0.93	1.06	1,70
Mn	0,03	0,03	0.05	0.04	0,01
K	0,68	0,63	0.55	0.39	0,33
Na	3,74	2,8	1.22	1.28	0,82
Ba	0,05	0,09	0.07	0.06	-
Sr	0,03	0,07	0.05	0.03	-

Tabla 4-6 (continuación): Propiedades físicas y químicas determinadas en las muestras M1, M2, M3 y M4 de la planta de TMB y las estimadas para MH.

Ti	0,03	0,06	0.02	0.02	-
Al	1,08	1,15	0.61	1.01	0,99
Pb	0,01	0,01	<0.01	0.01	0,03
Si	0,05	0,05	0.07	0.07	3,27

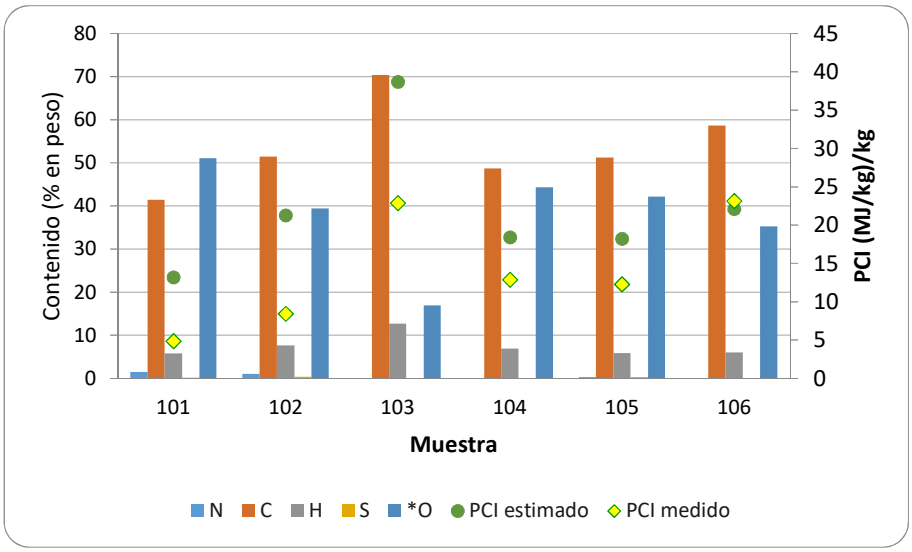
Fuente: elaboración propia en base a resultados experimentales (para M1 a M4) y base de datos (para MH) (Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Análisis de componentes individuales de RSU

Se analizaron los componentes mayoritarios en la composición de la FIRSU a los fines de conocer sus propiedades y evaluar su aptitud para CDR. Estos componentes fueron: residuos orgánicos, residuos sanitarios, plásticos blandos, papeles y cartones, materiales textiles y plásticos duros.

La composición elemental junto con el PCI estimado con la Ecuación 6 y el medido en ensayos de laboratorio se presentan en la Figura 4-8. Se observa que el valor estimado en casi todas las muestras es mayor que el medido. Para las muestras 103 (*plásticos blandos*) y 104 (*papeles y cartón*) se hallaron diferencias inferiores al 10%, para la muestra 105 (*materiales textiles*) la diferencia fue del 11%, mientras que para la muestra 106 (*plásticos duros*) la diferencia fue apenas del 1%. Los valores medidos son similares a los obtenidos por Shi et al. (2016) sobre muestras obtenidas de residuos sólidos sin procesar. Boumanchar et al. (2017) analizaron muestras de cartón, obteniendo resultados similares a los aquí obtenidos, pero obtuvieron valores disímiles en lo que respecta a plásticos. Sobre una mezcla de poliestireno, polipropileno y policloruro de vinilo, componentes incluido en la muestra 106 (*plásticos duros*), los autores obtuvieron valores similares a los de la muestra 103 (*plásticos blandos*). El poder calorífico medido de la muestra 101 (*residuos orgánicos*) fue de 4,90 MJ/kg, este valor es levemente superior al rango mencionado en la bibliografía (3,49 a 4,65 MJ/kg) (Tchobanoglous et al., 1994). Para la muestra 102 (*residuos sanitarios*) se obtuvo un poder calorífico medido de 8,43 MJ/kg, mientras que el estimado (21,3 MJ/kg) fue muy superior y se encuentra dentro del rango encontrado en la bibliografía (20,0 a 26,0 MJ/kg) (Budyk & Fullana, 2019). Este dato bibliográfico corresponde exclusivamente a pañales. En la

muestra obtenida de la planta TMB estos materiales se encontraban mezclados con papel y toallas sanitarias. El contenido de éstas y otras impurezas puede ser el motivo de la gran diferencia hallada.



N: nitrógeno; C: carbono; H: hidrógeno; O: oxígeno; PCI: poder calorífico inferior; 101: residuos orgánicos; 102: residuos sanitarios; 103: plásticos blando; 104: papel y cartón; 105: materiales textiles; 106: plásticos duros.

Figura 4-8: Comparativa de la composición elemental (% en peso) y poder calorífico medido en laboratorio y estimado por ec. (6) de las muestras de componentes individuales de RSU.

Fuente: elaboración propia en base a resultados experimentales.

Respecto al contenido de humedad, las muestras 101 (*residuos orgánicos*) y 102 (*residuos sanitarios*) son las que mostraron mayor valor, seguidas por la 105 (*materiales textiles*) (Tabla 4-7). El menor contenido de humedad se encontró en las muestras 103 (*plásticos blandos*) y 106 (*plásticos duros*), respectivamente. El contenido de cenizas fue diverso, siendo mayor en aquellas muestras cuyos componentes tienen un origen orgánico (101, *residuos orgánicos*, y 102, *residuos sanitarios*). En todas las muestras, se detectó como elemento formador de cenizas mayoritario al Ca, a excepción de la 102 (*residuos sanitarios*) que corresponde al Na (Tabla 4-7).

Tabla 4-7: Resultados experimentales de propiedades físicas y químicas determinadas sobre las corrientes individuales de RSU.

Propiedad	Muestras					
	101 *Res. orgánicos*	**102** *Res. sanitarios*	**103** *Plásticos blandos*	**104** *Papeles y cartones*	**105** *Materiales textiles*	**106** *Plásticos duros*
Contenido de humedad (% masa)						
M_{ad}	57,59 ±6,90	52,45 ±4,30	17,97 ±2,90	21,62 ±3,60	30,17 ±4,50	5,76 ±1,20
Contenido de cenizas (% masa)						
A_{db}	18,12	14,51	12,06	9,260	5,39	0,380
Elementos formadores de cenizas (% sobre masa de cenizas)						
Ca	14,26	1,6	27,45	23,16	10,14	13,75
Mg	1,19	1,2	0,88	0,86	1,5	0,58
Fe	0,62	0,06	0,8	1,01	0,14	0,1
Mn	0,05	0,01	0,07	0,07	0,04	0,02
K	0,8	2,97	0,85	0,68	0,98	0,3
Na	1,53	30,71	6,88	2,23	0,51	0,83
Ba	0,01	0,02	0,02	0,08	0,02	0,08
Sr	0,05	0,01	0,03	0,04	0,03	0,01
Ti	0,02	0,02	0,08	0,05	0,1	0,4
Al	0,56	0,02	0,87	1,93	0,77	0,28
Pb	<0,01	0,01	0,02	0,01	0,02	0,08
Si	0,06	0,01	0,07	0,06	0,06	0,08

Fuente: elaboración propia en base a resultados experimentales.

Potencial de valorización energética de FIRSU

Empleando los componentes mayoritarios de los RSU procesados puede estimarse la producción de CDR en cada planta TMB y sus propiedades. Estas se calcularon como promedios ponderados basados en los resultados experimentales. Para la planta de MBT del Complejo Ambiental Norte III se consideró la composición física determinada por Rosso (2020) y la misma eficiencia de separación de la planta TMB de Ensenada (40%). Los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 4-8.

Si se emplean sólo los componentes mayoritarios de la FIRSU, excluyendo a los orgánicos, podría producirse CDR en las plantas de TMB Ensenada y Norte III con poderes caloríficos de 18,17 MJ/kg (masa seca) y 16,86 MJ/kg (masa seca), respectivamente. Si se compara con otros estudios, se observa que se obtendría CDR con un PCI un 10-15% menor que el producido con materiales residuales de plástico, papel y cartón, materiales textiles y madera u otra biomasa, que alcanza poderes caloríficos que rondan los 20 MJ/kg (Brás et al., 2017). Por ejemplo, (Montejo et al., 2011), analizaron muestras de CDR formulado principalmente con residuos orgánicos, plástico y papel y cartón obteniendo un poder calorífico neto de 22 MJ/kg (masa seca), 22% de humedad y 17% de cenizas.

De la Tabla 4-8 también se observa que, si se incluyera a la fracción orgánica remanente de la FIRSU en la formulación del CDR, se incrementa su contenido de humedad y disminuiría su poder calorífico. En el caso del CDR potencial de la planta TMB de Ensenada el poder calorífico disminuiría a 14,15 MJ/kg y el de la planta TMB de Norte III pasaría a 13,24 MJ/kg. En cada caso, la disminución en los valores se corresponde con un 30%. Si bien la incorporación de la fracción orgánica incrementa el contenido de humedad y disminuye el poder calorífico del CDR, ésta aporta carbono biogénico que no se contabiliza en los inventarios de gases de efecto invernadero. Por el contrario, sus emisiones pueden contabilizarse como ahorros al ser considerada un recurso renovable. Otro punto importante de la FORSU es el contenido de cloro que aporta (principalmente como ClNa). En este sentido, (Ma et al., 2010) la identificaron como una de las principales fuentes de cloruro, luego del plástico policloruro de vinilo (PVC).

Los contenidos energéticos estimados para el CDR potencial producido a partir de FIRSU, excluyendo al componente orgánicos, se corresponden con un CDR apto para la recuperación de energía, logrando una calidad energética equivalente a la Clase 3, según los criterios de la norma ISO 21640 presentados en la Tabla 4-9 (ISO, 2021). Si en su formulación se incluye al componente orgánicos, se obtendría un CDR de Clase 4. Cabe aclarar que en esta comparación sólo se considera el contenido energético, en tanto que la norma ISO 21640 clasifica al CDR según valores límites para el PCI, contenido de cloro y contenido de mercurio en relación al PCI. La muestra hipotética MH puede considerarse como Clase 5 ya que su poder calorífico es menor a 10 MJ/kg.

Tabla 4-8: Potencial de producción de CDR a partir de FIRSU y sus características.

Uso componente orgánico	Planta TMB	Propiedades CDR potencial			
		Cantidad (t/mes)	Contenido de humedad (%)	PCI (MJ/kg)	Clase según ISO 21640
No	Ensenada	266	27	18,17	3
	Norte III	224	25	16,86	3
Si	Ensenada	457	39	14,15	4
	Norte III	395	39	13,24	4

Fuente: elaboración propia en base a datos experimentales.

Tabla 4-9: Criterio de clasificación para el combustible sólido recuperado, según ISO 21640.

Parámetro	Unidad	Clase (según valor promedio)				
		1	2	3	4	5
PCI	MJ/kg	≥ 25	≥ 20	≥ 15	≥ 10	≥ 3
Contenido de Cl	% en peso	≤ 0,2	≤ 0,6	≤ 1,0	≤ 1,5	≤ 3
Contenido de Hg	mg/MJ	≤ 0,02	≤ 0,03	≤ 0,08	≤ 0,15	≤ 0,5

PCI: poder calorífico inferior.

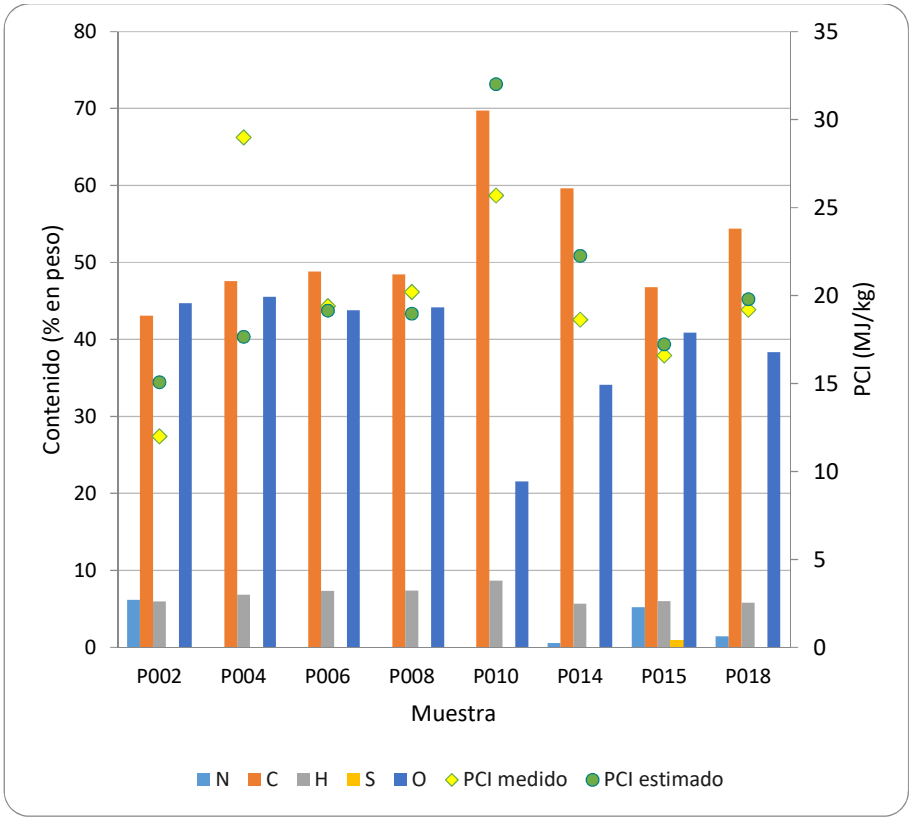
Fuente: elaboración propia en base a ISO (2021).

4.2.2 Caracterización de residuos del Centro de tratamiento de RINE

Durante el periodo en el que se llevó a cabo el muestreo en el centro de tratamiento, éste recibió cerca de 22.000 toneladas de RINE. De éstas, 685 toneladas se destinaron a producción de CDR, 1.503 toneladas a las plantas de recuperación de materiales, y las restantes 19.797 toneladas se enviaron a disposición final en relleno sanitario. Esta distribución significó una recuperación de materiales de no más del 6% y una producción aproximada de CDR de 31 t/día. Es decir, que cerca del 90% de los RINE son dispuestos en relleno sanitario. Estos valores de recuperación están lejos de los alcanzados por plantas de producción de CDR en otros países, que superan el 60% del material de ingreso (Nasrullah et al., 2017).

Propiedades físicas y químicas de las corrientes individuales de RINE

La composición elemental junto con el PCI estimado con la Ecuación 6 y el medido en ensayos de laboratorio de las muestras de componentes individuales de RINE se presentan en la Figura 4-9. Se observa que el valor mayor (29 ±0,29 MJ/kg) se halló en la muestra P004 *(textil sintético*) y el menor (12 ± 0,63 MJ/kg), en la muestra P002 (*cuero húmedo*). Las muestras restantes tienen valores cercanos a los 20 MJ/kg. Los poderes caloríficos netos medidos y estimados mostraron diferencias menores a 3 MJ/kg en la mayoría de las muestras. La mayor diferencia se encontró en la muestra P004 *(textil sintético*), que corresponde a un valor de 11,35 MJ/kg, siendo mayor el valor medido que el estimado (Figura 4-9 y Tabla 4-10).



P002: cuero húmedo; P004: textil sintético; P006: textil natural; P008: goma; P010: plásticos duros; P014: textil sintético; P015: madera seca; P018: goma espuma; N: nitrógeno; C: carbono; H: hidrógeno; O: oxígeno; PCI: poder calorífico inferior

Figura 4-9: Comparativa composición elemental y contenido energético de las corrientes residuales de RINE.

Fuente: elaboración propia en base a datos experimentales.

Todas las muestras de RINE analizadas tienen bajo contenido de humedad, con excepción de la muestra P002 (*cuero húmedo*). Las muestras P004 (*textil sintético*) y P018 (*goma*) mostraron los mayores valores para contenido de cenizas (Tabla 4-10). Asimismo, la muestra P002 (*cuero húmedo*) contiene cromo en una cantidad que excede los límites recomendados para el tratamiento térmico de residuos (Tabla 4-11), la muestra P010 (*plásticos duros*) excede los de cadmio y las muestras P008 (*goma*) y P015 (*madera seca*) mostraron alto contenido de zinc con relación al resto (Tabla 4-10). Para este último parámetro no se encontraron valores guía. Los valores de metales, en general, están por debajo de los medidos por Nasrullah et al. (2015), incluso los de zinc. Respecto de la muestra P018 (*goma espuma*) proveniente de la industria automotriz, los valores de metales están muy por debajo de los medidos por (Garcés et al., 2016).

Tabla 4-10: Resultados experimentales de propiedades físicas y químicas determinadas sobre las corrientes individuales de RINE.

Propiedad	**Muestras**							
	P002 *Cuero húmedo*	**P004** *Textil sintético*	**P006** *Textil natural*	**P008** *Goma*	**P010** *Plásticos duros*	**P014** *Textil sintético*	**P015** *Madera seca*	**P018** *Goma espuma*
Contenido energético (MJ/kg)								
PCI	12,00 ± 0,63	29,00 ± 1,99	19,40 ± 0,29	20,20 ± 0,67	25,70 ± 0,56	18,63 ± 0,06	16,60 ± 0,30	19,20 ± 0,32
Contenido de humedad (% masa)								
M_{ad}	23,30 ± 7,90	3,90 ± 0,40	2,00 ± 0,20	0,49 ± 0,06	12,80 ± 3,60	3,15 ± 0,03	4,10 ± 1,20	0,47 ± 0,03
Contenido de cloro (% masa)								
$\mathrm{Cl}_{,\mathrm{d}}$	1,36 ± 0,06	0,50 ± 0,11	0,19 ± 0,003	0,26 ± 0,07	1,06 ± 0,03	0,17 ± 0,02	0,30 ± 0,05	0,17 ± 0,04
Contenido de cenizas (% masa)								
A_{db}	5,62 ± 0,06	27,30 ± 2,55	0,52 ± 0,06	4,69 ± 1,05	3,88 ± 0,55	2,08 ± 0,15	6,33 ± 0,12	30,50 ± 0,17
Elementos formadores de cenizas (mg/kg)								
As	0,008	0,051	<0,002	0,035	<0,002	<0,002	0,899	0,011
Cd	0,356	0,181	0,005	0,075	86,40	0,095	0,205	0,105

Tabla 4 10 (continuación): Propiedades físicas y químicas determinadas sobre las corrientes individuales de RINE.

Co	<0,01	<0,01	<0,01	0,15	8,34	9,55	2,11	0,16
Cu	1,61	4,36	3,23	164	18,2	1270	18,6	17
Cr	1.339,5	2,7	2,61	3,56	3,01	14,8	21,7	6,41
Hg	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Pb	0,06	4,71	0,73	1,25	2,41	5,38	14,3	1,87
Ni	0,16	0,71	0,9	1,74	1,3	5,39	10,3	3,08
Zn	5	30,3	4	1.560	24,9	347	2.500	31

En rojo se destacan los valores que superan los límites recomendados para el tratamiento térmico de residuos o que, no habiéndose encontrado valores guía, se encuentran muy por encima de los valores obtenidos en el resto de las muestras.

Fuente: elaboración propia en base a resultados experimentales.

Tabla 4-11: Valores límites para metales en combustible sólido recuperado.

Composición metales	**Metales**													
	As	**Cd**	**Co**	**Cr**	**Cu**	**Hg**	**Mn**	**Ni**	**Pb**	**Sb**	**Sn**	**Tl**	**V**	**Zn**
Contenido (mg/kg)	5	4	6	125	400	0,6	250	80	190	50	30	1	10	-

Fuente: elaboración propia en base a Flamme & Geiping (2012).

Potencial de valorización energética de los RINE

Dado los altos contenidos de contaminantes y porcentajes de humedad de las corrientes P002 (*cuero húmedo*) y P010 (*plásticos duros*), no se las considera adecuadas para la producción de CDR. En cuanto a las muestras P004 (*textil sintético*) y P015 (*madera seca*), si bien sus características químicas y termoquímicas las hacen aptas para la producción de CDR, son materiales que se reciben esporádicamente en el centro de tratamiento. Por lo tanto, se definieron como potenciales para la producción de CDR cuatro componentes de RINE: P006 (*textil natural*), P008 (*goma*), P014 (*textil sintético*) y P018 (*goma espuma*). Estos componentes ingresan por separado al centro de tratamiento, ya que provienen de generadores específicos, por lo que su selección no requiere de procesos adicionales. Se estimó que con estos componentes se puede producir un CDR potencial (CDRp), con los aportes energéticos que se presentan en la Tabla 4-12. La cantidad mensual que ingresa de cada componente al centro de

tratamiento se obtuvo a partir de los registros de ingreso de RINE provistos por las autoridades de dicho centro de tratamiento y se utilizó para calcular el aporte energético de cada componente al total y sus propiedades (como promedios ponderados) si con ellos se produjera CDR (CDRp):

- Contenido de humedad (% en peso): 0,02;
- Contenido de cenizas (% en peso): 3,33;
- PCI base seca (MJ/kg): 19,33;
- Contenido de cloro en base seca (% en peso): 0,002;
- Contenido de mercurio (mediana) (mg/MJ): <0,001.

Tabla 4-12: Corrientes de RINE definidas como potenciales para producción de CDR y su aporte al contenido energético total del CDRp.

Muestra	Componente principal	Masa (%)	Contribución al contenido energético total (%)
P006	Textil sintético	54	54,3
P008	Goma	2	2,1
P014	Textil sintético	37	35,3
P018	Goma espuma	7	8,3
Total		100	100

Fuente: elaboración propia en base a datos experimentales.

Estos resultados muestran que el CDRp tiene características que lo hacen apto para la recuperación de energía, logrando una calidad equivalente a la Clase 3, según los criterios de la norma ISO 21640, presentados en la Tabla 4-9. Cabe señalar que, en este caso, el parámetro limitante para definir la clase del CDRp es el poder calorífico, debido a que las características de interés ambiental (elementos contaminantes) están muy por debajo de los límites propuestos en la bibliografía previamente referenciada.

4.2.3 Síntesis de resultados de la caracterización de residuos

A modo de síntesis sobre los resultados del objetivo particular 2, se puede decir que:

a) Dentro de los RSU hay una elevada participación de la FORSU que alcanza más del 60%. Luego del tratamiento mecánico de la planta TMB, se sigue observando

una importante participación de los residuos orgánicos (aproximadamente la mitad de lo que ingresa) y conforma una parte considerable de la FIRSU (39%). Ese rendimiento se encuentra dentro de los observados en otras plantas.

b) Casi la totalidad de la FIRSU analizada de la planta TMB corresponde a material combustible (98,4%). De acuerdo con su contenido energético y de cloro puede clasificarse como CDR equivalente a Clase 4, al igual que los RSU sin tratamiento con composición física M1. Aunque en este último caso su calidad específica, en relación al PCI y el contenido de humedad, disminuye. Si se formula CDR con los componentes mayoritarios de la FIRSU se obtendría un combustible con contenido energético teórico equivalente a Clase 3. Empleando la composición MH se obtienen características equivalentes a CDR Clase 5.

c) Los contenidos de elementos potencialmente contaminantes (metales, azufre y nitrógeno) en las muestras de RSU, FIRSU y sus componentes individuales fueron bajas, muy inferiores a los valores límites europeos. Se recuerda que aún no hay valores establecidos en Argentina sobre el contenido de estos elementos en el CDR. La normativa existente es referida a calidad de aire.

d) Si comenzaran a utilizarse los componentes de RINE identificados como potenciales en el estudio de campo en el centro de tratamiento de RINE, podría producirse CDR equivalente a Clase 3. El parámetro determinante para la clasificación es el PCI, ya que los otros parámetros (cloro y mercurio) resultaron muy por debajo de los límites establecidos.

e) Los poderes caloríficos medidos y estimados a partir de la composición elemental de las muestras de RINE difirieron levemente. El PCI medido siempre fue mayor que el estimado, contrariamente a lo verificado en las muestras tomadas en la planta de TMB. Esto se atribuye a la calidad del material de entrada (el RSU está mezclado).

f) La producción de CDR en la RMBA puede reducir las cantidades enviadas a relleno sanitario. Esta producción se puede realizar (de acuerdo a los resultados aquí obtenidos) a partir de materiales que en la actualidad no están siendo reciclados. Además, dado que contendría restos orgánicos, residuos sanitarios y papel y cartón, parte de las emisiones corresponden a carbono biogénico.

4.3. Evaluación de alternativas de gestión de RSU con valorización energética y sus impactos ambientales

En esta sección se presentan los flujos de masa del sistema actual y las alternativas de gestión propuestas y se analizan los impactos ambientales asociados. Los valores de los flujos se expresan en porcentajes para facilitar su lectura y corresponden al año 2018, cuando se generaron 5,75 millones de toneladas de RSU en la RMBA.

Para el ACV se tomó como unidad funcional la cantidad de RSU generados en la RMBA en el año 2018, es decir las 5,75 millones de toneladas y las proyecciones presentadas en el apartado 4.1.3 *Proyecciones de generación de RSU* para los años siguientes. Los límites geográficos del sistema a los que se aplicó el ACV son los de RMBA, es decir CABA y 32 partidos del Gran Buenos Aires.

4.3.1 Flujos de masa del sistema actual y de las alternativas propuestas

La Figura 4-10 presenta el flujo de masa correspondiente al sistema actual BAU. El 2,46% de lo generado se recolecta mediante las campanas verdes de la CABA y un 17,17% en sus contenedores negros (para RSU húmedos), 0,48% corresponde al RINE que es enviado al Centro de tratamiento (pero es susceptible de ser valorizado) y el resto corresponde a los RSU de los municipios (Tabla 4-13). Las instalaciones de TMB procesan casi el 12% de lo generado. El material enviado a reciclaje corresponde al 2,2% del total generado y se debe principalmente a lo proveniente de los centros verdes (Tabla 4-14). Es oportuno mencionar que los procesos de TMB incluidos en el programa WRATE sólo permiten recuperar metales, por lo que aquí no se contabiliza el papel y cartón o plásticos que podrían recuperarse en la planta de TMB de la CABA (en la planta TMB Ensenada no se recuperan papeles, cartones o plásticos). Sin embargo, de acuerdo con la información proporcionada por CEAMSE (CEAMSE, 2022c), el total recuperado en estas instalaciones de TMB no supera al 1% de lo generado, mientras que la recuperación previa que realizan los municipios (mediante las estrategias reconocidas en los modelos de gestión identificados) no alcanza al 0,5%. El material bioestabilizado que se dispone en el relleno sanitario corresponde al 6,5% de los RSU generados y al 55% de lo ingresado a las plantas de TMB. Este último valor difiere levemente de lo informado por CEAMSE (CEAMSE, 2022c) y la empresa que opera la planta de TMB de

Ensenada (60%, aproximadamente). Esta diferencia puede deberse a los valores diferentes de los parámetros de los procesos incluidos en el programa WRATE respecto de los de las plantas que operan en la RMBA. Los RSU domiciliarios enviados a disposición final corresponden al 92,7% de lo gestionado (calculado como la suma de todos los flujos que llegan a los tres rellenos sanitarios, a excepción del material bioestabilizado) (Tabla 4-14).

La Figura 4-11 presenta los flujos de materia para la alternativa de gestión IP. Con la incorporación de las tres plantas de incineración se desvía a recuperación por valorización energética un 12,3% de los RSU generados. Las cenizas de fondo producidas en este proceso corresponden a 17,4% de lo ingresado a las plantas y se suman a las cenizas volantes formadas durante la combustión, cuyo valor representa casi al 4% del ingreso. Es oportuno recordar que, según el estado del arte, las cenizas de fondo pueden ser empleadas en otros procesos como la construcción de caminos incorporándose al concreto, o recuperando de ellas metales ferrosos. Con esta alternativa se reducen los RSU enviados a relleno sanitario sin tratamiento previo en un 12,1% respecto del sistema BAU (Tabla 4-14).

En la alternativa de gestión TMB-CDR (Figura 4-12, (Tabla 4-14) se incrementa la capacidad total de las plantas de TMB en un 15% y el material enviado a reciclaje representa un 2,4% de lo generado. Es decir que, la incorporación de plantas de TMB no representa mejoras sustanciales en la cantidad de residuos enviados a reciclaje respecto del sistema BAU. El material enviado a recuperación energética alcanza al 9,6% (aproximadamente 467 mil t/año de FIRSU aprovechada como CDR). Las cenizas de fondo representan aproximadamente un 12% de lo ingresado a las plantas de incineración y las cenizas volantes, un 3,4%. Bajo esta alternativa el material bioestabilizado producido se incrementa en un 7,6% respecto del sistema BAU y se reduce la disposición final en relleno sanitario en un 12,2%.

En la sub-alternativa de gestión TMB-CDR-RINE (Figura 4-13) se suman como material para recuperación energética 28.000 t/año de CDR producido a partir de corrientes específicas de RINE (CDRp). Esta incorporación no requeriría de procesos adicionales de clasificación ya que estas corrientes provienen de generadores específicos, no se encuentran mezcladas con otros tipos de residuos e ingresan al centro de tratamiento

por separado; incluirlos en esta sub-alternativa de gestión sólo implicaría desviarlos a la planta de incineración. Con esta incorporación el material enviado a recuperación energética alcanzaría al 10,1% de los RSU generados (aproximadamente 497 mil t/año de FIRSU y RINE aprovechados como CDR). Este material tendría una mejor calidad energética que el producido a partir sólo de RSU domiciliario, por lo que se espera una mejora en el rendimiento energético. La disposición final en relleno sanitario se reduciría en un 12,8% respecto del sistema BAU (Tabla 4-14) se observa que la alternativa de gestión IP supone el mayor envío de materiales para recuperación de energía. Esto es así dado que, si bien la capacidad instalada de las plantas de incineración en parrilla y de incineración en lecho fluidizado es la misma (300.000 t/año), las de lecho fluidizado sólo operarían a partir de la FIRSU generada en las plantas TMB.

Tabla 4-13: Distribución de los RSU en la etapa de recolección, según tipo y destino.

Destino (% sobre el total de RSU)		**Tipo de residuo - % sobre el total de RSU generado**			
		RINE	Domiciliario - CABA		Domiciliario - Municipios
Intermedio: Centros verdes		-	-	2,5	-
Intermedio: Estaciones de transferencia	Alte. Brown	-	-	-	9,3
	Pompeya	-	1,5	-	8,9
	Zavaleta	-	1,2	-	3,0
	Flores	-	5,0	-	5,5
	Colegiales	-	9,5	-	-
Disposición final directa Complejo Ambiental	Ensenada	-	-	-	5,0
	G. Catán	-	-	-	9,1
	Norte III	-	-	-	39,0
Centro de tratamiento		0,48	-	-	-
Sub-total		0,5	17,2	2,5	79,8

RINE: residuos industriales no especiales; RSU: residuos sólidos urbanos.

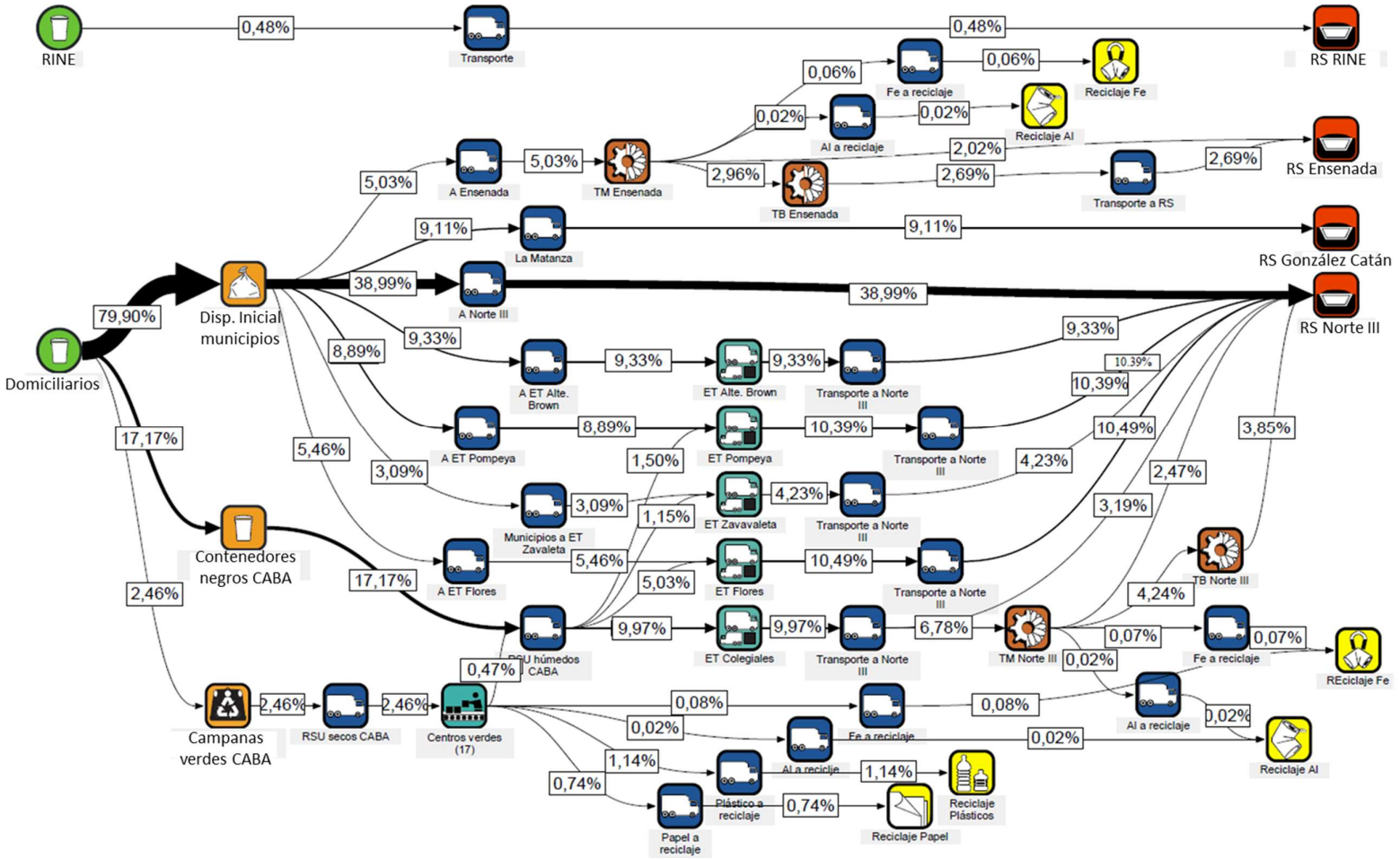
Fuente: elaboración propia en base a flujos de masa del ACV.

Tabla 4-14: Síntesis del destino de materiales según alternativas de gestión.

Sistema de gestión	**Destino de materiales (% sobre el total de RSU)**								
	Reciclaje	RE	TMB	Relleno sanitario					
				RINE	MB	FIRSU	RSU crudo	Cenizas	Total
Sistema BAU	2,0	0,0	11,8	0,5	6,5	4,5	88,2	0,0	99,7
Alternativa IP	2,0	12,3	11,8	0,5	6,5	2,5	75,5	2,6	87,6
Alternativa TMB-CDR	2,4	9,6	26,8	0,5	14,1	0,9	70,8	1,2	87,5
Sub-alternativa TMB-CDR-RINE	2,4	10,1	26,8	0,0	14,1	0,9	70,8	1,2	86,9

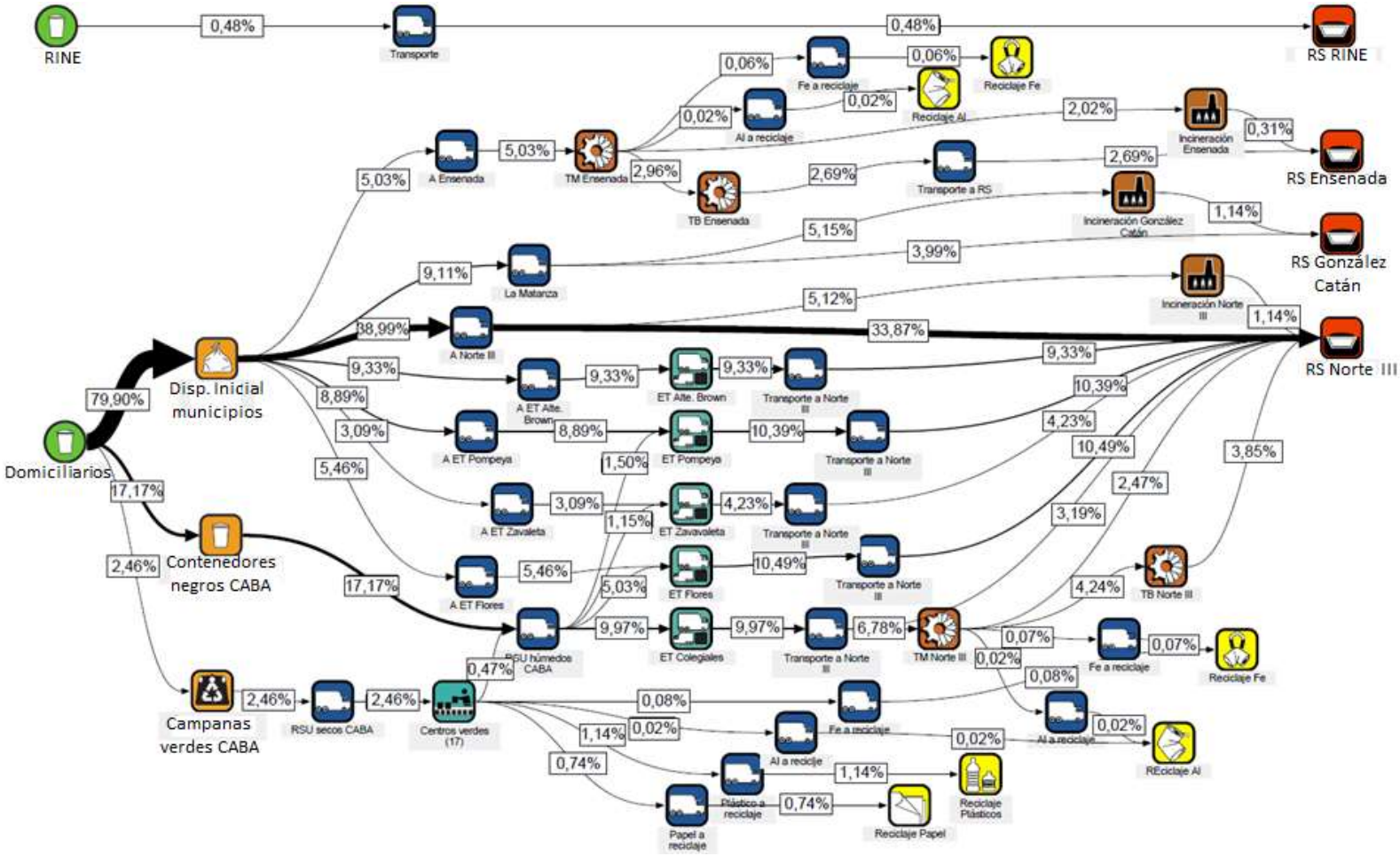
RE: recuperación de energía. TMB: tratamiento mecánico-biológico; RINE: residuos industriales no especiales; MB: material bioestabilizado; FIRSU: fracción inorgánica de los residuos sólidos urbanos; RSU: residuos sólidos urbanos.

Fuente: elaboración propia en base a flujos de masa del sistema de gestión actual y de las alternativas de gestión propuestas.



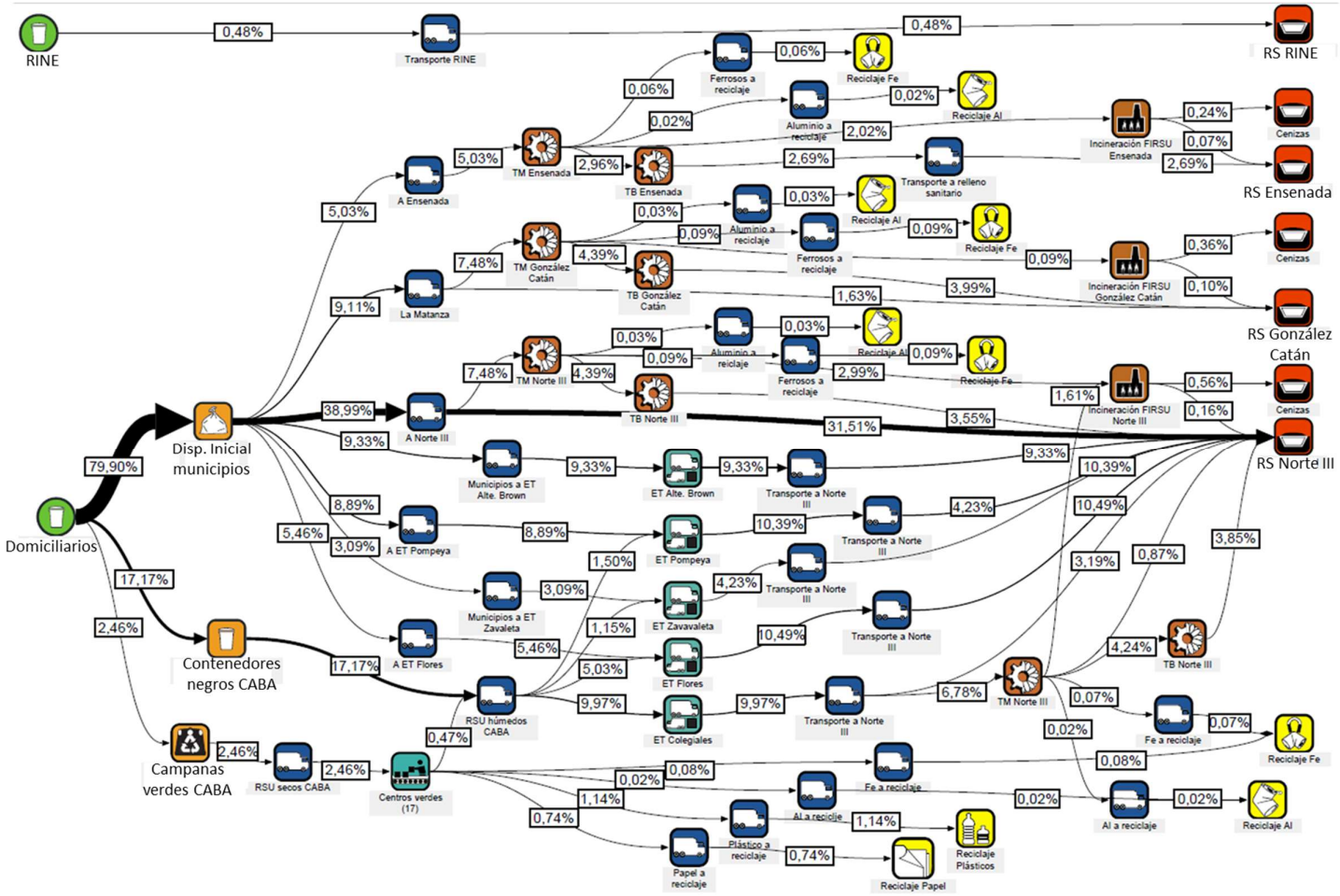
TM: tratamiento mecánico; TB: tratamiento biológico; ET: estación de transferencia; RS: relleno sanitario.

Figura 4-10: Flujo de masa del sistema actual (sistema BAU) en la RMBA elaborado a partir de información relevada para año 2018 y parámetros operativos del programa WRATE.



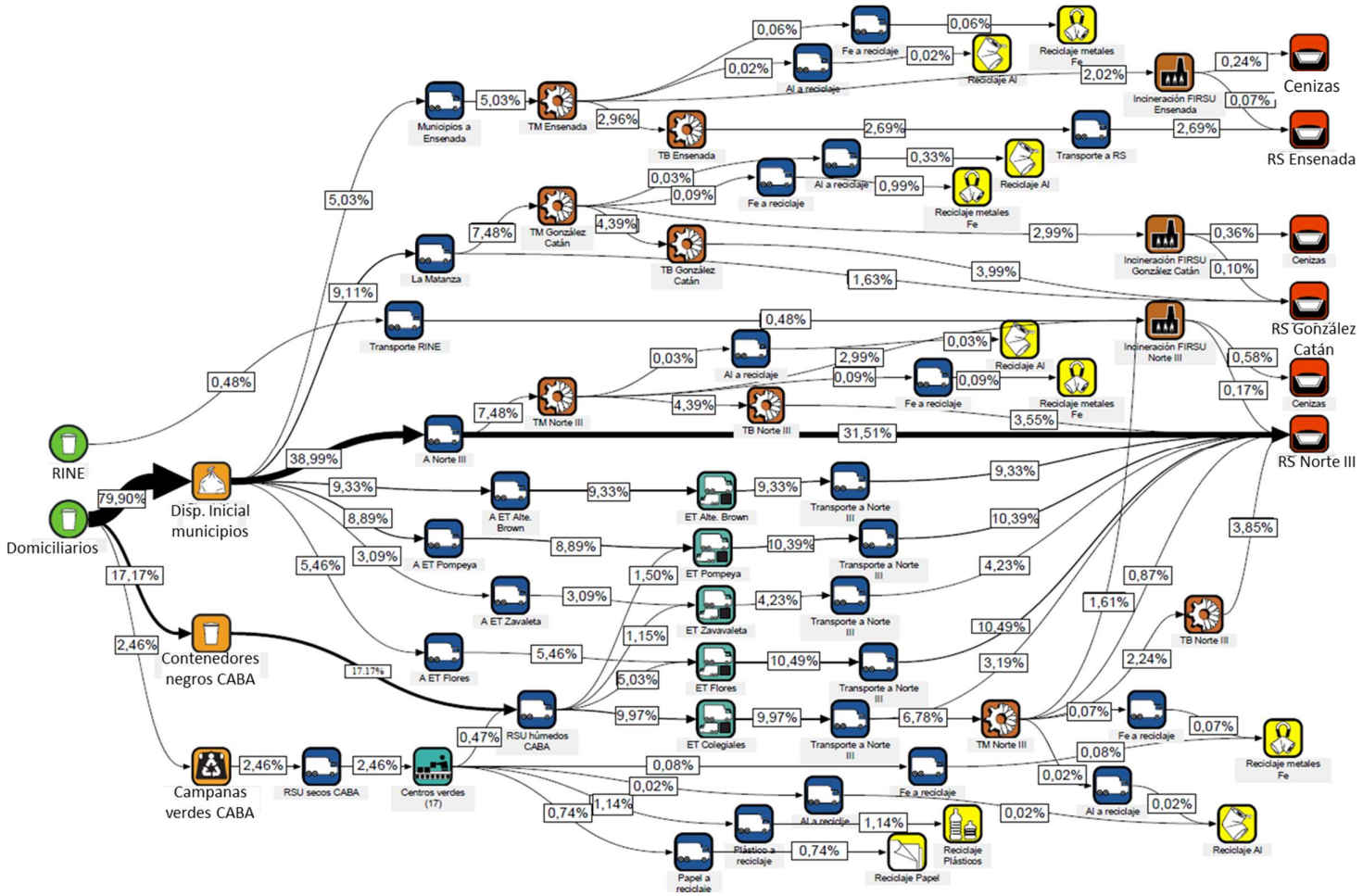
TM: tratamiento mecánico; TB: tratamiento biológico; ET: estación de transferencia; RS: relleno sanitario.

Figura 4-11: Flujo de masa de alternativa IP (con incineración en bruto) en la RMBA elaborado a partir de información relevada para año 2018 y parámetros operativos del programa WRATE.



TM: tratamiento mecánico; TB: tratamiento biológico; ET: estación de transferencia; RS: relleno sanitario.

Figura 4-12: Flujo de masa de la alternativa TMB-CDR (nuevas plantas de TMB y producción de CDR) en la RMBA, elaborado a partir de información relevada para año 2018 y parámetros operativos del programa WRATE.



TM: tratamiento mecánico; TB: tratamiento biológico; ET: estación de transferencia; RS: relleno sanitario.

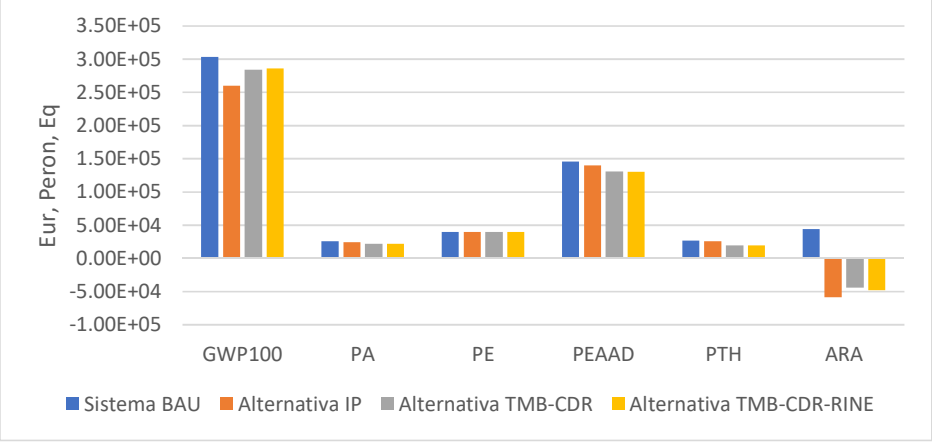
Figura 4-13: Flujo de masa de la sub-alternativa TMB-CDR-RINE (aprovechamiento de CDR producido a partir de RINE) en la RMBA, elaborado a partir de información relevada para año 2018 y parámetros operativos del programa WRATE.

4.3.2 Impactos ambientales de las alternativas de gestión propuestas

Aquí se analizan los resultados del ACV en relación a los impactos ambientales potenciales del sistema de gestión actual (sistema BAU) y las alternativas de gestión propuestas.

Análisis de importancia de las alternativas de gestión en relación a las categorías de impacto

La Figura 4-14 sintetiza los resultados obtenidos para las categorías de impacto en cada alternativa de gestión. Los valores surgen del balance entre los impactos generados (valores mayores a cero) y los impactos evitados (ahorros, valores menores a cero) que cada proceso de la gestión de RSU supone. Dado que estas categorías se miden en diferentes unidades, el programa WRATE las normaliza por la unidad *European Person Equivalent (Eur, person, eq)*. En dicha figura se observa que todas las alternativas de gestión generan impactos en relación a los indicadores Potencial de calentamiento global (GWP100), Potencial de eutrofización (PE), Potencial de acidificación (PA), Potencial de ecotoxicidad acuática de agua dulce (PEAAD) y potencial de toxicidad humana (PTH). Respecto del indicador Agotamiento de recursos abióticos (ARA) el sistema BAU genera impactos, mientras que el resto de las alternativas suponen ahorros.



GWP100: potencial de calentamiento global; PA: potencial de acidificación; PE potencial de eutrofización; PEAAD: potencial ecotoxicidad en agua dulce; PTH: potencial toxicidad humana; ARA: agotamiento de recursos abióticos.

Figura 4-14: Resultados sobre las categorías de impacto según sistema de gestión.

Fuente: elaboración propia en base a resultados ACV.

La magnitud de estos impactos y ahorros varía entre las alternativas propuestas. Para su análisis resulta útil expresar las variaciones en términos porcentuales respecto del sistema actual (sistema BAU), las mismas se presentan en la Tabla 4-15. Como se explicó en el apartado 3.3.4 *Interpretación de los resultados*, se considera que una alternativa realiza un impacto o un ahorro más importante que otra cuando la diferencia (positiva o negativa) entre los valores arrojados por los indicadores es superior al 10%. De acuerdo con la Tabla 4-15 se puede mencionar que:

- La alternativa TMB-CDR y su sub-alternativa TMB-CDR-RINE suponen impactos menos importantes que el sistema BAU en lo que respecta a los indicadores PA y PTH (variaciones negativas superiores al 10%).
- La sub-alternativa TMB-CDR-RINE y la alternativa IP suponen impactos menores que el sistema BAU en lo que respecta a los indicadores PEAAD y GWP100, con diferencias de -11% y -14%, respectivamente.
- Todas las alternativas propuestas y el sistema BAU suponen impactos similares en lo que respecta al indicador PE, con diferencias (positivas) de un 1% y un 2%.
- Todas las alternativas propuestas suponen ahorros importantes en relación al indicador ARA, con variaciones superiores al 200% negativo. Es decir, que tales ahorros duplican a los impactos que genera el sistema BAU.

Tabla 4-15: Variaciones en la magnitud de los indicadores de impacto, según las alternativas propuestas respecto del sistema BAU.

Indicador	Diferencia porcentual respecto del sistema BAU		
	Alternativa IP	Alternativa TMB-CDR	Sub-alternativa TMB-CDR-RINE
PE	2%	1%	1%
PEAAD	-4%	-10%	-11%
PA	-6%	-15%	-15%
PTH	-2%	-27%	-27%
GWP100	-14%	-6%	-6%
ARA	-233%	-200%	-209%

Fuente: elaboración propia en base a resultados ACV.

Análisis de contribución de los procesos de gestión de RSU en relación a las categorías de impacto

La contribución porcentual al valor de los indicadores de las categorías de impacto, sean impactos (valores positivos) o ahorros (valores negativos), de las etapas de gestión (es decir, disposición inicial, transporte; instalaciones intermedias; reciclaje; tratamiento y valorización (energética); disposición final o los procesos incluidos) en el sistema BAU y las alternativas de gestión propuestas se presentan en la Tabla 4-16. De dicha tabla se observa que en el sistema actual y en todas las alternativas la disposición final realiza un aporte significativo al impacto estimado con el indicador GWP100. Esto se debe a las emisiones de CH_4 provenientes del relleno sanitario. El resto de los procesos realizan aportes moderados o bajos, que en el caso del reciclaje significan ahorros (valores negativos del indicador). Es oportuno mencionar que el proceso de tratamiento y valorización energética realiza una contribución baja en las alternativas que incluyen la producción de CDR (alternativa TMB-CDR y sub-alternativa TMB-CDR-RINE) y despreciable en los sistemas que no lo incluyen (sistema BAU y alternativa IP). Esto puede deberse a que su composición tiene mayor contenido de carbono fósil respecto de los RSU que se valorizan mediante incineración en bruto (alternativa IP). Un aspecto a tener en cuenta es que esta estimación se realizó con una matriz energética diferente de la matriz energética argentina debido a las limitaciones de la licencia académica del programa WRATE (ya mencionado en el apartado *Limitaciones del ACV*).

Respecto del indicador PA, la disposición inicial es el proceso que implica aportes significativos en el sistema actual y todas las alternativas; mientras que la disposición final y el reciclaje suponen aportes moderados y el resto de los procesos, aportes bajos o despreciables. En el caso del reciclaje, su contribución significa ahorros (valores negativos del indicador).

Los impactos medidos a través del indicador PE se deben principalmente al proceso de disposición final (contribución significativa) y su contribución disminuye conforme disminuye la cantidad de RSU enviados a disposición final. La Disposición inicial realiza un aporte moderado y el resto de los procesos, uno bajo o despreciable. Aquí es oportuno mencionar que, si bien en las alternativas de gestión que incluyen valorización energética de los RSU los procesos de tratamiento y valorización realizan contribuciones

bajas al indicador, en el sistema BAU su contribución pasa a ser despreciable. Nuevamente, los procesos de reciclaje implican ahorros en el indicador (valores negativos).

Respecto del indicador PEAAD, la disposición inicial es el proceso que implica aportes significativos en el sistema actual y todas las alternativas. Los procesos de reciclaje suponen ahorros con una contribución moderada en las alternativas que incluyen producción de CDR y baja en los sistemas que no (sistema BAU y alternativas IP). El resto de los procesos realizan contribuciones bajas o despreciables. Una diferencia observada es que en todas las alternativas que incluyen a la valorización energética de los RSU, los procesos de tratamiento y valorización suponen ahorros en este indicador, mientras que la que en el sistema BAU supone impactos.

En relación al indicador PTH, la disposición inicial realiza una contribución significativa bajo el sistema BAU e IP e importantes bajo la alternativa TMB-CDR y la sub-alternativa TMB-CDR-RINE. También se observan diferencias en las contribuciones de los procesos de reciclaje y de disposición final. El reciclaje significa una contribución moderada bajo el sistema BAU y alternativa IP e importante bajo la alternativa TMB-CDR y sub-alternativa TMB-CDR-RINE, en todos los casos supone ahorros. La disposición final realiza una contribución moderada en el sistema BAU y la alternativa IP y baja, bajo la alternativa TMB-CDR y sub-alternativa TMB-CDR-RINE.

Respecto del indicador ARA, bajo el sistema BAU, la disposición inicial realiza una contribución significativa y en las alternativas que incluyen valorización energética de los RSU, este proceso realiza una contribución importante. El reciclaje contribuye de forma moderada con ahorros al indicador, los procesos de tratamiento y valorización energética lo hacen de forma importante (alternativa IP) y moderada (alternativa TMB-CDR y sub-alternativa TMB-CDR-RINE), pero de forma despreciable bajo el sistema BAU. La disposición final supone ahorros que contribuyen de forma moderada al indicador bajo todas las alternativas que incluyen valorización energética de RSU, pero supone la generación de impactos que contribuyen, también de forma moderada al indicador, en el sistema BAU.

Tabla 4-16: Aporte porcentual de las etapas (o los procesos) de gestión al valor del indicador de categorías de impacto.

Indicador	Sistema de gestión	Proceso – Aporte porcentual al valor del indicador						Total
		DI	Trans.	II	Rec.	T y V	DF	
GWP100	BAU	9%	1%	0%	**3%**	0%	86%	100%
	IP	11%	1%	0%	**3%**	**1%**	84%	100%
	TMB-CDR	10%	1%	0%	**4%**	4%	80%	100%
	TMB-CDR-RINE	10%	1%	0%	**4%**	5%	80%	100%
PA	BAU	55%	9%	2%	**19%**	3%	13%	100%
	IP	57%	9%	2%	**20%**	0%	13%	100%
	TMB-CDR	52%	8%	1%	**25%**	2%	12%	100%
	TMB-CDR-RINE	52%	8%	1%	**25%**	2%	12%	100%
PE	BAU	20%	4%	1%	**1%**	1%	74%	100%
	IP	20%	4%	1%	**1%**	10%	65%	100%
	TMB-CDR	19%	3%	1%	**2%**	7%	68%	100%
	TMB-CDR-RINE	19%	3%	1%	**2%**	7%	67%	100%
PEAAD	BAU	85%	2%	1%	**7%**	1%	4%	100%
	IP	83%	2%	1%	**7%**	**3%**	4%	100%
	TMB-CDR	80%	2%	1%	**13%**	**1%**	3%	100%
	TMB-CDR-RINE	80%	2%	1%	**13%**	**1%**	3%	100%
PTH	BAU	61%	2%	1%	**22%**	3%	11%	100%
	IP	62%	2%	1%	**22%**	3%	11%	100%
	TMB-CDR	50%	2%	1%	**33%**	6%	9%	100%
	TMB-CDR-RINE	50%	2%	1%	**33%**	6%	9%	100%
ARA	BAU	52%	5%	1%	**21%**	2%	**18%**	100%
	IP	36%	4%	1%	**15%**	**33%**	**12%**	100%
	TMB-CDR	39%	4%	1%	**19%**	**23%**	**13%**	100%
	TMB-CDR-RINE	39%	4%	1%	**19%**	**24%**	**13%**	100%

Escala	0%<|X|≤2,5% Despreciable	2,5%<|X|≤10% Baja	10%<|X|≤25% Moderada	25%<|X|≤50% Importante	50%<|X| Significativa

DI: disposición inicial, Trans.: transporte; II: instalaciones intermedias; Rec.: reciclaje; T y V: tratamiento y valorización (energética); DF: disposición final. En negrita se identifican aquellos valores que suponen ahorros (valores negativos del indicador).

Fuente: elaboración propia en base a resultados ACV.

Estos resultados muestran similitudes con los obtenidos en estudios realizados en otras ciudades por otros autores. Por ejemplo, en un estudio realizado en Roma se obtuvo que la combinación de la producción de CDR a partir de FIRSU con la digestión anaeróbica de la FORSU resulta ambientalmente más favorable que la incineración de residuos mezclados (Cherubini et al., 2009). Ionescu et al. (2013) obtuvieron resultados favorables para todas las categorías produciendo CDR de alta calidad energética (acorde a la norma CENT/TN 15359). Por su parte, Erses Yay (2015) observó que alternativas que combinan diferentes tecnologías, como compostaje, recuperación de materiales en plantas MRF, incineración del rechazo y disposición en relleno sanitario de los residuales de cada proceso, muestra grandes ventajas respecto a alternativas que considera a estas tecnologías de forma individual.

4.3.3 Análisis de sensibilidad

Matriz eléctrica

En la Tabla 4-17*Tabla 4-17: Sensibilidad de los indicadores de impacto respecto de la matriz eléctrica.* se presenta la sensibilidad de los indicadores de impacto a modificaciones en la matriz eléctrica. La sensibilidad se expresa como desviaciones porcentuales obtenidas a partir de una matriz con baja y una matriz con alta penetración de combustibles fósiles, respecto de la empleada en este estudio (penetración media). En ella se observan diferencias significativas (superiores al 10%) en los indicadores PA y ARA cuando se considera una matriz con baja penetración. En el caso del indicador PA, estas diferencias reflejan un cambio en la relación de importancia entre el sistema BAU y las alternativas de gestión respecto de dicho indicador. Cuando se emplea una matriz de penetración media, la alternativa TMB-CDR y su sub-alternativa TMB-CDR-RINE suponen impactos menos importantes que el sistema BAU (Tabla 4-15), pero con una matriz de penetración de combustibles fósiles baja todas las alternativas que incluyen a la valorización energética de RSU suponen impactos más importantes que al sistema BAU (Tabla 4-18). En el caso del indicador ARA, el hecho de que las desviaciones de las alternativas que incluyen a la valorización energética sean negativas y superiores al 100%, significa que pasan a generar impactos; mientras que, con una matriz con penetración de combustibles fósiles media, suponían ahorros.

Cuando se emplea una matriz con una penetración de combustibles fósiles alta se observan diferencias significativas en el indicador PA sólo bajo la alternativa IP y en el indicador ARA bajo todas las alternativas que incluyen a la valorización energética de RSU (Tabla 4-17). En el primer caso, esta desviación significa que el impacto que la alternativa IP genera en esta categoría es menos importante que el que genera aplicando una matriz eléctrica con penetración de combustibles fósiles media (Tabla 4-18 comparada con Tabla 4-15). En el segundo caso, si bien las variaciones son significativas, las alternativas que incluyen a la valorización energética de RSU siguen significando ahorros en esta categoría de impacto y resultan más importantes que cuando se emplea una matriz eléctrica con penetración de combustibles fósiles media (Tabla 4-18 comparada con Tabla 4-15).

Tabla 4-17: Sensibilidad de los indicadores de impacto respecto de la matriz eléctrica.

Penetración de combustibles fósiles	**Indicador**	**Sistema de gestión**			
		BAU	**IP**	**TMB-CDR**	**TMB-CDR-RINE**
BAJA	GWP100	2%	10%	8%	8%
	PA	15%	59%	58%	60%
	PE	1%	5%	4%	4%
	PEAAD	1%	2%	2%	2%
	PTH	0%	3%	3%	2%
	ARA	36%	-113%	-126%	-120%
ALTA	GWP100	0%	-7%	-3%	-3%
	PA	2%	-14%	-4%	-4%
	PE	0%	-2%	-1%	-1%
	PEAAD	1%	1%	1%	2%
	PTH	1%	0%	2%	2%
	ARA	-3%	79%	54%	52%

Fuente: elaboración propia en base a resultados ACV.

Tabla 4-18: Sensibilidad de la magnitud de los indicadores de impacto respecto del sistema BAU, bajo diferentes matrices eléctricas.

		Diferencia porcentual respecto del sistema BAU		
Penetración de combustibles fósiles	**Indicador**	**Alternativa/sub-alternativa**		
		IP	**TMB-CDR**	**TMB-CDR-RINE**
BAJA	GWP100	-8%	-1%	0%
	PA	30%	17%	18%
	PE	5%	4%	4%
	PEAAD	-3%	-10%	-10%
	PTH	0%	-25%	-26%
	ARA	-87%	-81%	-84%
ALTA	GWP100	-20%	-9%	-9%
	PA	-21%	-20%	-20%
	PE	0%	0%	0%
	PEAAD	-4%	-10%	-10%
	PTH	-2%	-26%	-26%
	ARA	-345%	-258%	-270%

Fuente: elaboración propia en base a resultados ACV.

Los indicadores que mostraron ser sensibles a las variaciones en la matriz eléctrica resultan menos representativos para la RMBA y se los considera una primera aproximación a la evaluación de los impactos ambientales de la incorporación de tecnologías WtE en la gestión de residuos en la región. Resulta necesario repetir el análisis con una herramienta que permita modificar la matriz y obtener resultados más ajustados al contexto local actual y al que se espera llegar. De acuerdo a la Ley N°27.191, de fomento a las energías de fuentes renovables, se pretende una participación de fuentes renovables del 20% a partir del año 2025.

Composición de RSU

En la Tabla 4-19 se presenta la sensibilidad de los indicadores de impacto a la composición de RSU. La sensibilidad se expresa como desviaciones porcentuales de los indicadores de impacto obtenidas bajo las alternativas BAU, TMB-CDR y la sub-

alternativa TMB-CDR-RINE cuando se emplea la composición de RSU de la muestra M1. Utilizando esta composición y de acuerdo con los contenidos de humedad de los componentes de RSU incluidos por defecto en WRATE, el contenido de humedad de los residuos mezclados resulta en 49,71%. Este valor es superior al determinado experimentalmente en este estudio (42,45%) y supera al contenido máximo de humedad que la tecnología de incineración en parrilla incluida en WRATE y seleccionada para la alternativa IP admite (44,90%). Por ello, no fue posible incluir dicha alternativa en este análisis de sensibilidad.

En la Tabla 4-19 se observa que las desviaciones de los resultados de los indicadores de impacto resultan significativas (mayores al 10%), a excepción del indicador GWP100. De acuerdo con estos resultados, los impactos medidos con los indicadores PA, PEAAD y ARA disminuyen en el sistema BAU y las dos alternativas evaluadas cuando se emplea la composición M1. Las variaciones negativas superiores al 100% en el indicador PTH significan que, considerando esta composición, tanto el sistema BAU como las dos alternativas suponen ahorros en el indicador, a diferencia de cuando se considera la composición incluida en el inventario de ciclo de vida, con la que se generan impactos.

Como es de esperar, las variaciones en la composición de RSU se reflejan en la sensibilidad de los indicadores, que dependerá, a su vez, de qué tanto se modifique dicha composición. En este sentido, (Slagstad & Brattebø, 2013) realizaron un estudio para evaluar la sensibilidad de algunos indicadores de impacto a las incertidumbres en la composición RSU, en particular a variaciones en la participación de los componentes papeles y cartones, plásticos, metales y residuos orgánicos. Encontraron que un cambio de ±15 % en las fracciones seleccionadas resultó en un cambio superior al 10 % en el calentamiento global y la toxicidad humana (entre otras categorías no utilizadas en este estudio).

Tabla 4-19: Sensibilidad de los indicadores de impacto respecto de la composición de los RSU.

Indicador	Sistema de gestión		
	BAU	TMB-CDR	TMB-CDR-RINE
GWP100	3%	2%	1%
PA	-15%	-25%	-25%
PE	27%	23%	23%
PEAAD	-27%	-46%	-46%
PTH	-105%	-232%	-232%
ARA	-30%	-28%	-26%

Fuente: elaboración propia en base a resultados ACV.

4.3.4 Impacto de las metas de disminución

El cumplimiento de las metas de disminución establecidas por las normativas de la CABA y la provincia de Buenos Aires impacta de forma diferente en las tecnologías WtE propuestas en cada alternativa.

El cumplimiento de las metas de disminución en los grados propuestos por las hipótesis H1 y H2 no afecta a la cantidad de materiales que ingresan a las plantas de incineración en parrilla que queman los RSU en bruto (plantas propuestas para los complejos ambientales González Catán y Norte III). Sin embargo, puesto que la composición de dichos RSU sí se modifica (dado el desvío de materiales reciclables hacia reciclaje), se ve afectado su contenido de humedad. Bajo la hipótesis de cumplimiento H2 el contenido de humedad resultante supera al máximo permitido por la tecnología aquí propuesta (contenido de humedad resultante: 45,10%; máximo permitido 44,90%), por lo que no se lo considera un material recomendable para la termovalorización[12]. Asimismo, se modifica el ingreso de materiales a la planta IP propuesta para el Complejo Ambiental Ensenada, ya que ésta procesa la FIRSU proveniente de la planta TMB, cuyas masa y composición se ve afectadas por el desvío de materiales a reciclaje. En este caso, las diferencias en la cantidad del material que ingresaría a la planta WtE propuesta se

[12]Si bien, en general, esta tecnología admite contenidos de humedad de hasta el 50 % (ONU, 2019), el valor máximo de humedad 44,90% es el valor límite aceptado por la tecnología incluida en WRATE y dado que corresponde a plantas de incineración en parrilla que se encuentran en operación, se lo considera como limitante para que el material sea recomendable para valorización energética.

modifica de forma significativa (más del 10%) bajo la hipótesis H2 y no significativa (menos del 10%) bajo la hipótesis H1, respecto del no cumplimiento de metas (H0) (Tabla 4-20).

Tabla 4-20: Ingreso de material a la planta de incineración en parrilla del Complejo Ambiental Ensenada, según las hipótesis de cumplimiento de las metas normativas de disminución de residuos en la RMBA.

		Ingreso de materiales (t/año)			
Años		**2025**	**2030**	**2035**	**2040**
Hipótesis de cumplimiento	**H0**	1,75E+05	1,73E+05	1,73E+05	1,73E+05
	H1	1,58E+05	1,57E+05	1,58E+05	1,57E+05
	H2	1,50E+05	1,41E+05	1,50E+05	1,46E+05
Diferencia (%)	**H0-H1**	-10%	-9%	-9%	-9%
	H0-H2	-14%	-18%	-13%	-16%

IP: incineración en parrilla; H0: sin cumplimento de metas; H1: hipótesis de cumplimiento de metas 1; H2: hipótesis de cumplimiento de metas 2.

Fuente: elaboración propia en base a resultados ACV y proyecciones de generación de RSU.

Por su parte, el ingreso de materiales a las plantas de incineración en lecho fluidizado, que operan a partir del CDR producido con la FIRSU resultante de las plantas de TMB propuestas, se ve afectado bajo ambas hipótesis (H1 y H2), en particular el de las plantas WtE de los complejos ambientales Ensenada y González Catán. Al producirse un desvío previo de ciertos materiales se modifica su disponibilidad para la formulación del CDR y disminuyen las cantidades producidas. Dichas disminuciones resultan significativas bajo la hipótesis H2 (mayor al 10%) y no significativas (menor al 10%) bajo la hipótesis H1 (Tabla 4-21). Para el caso de la planta WtE propuesta para el Complejo Ambiental Norte III, si bien la disponibilidad de materiales para la producción de CDR se ve afectada, pueden compensarse las cantidades reducidas empleando la FIRSU de la planta TMB que actualmente se encuentra en operación. De esta manera, el ingreso de materiales a esta planta de incineración en lecho fluidizado no se vería afectado bajo las hipótesis H1 y H2 (Tabla 4-21).

Bajo ambas alternativas, una vez que se alcanza disminución máxima y si no se modifica la eficiencia de separación en las plantas de TMB, la tasa de desvío se vuelve constante

y la composición de los desechos se ve influenciada solo por la tasa de generación de residuos (Assamoi & Lawryshyn, 2012).

Tabla 4-21: Ingreso de material a las plantas de incineración en lecho fluidizado, según las hipótesis de cumplimiento de las metas normativas de disminución de residuos en la RMBA.

			Ingreso de materiales (t/año)			
Planta	**Años**		**2025**	**2030**	**2035**	**2040**
Ensenada	**Hipótesis de cumplimiento**	**H0**	1,75E+05	1,73E+05	1,73E+05	1,73E+05
		H1	1,58E+05	1,57E+05	1,58E+05	1,57E+05
		H2	1,50E+05	1,41E+05	1,50E+05	1,43E+05
	Diferencia (%)	**H0-H1**	-10%	-9%	-9%	-9%
		H0-H2	-14%	-18%	-13%	-17%
G. Catán	**Hipótesis de cumplimiento**	**H0**	1,75E+05	1,73E+05	1,73E+05	1,73E+05
		H1	1,58E+05	1,57E+05	1,58E+05	1,58E+05
		H2	1,44E+05	1,46E+05	1,50E+05	1,43E+05
	Diferencia (%)	**H0-H1**	-10%	-9%	-9%	-9%
		H0-H2	-18%	-16%	-13%	-17%
Norte III	**Hipótesis de cumplimiento**	**H0**	2,98E+05	2,98E+05	2,98E+05	2,98E+05
		H1	2,92E+05	3,00E+05	2,94E+05	2,93E+05
		H2	2,93E+05	2,98E+05	2,97E+05	2,95E+05
	Diferencia (%)	**H0-H1**	-2%	0%	-1%	-2%
		H0-H2	-1%	0%	0%	-1%

IP: incineración en parrilla; H0: sin cumplimento de metas; H1: hipótesis de cumplimiento de metas 1; H2: hipótesis de cumplimiento de metas 2.

Fuente: elaboración propia en base a resultados ACV y proyecciones de generación de RSU.

La hipótesis H3 no pudo ser evaluada. Bajo esta hipótesis las cantidades disminuidas mediante reciclaje (17% al 2025, 20% al 2030, 22% al 2035 y 20% al 2040) superan a las cantidades de RSU reciclables que se generarían si la composición de RSU actual no se modifica a futuro.

4.3.5 Síntesis de resultados de la evaluación de alternativas de gestión de RSU con valorización energética y sus impactos ambientales

A modo de síntesis sobre los resultados del objetivo particular 3, se puede decir que:

a) La alternativa IP supone el mayor de desvío de materiales a recuperación energética (12,3%). Sin embargo, el total de material que finalmente es enviado a disposición final en relleno sanitario (87,6%) no difiere significativamente respecto del enviado bajo la alternativa TMB-CDR y su sub-alternativa TMB-CDR-RINE (87,5% y 86,9%, respectivamente).

b) La incorporación de plantas de TMB no supone incrementos significativos en el envío de materiales a reciclaje, pero sí permite duplicar la cantidad de material bioestabilizado, disminuyendo así la demanda de suelos para coberturas diarias y finales de rellenos sanitarios.

c) Con el sistema actual de gestión de RSU (donde más del 90% de los residuos sin procesar se envían a disposición final) se generan impactos en todas las categorías de impacto ambiental y éstos resultan más importantes que los que se generarían si se incluyeran en dicho sistema tecnologías WtE, en particular, aquellas que emplean a la FIRSU para la producción de CDR. Además, con este tipo de tecnologías la etapa de tratamiento y valorización (energética) genera ahorros entre moderados e importantes en las categorías de impacto ARA y PEAAD.

d) Las etapas de disposición inicial y disposición final de la gestión de RSU pueden considerarse como etapas críticas, pues son las únicas que aportan impactos de forma significativa, independientemente del sistema de gestión del que se trate, en cuatro de las seis categorías de impacto ambiental (disposición final en los indicadores GWP100 y PE; disposición inicial en los indicadores PA y PEEAAD).

e) Los indicadores PA y ARA resultaron sensibles a variaciones en la participación de combustibles fósiles en la matriz eléctrica. Con una matriz con penetración de combustibles fósiles baja, las alternativas con valorización energética de los RSU suponen impactos más importantes que el sistema BAU (sistema actual) en el indicador PA y pasan a generar impactos en el indicador ARA. Pero con una

matriz con penetración de combustibles fósiles alta las alternativas que incluyen a la valorización energética disminuyen significativamente sus impactos.

f) Las modificaciones en la composición de RSU pueden limitar el uso de las tecnologías WtE. Al emplear la composición M1, los RSU en bruto no son recomendables para la termovalorización con la tecnología WtE seleccionada para este estudio. Además, todos los indicadores de impacto ambiental mostraron ser sensibles al empleo de la composición M1, a excepción de GWP100.
g) En línea con el punto anterior, el cumplimiento de las metas de disminución afecta significativamente a la valorización energética de los RSU, en particular al aprovechamiento de los RSU en bruto. Bajo la hipótesis H2 disminuyen las cantidades de FIRSU disponibles para su valorización energética, mientras que los RSU en bruto dejan de ser recomendables para tal fin.
h) La hipótesis H3 no pudo ser evaluada porque supone una reducción de materiales reciclables mayor que su generación.

4.4 Impactos de las alternativas de gestión de los RSU en la generación eléctrica

En esta sección se presentan los resultados de los indicadores aplicados para evaluar los cambios en la estructura de generación eléctrica: Energía recuperada en las plantas WtE térmicas (kWh); Rendimiento energético de las plantas WtE térmicas (kWh/t de RSU); Participación de fuentes renovables (%) y emisiones de dióxido de carbono equivalente (tCO_2e).

4.4.1 Energía recuperada en el sistema actual y en las alternativas propuestas

El programa WRATE calcula los valores de energía recuperada en función de los parámetros relevantes incluidos en su base de datos, los flujos de masa de cada alternativa y la composición de RSU específica resultante de cada uno, según la distribución que se le haya asignado. Estos resultados se presentan en la Figura 4-15. La energía recuperada con el sistema actual (sistema BAU) alcanza los 224 GWh. Si se incorpora la termovalorización de los RSU en bruto, este valor se incrementa en más de un 200%, alcanzando los 764 GWh. Bajo las alternativas que incluyen el

aprovechamiento de la FIRSU como CDR este valor pasa a 772 GWh y con la incorporación del RINE (CDRp), a 800 GWh (casi 5% más que la alternativa IP).

La energía recuperada en el sistema BAU difiere de los datos de producción de energía publicados por CAMMESA, que informó para el año 2018 una generación de 121 GWh en las centrales termoeléctricas que operan en el Complejo Ambiental Norte III. Debe tenerse en cuenta que las centrales de generación de electricidad no suelen operar las 8.760 horas anuales, las eficiencias de generación eléctrica y el poder calorífico del biogás pueden diferir, por lo que su generación real puede distar de la estimada con el programa WRATE. Además, la eficiencia de la captura de gases de relleno varía mucho de acuerdo con el diseño del relleno y cuestiones operativas como el tipo y frecuencia de cobertura, su espesor, la existencia de emisiones fugitivas, entre otros. Las eficiencias reportadas por algunos autores son del 35% (Spokas et al., 2006), entre 36% y 85% (US EPA, 2011), 67% (Amini & Reinhart, 2011), entre el 59 y 76% (Aghdam et al., 2018). Como se explicó en el apartado 3.3.2 *Análisis de inventario*, en este trabajo se consideró una eficiencia de colección de gas del 30%, un poder calorífico del biogás de 50 MJ/kg y una eficiencia de generación del 35%.

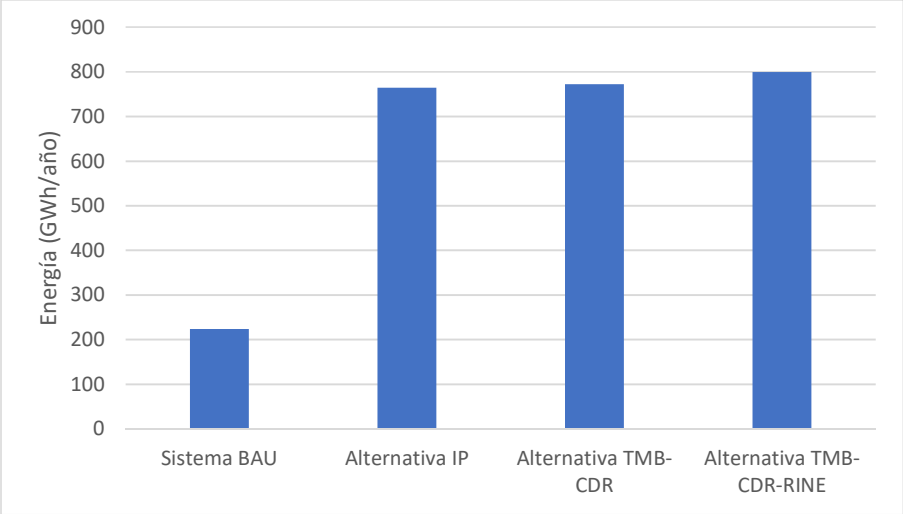


Figura 4-15: Energía total recuperada en cada alternativa de gestión.

Fuente: elaboración propia en base a resultados ACV.

Generación y rendimiento de las plantas WtE

La Tabla 4-22 presenta los resultados obtenidos al aplicar la Ecuación 8 para la generación de electricidad. Los valores de humedad y PCI incluidos en ella son los considerados por defecto en el programa WRATE. Para el caso de la FIRSU surgen de ponderar los valores correspondientes a los diferentes componentes de RSU que ingresarían a las plantas de incineración (planta Ensenada en alternativa IP y todas las plantas de incineración en lecho fluidizado de la alternativa TMB-CDR y sub-alternativa TMB-CDR-RINE). Se observa que bajo las alternativas que incluyen el aprovechamiento de la FIRSU como CDR la generación se incrementa en más de un 50%, respecto de la alternativa IP, alcanzando los 600 GWh anuales en la sub-alternativa TMB-CDR. Por su parte el rendimiento de las plantas WtE alcanza valores mayores cuando se emplea FIRSU en lugar de RSU crudo o mezclado. Al operar con RSU mezclado, el rendimiento energético de las plantas que operarían en los complejos ambientales de González Catán y Norte III (430 kWh/t) alcanzaría valores que se encuentran dentro del rango de rendimientos típicos mencionados por (Teixeira Coelho et al., 2020) (400 a 700 kWh/t); mientras que operando con FIRSU el rendimiento se incrementa en un 141% (1.038 kWh/t).

En la Tabla 4-22 también se observa que el PCI (como valor ponderado) del material que ingresaría a la planta de incineración de Norte III cuando se incluye al RINE disminuye aproximadamente en un punto respecto del PCI de cuando sólo se utiliza FIRSU. Esto se debe a que el PCI de los componentes textil artificial, goma y goma espuma incluidos por defecto en el programa WRATE son menores a los determinados en la caracterización de RINE realizada en este estudio (muestras P006, P008, P014, P018), con los que se alcanzó un PCI promedio de 19,33 MJ/kg y un contenido de humedad de 0,2%. Considerando estos valores, la generación en la planta de incineración en lecho fluidizado Norte III pasaría a 312 GWh y el rendimiento a 1.048 kWh/t.

Tabla 4-22: Generación y rendimiento energético de plantas WtE, según alternativas propuestas.

	Planta	Parámetros				Generación (GWh)	Rendimiento (kWh/t)
		Masa (t)	Humedad (%)	PCI (MJ/kg)	ɳ (WRATE)		
Alternativa IP	Ensenada	118.059	25,5%	18,51	0,261	123	1.038
	G. Catán	300.000	38,59%	9,65	0,261	129	430
	Norte III	300.000	38,59%	9,65	0,261	129	430
	Total	718.059				380	
Alternativa TMB-CDR	Ensenada	118.059	25,51%	18,51	0,271	123	1.038
	G. Catán	175.382	25,51%	18,51	0,271	182	1.038
	Norte III	269.514	26,42%	18,15	0,271	271	1.005
	Total	562.955				576	
Su-alternativa TMB-CDR-RINE	Ensenada	118.059	25,51%	18,51	0,271	123	1.038
	G. Catán	175.382	25,51%	18,51	0,271	182	1.038
	Norte III	297.514	25,72%	17,75	0,271	295	1.038
	Total	562.955				600	

ɳ: factor de eficiencia de la planta WtE, incluido por defecto en el programa WRATE.

Fuente: elaboración propia en base a resultados ACV.

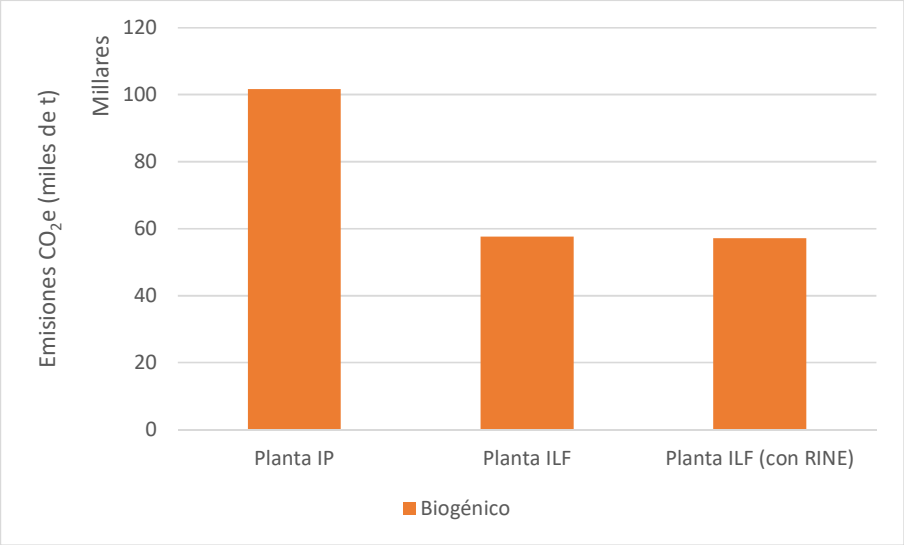
El mayor recupero y rendimiento energético bajo las alternativas que contemplan la producción de CDR se condice con los resultados obtenidos por Cherubini et al (2009) y Ayodele et al. (2017).

Participación de fuentes renovables y emisiones de CO_2e evitadas en las plantas WtE

Según la composición física de los materiales procesados en las plantas WtE térmicas propuestas, la energía generada en cada una tendrá diferente participación de fuentes renovables. De acuerdo con los flujos de masa arrojados por el ACV, para el año base (2018) el 58% de la energía que se generaría en las plantas WtE de la alternativa IP (planta de incineración en parrilla) puede ser considerada como proveniente de fuente renovable y disminuye a un 22% y 21% bajo la alternativa TMB-CDR y la sub-alternativa TMB-CDR-RINE, respectivamente (plantas de incineración en lecho fluidizado). Estas participaciones permiten evitar emisiones de CO_2e de origen fósil en plantas térmicas

convenciones. Las cantidades alcanzan las 102 mil toneladas de CO_2e, si la energía se genera en la planta de incineración en parrilla; 57,6 mil toneladas de CO_2e, si se genera en la planta de incineración en lecho fluidizado bajo la alternativa TMB-CDR y 57,2 mil toneladas de CO_2e si se genera en la planta de incineración en lecho fluidizado bajo la alternativa TMB-CDR-CDR (Figura 4-16).

Estos valores significan un incremento en la participación de fuentes renovables en la estructura de generación del año base 2018 (Figura 1-3) que no superarían al 0,2% a nivel país y 0,9% a nivel de la RMBA, alcanzando en este último caso una generación a partir de fuente renovables del 1,4%.



IP: incineración en parrilla; ILF: incineración en lecho fluidizado

Figura 4-16: Emisiones de CO_2e evitadas en plantas térmicas convencionales por la generación a partir de fuentes renovables en las plantas WtE propuestas.

Fuente: elaboración propia en base a resultados del ACV.

4.4.2 Análisis de sensibilidad

Al cambiar la composición de los RSU y emplear la de la muestra M1 se modifica la composición de la FIRSU resultante de los procesos de tratamiento mecánico en las plantas TMB, por lo tanto, se modifican algunos parámetros operativos de las plantas de incineración en lecho fluidizado que operarían bajo la alternativa TMB-CDR y su sub-alternativa TMB-CDR-RINE. Es oportuno recordar que no fue posible incluir en el análisis de sensibilidad a la alternativa IP puesto que la tecnología de incineración en parrilla

considerada en ella no admite RSU con el contenido de humedad resultante de la composición M1.

En la Tabla 4-23 se presenta la sensibilidad de los parámetros operativos, generación y rendimiento a la composición de RSU. La sensibilidad se expresa como las desviaciones porcentuales respecto de los resultados obtenidos cuando se considera la composición incluida en el inventario de ciclo de vida. En ella se observan desviaciones significativas (mayores al 10%) en la cantidad de material que ingresa a las plantas de incineración (disminuye su masa) y en su contenido de humedad (se incrementa). En relación al PCI, si bien su valor disminuye respecto de cuando se considera la composición incluida en el inventario de ciclo de vida, esta desviación resulta menor al 10%. Asimismo, disminuyen en forma significativa la generación y el rendimiento de las plantas WtE analizadas. Utilizando la composición M1, bajo la alternativa TMB-CDR se alcanza una generación total anual de 352 GWh y un rendimiento de entre 830 kWh/t y 889 kWh/t y bajo la sub-alternativa TMB-CDR-RINE se alcanza una generación total anual de 376 GWh y rendimientos de entre 830 kWh/t y 889 kWh/t.

Tabla 4-23: Sensibilidad de los parámetros operativos, generación y rendimiento de las plantas WtE.

	Planta	Parámetros			Generación	Rendimiento
		Masa	Contenido de humedad	PCI		
Alternativa TMB-CDR	Ensenada	-27%	29%	-5%	-37%	-14%
	G. Catán	-27%	29%	-5%	-37%	-14%
	Norte III	-28%	32%	-7%	-41%	-17%
Sub-alternativa TMB-CDR-	Ensenada	-27%	29%	-5%	-37%	-14%
	G. Catán	-27%	29%	-5%	-37%	-14%
	Norte III	-25%	28%	-7%	-37%	-16%

Fuente: elaboración propia en base a resultados ACV.

4.4.3 Impacto de las metas de disminución en la generación y rendimiento de las plantas WtE

Si se aplican las hipótesis de cumplimiento de las metas de disminución, la energía generada en las diferentes plantas WtE propuestas disminuye. Pero a diferencia de lo observado en los flujos de masa, la disminución se produce tanto en las plantas que operan con RSU en bruto como con CDR producido a partir de la FIRSU. Esto se debe a que, como se mencionó en el apartado 4.3.4 *Impacto de las metas de disminución*, al realizarse un desvío de materiales reciclables la composición del material ingresado a las plantas se modifica y, por lo tanto, se modifican su PCI y contenido de humedad. En consecuencia, bajo la hipótesis H2 los RSU disponibles resultan no recomendables para termovalorización en bruto en las plantas de incineración en parrilla propuesta; mientras que bajo la hipótesis H1 se observan disminuciones significativas que van desde el 14% al 20% (Tabla 4-24). Si las plantas de incineración en parrilla operaran con FIRSU (como la planta propuesta para el Complejo Ambiental Ensenada), podrían operar tanto bajo la hipótesis H1 como la H2, aunque se observaron disminuciones significativas en la cantidad de energía generada (Tabla 4-24).

En el caso de las plantas de incineración en lecho fluidizado, la FIRSU resultante bajo ambas hipótesis sigue siendo apta para termovalorización, aunque se observan disminuciones significativas en la generación de energía de las plantas propuestas para los complejos ambientales Ensenada y González Catán. Bajo la hipótesis H1 las disminuciones oscilan alrededor del 20% y bajo la hipótesis H2, alrededor del 30%. Para el caso de la planta de incineración en lecho fluidizado propuesta para el Complejo Ambiental Norte III, no se observaron disminuciones significativas en la generación de energía, siempre que se emplee la FIRSU proveniente de las dos plantas TMB que operarían en dicho complejo (la planta propuesta y la que opera en la actualidad) (Tabla 4-24).

Tabla 4-24: Generación de energía en plantas de incineración en parrilla, según las hipótesis de cumplimiento de las metas normativas de disminución de la generación de residuos en la RMBA.

			Energía generada (GWh)			
Planta	**Años**		**2025**	**2030**	**2035**	**2040**
IP Ensenada	**Hipótesis de cumplimiento**	**H0**	175	170	171	171
		H1	140	138	141	140
		H2	125	113	125	117
	Diferencia (%)	**H0-H1**	-20%	-19%	-17%	-18%
		H0-H2	-28%	-33%	-27%	-22%
IP González Catán	**Hipótesis de cumplimiento**	**H0**	162	156	159	157
		H1	135	132	136	133
	Diferencia (%)		-16%	-16%	-14%	-15%
IP Norte III	**Hipótesis de cumplimiento**	**H0**	162	156	158	155
		H1	135	131	135	133
	Diferencia (%)		-16%	-16%	-15%	-14%
ILF Ensenada	**Hipótesis de cumplimiento**	**H0**	175	170	171	171
		H1	140	138	141	140
		H2	125	113	125	114
	Diferencia (%)	**H0-H1**	-20%	-19%	-17%	-18%
		H0-H2	-28%	-33%	-27%	-34%
ILF González Catán	**Hipótesis de cumplimiento**	**H0**	175	170	171	171
		H1	140	138	141	140
		H2	115	117	125	114
	Diferencia (%)	**H0-H1**	-20%	-19%	-17%	-18%
		H0-H2	-35%	-31%	-27%	-34%
ILF Norte III	**Hipótesis de cumplimiento**	**H0**	293	296	296	296
		H1	276	282	278	276
		H2	269	268	274	272
	Diferencia (%)	**H0-H1**	-6%	-5%	-6%	-7%
		H0-H2	-8%	-10%	-8%	-8%

IP: incineración en parrilla; ILF: incineración en lecho fluidizado; H0: sin cumplimento de metas; H1: hipótesis de cumplimiento de metas 1; H2: hipótesis de cumplimiento de metas 2.

Fuente: elaboración propia en base a resultados ACV y proyecciones de generación de RSU.

Con el cumplimiento de las metas normativas de disminución de RSU también se modificaría el rendimiento de las plantas WtE. Los resultados se presentan en la Tabla 4-25.

Se observa que bajo la hipótesis H1 se ve afectado de forma significativa el rendimiento de las plantas de incineración en parrilla que operan con RSU en bruto (las propuestas para los complejos ambientales González Catán y Norte III). Las disminuciones van entre el 14% y el 16%, alcanzando rendimientos que rondan los 400 kWh/t. La planta de incineración en parrilla que opera con FIRSU (Complejo Ambiental Ensenada) no presenta variaciones significativas en su rendimiento y alcanzan valores cercanos a los 980 kWh/t.

En el caso de las plantas de incineración en lecho fluidizado de los complejos ambientales González Catán y Ensenada las disminuciones observadas en su rendimiento bajo la hipótesis H1 son no significativas (salvo en el año 2025 que alcanza -11%) y alcanzan valores que rondan los 890 kWh/t. Bajo la hipótesis H2 las disminuciones en el rendimiento pasan a ser significativas (entre 15% y 20%), pero los rendimientos se mantienen cercanos a los 800 kWh/t. Finalmente, la planta propuesta para el complejo Ambiental Norte III no vería afectado su rendimiento de forma significativa bajo ninguna de las dos hipótesis de cumplimiento de las metas normativas de reducción de RSU y alcanza valores que oscilarían alrededor de los 900 kWh/t. Nuevamente, esto se debe a que podría aprovecharse para la producción de CDR no sólo la FIRSU a generar en la planta TMB propuesta, sino también la que se generaría en la planta que opera en la actualidad.

Tabla 4-25: Rendimiento de las plantas WtE, según las hipótesis de cumplimiento de las metas normativas de disminución de la generación de residuos en la RMBA.

			Rendimiento (kWh/t)			
Planta	**Años**		**2025**	**2030**	**2035**	**2040**
IP Ensenada	**Hipótesis de cumplimiento**	**H0**	1000	986	988	988
		H1	890	884	894	890
		H2	836	801	836	803
	Diferencia (%)	**H0-H1**	-11%	-10%	-9%	-10%
		H0-H2	-16%	-10%	-15%	-19%

Tabla 4-25 (continuación): Rendimiento de las plantas WtE, según las hipótesis de cumplimiento de las metas normativas de disminución de la generación de residuos en la RMBA.

IP González Catán	**Hipótesis de cumplimiento**	**H0**	537	519	526	521
		H1	450	438	453	442
	Diferencia (%)		-16%	-16%	-14%	-15%
IP Norte III	**Hipótesis de cumplimiento**	**H0**	537	519	526	521
		H1	450	438	453	442
	Diferencia (%)		-16%	-16%	-14%	-15%
ILF Ensenada	**Hipótesis de cumplimiento**	**H0**	1000	986	988	988
		H1	890	884	894	890
		H2	836	801	836	793
	Diferencia (%)	**H0-H1**	-11%	-10%	-9%	-10%
		H0-H2	-16%	-19%	-15%	-20%
ILF González Catán	**Hipótesis de cumplimiento**	**H0**	1000	986	988	988
		H1	890	884	894	890
		H2	797	801	836	793
	Diferencia (%)	**H0-H1**	-11%	-10%	-9%	-10%
		H0-H2	-20%	-19%	-15%	-20%
ILF Norte III	**Hipótesis de cumplimiento**	**H0**	982	993	994	992
		H1	943	941	945	943
		H2	917	899	922	922
	Diferencia (%)	**H0-H1**	-4%	-5%	-5%	-5%
		H0-H2	-7%	-9%	-7%	-7%

IP: incineración en parrilla; ILF: incineración en lecho fluidizado; H0: sin cumplimento de metas; H1: hipótesis de cumplimiento de metas 1; H2: hipótesis de cumplimiento de metas 2.

Fuente: elaboración propia en base a resultados ACV y proyecciones de generación de RSU.

El hecho de que el cumplimiento de las metas de disminución reduzca a futuro la disponibilidad de materiales para el procesamiento en plantas WtE, no necesariamente compromete a la recuperación de energía, puesto que seguirá existiendo un fracción remanente de residuos a la que deberá dársele una disposición adecuada (Istrate et al., 2021).

La participación de fuentes renovables en la FIRSU empleada como CDR se mantiene en aproximadamente un 22% independientemente de la hipótesis de cumplimiento de las metas normativas de reducción de RSU, mientras que si se emplea RSU en bruto dicha participación oscila a lo largo del período bajo análisis entre el 52% y el 61% bajo la hipótesis H0 y H1, respectivamente. Se recuerda que las hipótesis H2 y H3 no pudieron ser evaluadas. En el primer caso porque los RSU dejarían de ser recomendables para termovalorización de RSU en bruto y, en el segundo caso, porque suponen mayor reducción de residuos reciclables que los que se generarían si se mantiene la misma composición de RSU. En este sentido, algunos estudios realizados sobre los RSU generados en la CABA muestran modificaciones en su composición a lo largo de los años, en particular en los componentes papel y cartón, plásticos y residuos orgánicos (FIUBA-CEAMSE, 2016).

4.4.4 Síntesis de resultados de la evaluación de los cambios en la estructura de generación eléctrica

A modo de síntesis sobre los resultados del objetivo particular 4, se puede decir que:

a) La recuperación de energía desde el gas de relleno sanitario puede variar considerablemente de acuerdo con las características de diseño y con los parámetros operativos aplicados. Empleando los parámetros incluidos por defecto en WRATE se estima una generación anual de 224 GWh, mientras que lo informado por fuentes oficiales fue de 121 GWh para el año 2018.
b) Las alternativas que incluyen el aprovechamiento de la FIRSU y producción de CDR mostraron una mayor generación eléctrica y un mayor rendimiento energético de las plantas WtE propuestas, pero con una menor participación de fuentes renovables. En la Tabla 4-26 se presenta la síntesis de los resultados.
c) La generación de energía y el rendimiento energético son sensibles a variaciones en la composición de RSU. Empleando la composición M1 la generación disminuye entre un 37% y un 41% y el rendimiento lo hace entre un 14% y un 17%. La planta de incineración en parrilla no podría operar correctamente con esta composición puesto que su contenido de humedad superaría al máximo recomendado.

d) El cumplimiento de las metas de disminución de la generación de residuos en la RMBA afecta significativamente a la operación de las plantas WtE, disminuyendo su generación y rendimiento. Aunque, para el caso de las alternativas que incluyen aprovechamiento de la FIRSU el rendimiento se mantendría por encima de los 800 kWh; mientras que bajo la alternativa IP los RSU dejan de ser recomendables para termovalorización dado su alto contenido de humedad.

e) La incorporación de estas tecnologías WtE significa un incremento en la participación de fuentes renovables en la estructura de generación del año 2018 que no superarían al 0,2% a nivel país y 0,9% a nivel de la RMBA. Pero a nivel de la región se alcanzaría una participación de fuentes renovables de 1,4% en la generación local. Estos porcentajes de participación de fuentes renovables muestran que la incorporación de tecnologías WtE a nivel de la RMBA no modifica significativamente la estructura de generación eléctrica de Argentina (menos del 10%).

Tabla 4-26: Síntesis de los resultados energéticos alcanzados por las plantas WtE propuestas.

Alternativa y sub-alternativa	Planta WtE	Generación (GWh)	Rendimiento (kWh/t)	Participación de fuentes renovables (%)	Emisiones CO_2e (miles de t)
IP	IP	380	1.038 (E) 430 (GC y Norte III)	58	176
TMB-CDR	ILF	576	1.005 (E) 1.038 (GC y Norte III)	22	267
TMB-CDR-RINE	ILF	600	1.038	21	278
TMB-CDR-RINE*	ILF	617	1.048	21	-

WtE: *waste to energy*; E: Ensenada; GC: González Catán. *Valores obtenidos considerando el PCI y contenido de humedad determinado experimentalmente en este estudio.

4.5 Síntesis de la evaluación de las alternativas de gestión propuestas

A modo de síntesis general, en la Tabla 4-27 se resumen los principales puntos de la evaluación ambiental y energética de las alternativas del sistema de gestión actual y de las alternativas propuestas para la RMBA y se incluyen los costos de inversión, según lo presentado en el capítulo 2: *ESTADO DEL ARTE.*

Tabla 4-27: Síntesis de la evaluación ambiental y energética del sistema actual y de las alternativas propuestas y costos de inversión adicionales por la incorporación de plantas WtE.

Criterio de evaluación		**Alternativa/sub-alternativa**		
		IP	**TMB-CDR**	**TMB-CDR-RINE**
Potencial de recuperación energética	**Plantas WtE**	IB	ILF	ILF
	Generación media anual (GWh)	380	576	600
	Rendimiento (KWh/t)	1.038 (E) 430 (GC y NIII)	1.005 (E) 1.038 (GC y NIII)	1.038
	Fuente renovable (%)	58	22	21
	Emisiones de CO_2e evitadas (miles de t)	120	57,6	57,7
Evaluación de impactos ambientales (diferencia en % respecto del sistema BAU)	**PE**	2%	1%	1%
	PEAAD	-4%	-10%	-11%
	PA	-6%	-15%	-15%
	PTH	-2%	-27%	-27%
	GWP100	-14%	-6%	-6%
	ARA	-233%	-200%	-209%
Costos adicionales de inversión (USD/t)		100-130	150-190	150-190

WtE: *waste to energy*; USD: *united states dollar*; E: Ensenada; GC: González Catán; NIII: Norte III; PE: Potencial de eutrofización; PEAAD: Potencial de ecotoxicidad acuática de agua dulce; PA: Potencial de acidificación; PTH: Potencial de toxicidad humana; GWP100: Potencial de calentamiento global; ARA: Agotamiento de los recursos abióticos.

4.5 Referencias

Aghdam, E. F., Fredenslund, A. M., Chanton, J., Kjeldsen, P., & Scheutz, C. (2018). Determination of gas recovery efficiency at two Danish landfills by performing downwind methane measurements and stable carbon isotopic analysis. Waste Management, 73, 220–229. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2017.11.049

Amini, H. R., & Reinhart, D. R. (2011). Regional prediction of long-term landfill gas to energy potential. Waste Management, 31(9–10), 2020–2026. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.05.010

APrA. (2018). Informe Anual Ambiental 2018. Ley No 303 de acceso a la información ambiental. https://www.buenosaires.gob.ar/sites/gcaba/files/iaa_2018.pdf

Aranda Usón, A., Ferreira, G., Zambrana Vásquez, D., Zabalza Bribián, I., & Llera Sastresa, E. (2012). Estimation of the energy content of the residual fraction refused by MBT plants: a case study in Zaragoza's MBT plant. Journal of Cleaner Production, 20(1), 38–46. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2011.07.024

Assamoi, B., & Lawryshyn, Y. (2012). The environmental comparison of landfilling vs. incineration of MSW accounting for waste diversion. Waste Management, 32(5), 1019–1030. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2011.10.023

Ayodele, T. R., Ogunjuyigbe, A. S. O., & Alao, M. A. (2017). Life cycle assessment of waste-to-energy (WtE) technologies for electricity generation using municipal solid waste in Nigeria. Applied Energy, 201, 200–218. https://doi.org/10.1016/J.APENERGY.2017.05.097

Boumanchar, I., Chhiti, Y., M'hamdi Alaoui, F. E., el Ouinani, A., Sahibed-Dine, A., Bentiss, F., Jama, C., & Bensitel, M. (2017). Effect of materials mixture on the higher heating value: Case of biomass, biochar and municipal solid waste. Waste Management, 61, 78–86. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.012

Brás, I., Silva, M. E., Lobo, G., Cordeiro, A., Faria, M., & de Lemos, L. T. (2017). Refuse Derived Fuel from Municipal Solid Waste rejected fractions- a Case Study. Energy Procedia, 120, 349–356. https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.07.227

Budyk, Y., & Fullana, A. (2019). Hydrothermal carbonization of disposable diapers. Journal of Environmental Chemical Engineering, 7(5). https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103341

CEAMSE. (2019). Cómputos CEAMSE. https://www.ceamse.gov.ar/

CEAMSE. Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado. (2021). Estaciones de transferencia CEAMSE. https://www.ceamse.gov.ar/area-de-cobertura/estaciones-de-transferencia/

CEAMSE. Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado. (2022a). Complejo Ambiental González Catán. https://www.ceamse.gov.ar/area-de-cobertura/gonzalez-catan/

CEAMSE. Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado. (2022b). Complejo Ambiental Norte III. https://www.ceamse.gov.ar/area-de-cobertura/norte-iii/

CEAMSE. Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado. (2022c). Complejos Ambientales. https://www.ceamse.gov.ar/area-de-cobertura/complejos-ambientales/

Cherubini, F., Bargigli, S., & Ulgiati, S. (2009). Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. Energy, 34(12), 2116–2123. https://doi.org/10.1016/j.energy.2008.08.023

CIECTI. Centro Interdisciplinario de Estudios en Ciencia Tecnología e Innovación. (2015). Estrategias sustentables y viables para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos. Planta Piloto de Ingeniería Química, PLAPIQUI (UNS-CONICET). http://www.ciecti.org.ar/wp-content/uploads/2016/09/CIECTI-Proyecto-PLAPIQUI.pdf

di Lonardo, M. C., Franzese, M., Costa, G., Gavasci, R., & Lombardi, F. (2016). The application of SRF vs. RDF classification and specifications to the material flows of two mechanical-biological treatment plants of Rome: Comparison and implications. Waste Management, 47, 195–205. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2015.07.018

Edo-Alcón, N., Gallardo, A., & Colomer-Mendoza, F. J. (2016). Characterization of SRF from MBT plants: Influence of the input waste and of the processing technologies. Fuel Processing Technology, 153, 19–27. https://doi.org/10.1016/J.FUPROC.2016.07.028

Erses Yay, A. S. (2015). Application of life cycle assessment (LCA) for municipal solid waste management: A case study of Sakarya. Journal of Cleaner Production, 94, 284–293. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.089

FIUBA-CEAMSE. (2016). Estudio de calidad de los residuos sólidos urbanos (RSU) de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires 2015. https://www.ceamse.gov.ar/wp-content/uploads/2017/05/I.Final-ECRSU-CABA-FIUBA-2015-NOV-16.pdf

Flamme, S., & Geiping, J. (2012). Quality standards and requirements for solid recovered fuels: A review. Waste Management & Research, 30(4), 335–353. https://doi.org/10.1177/0734242X12440481

Garcés, D., Díaz, E., Sastre, H., Ordóñez, S., & González-LaFuente, J. M. (2016). Evaluation of the potential of different high calorific waste fractions for the preparation of solid recovered fuels. Waste Management, 47, 164–173. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.08.029

GCABA. Gobierno de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires. (2021, March 20). El circuito de los materiales reciclables. https://www.buenosaires.gob.ar/ciudadverde/noticias/el-circuito-de-los-materiales-reciclables-los-recuperadores-urbanos-y-los

Ionescu, G., Rada, E. C., Ragazzi, M., Mărculescu, C., Badea, A., & Apostol, T. (2013). Integrated municipal solid waste scenario model using advanced pretreatment and waste to energy processes. Energy Conversion and Management, 76, 1083–1092. https://doi.org/10.1016/j.enconman.2013.08.049

ISO. International Organization for Standardization. (2021). ISO 21640:2021(E). Solid recovered fuels-Specifications and classes Combustibles solides de récupération-Spécifications et classes. www.iso.org

Istrate, I. R., Medina-Martos, E., Galvez-Martos, J. L., & Dufour, J. (2021). Assessment of the energy recovery potential of municipal solid waste under future scenarios. Applied Energy, 293, 116915. https://doi.org/10.1016/J.APENERGY.2021.116915

Jain, P., Dyson, B., Tolaymat, T., & Ingwersen, W. (2015). A Comparative Analysis of Life-Cycle Assessment Tools for End-of-Life Materials Management Systems. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Cincinnati, OH. https://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/P100NE5E.pdf

López de Munain, D., Castelo, B., & Ruggerio, C. A. (2021). Social metabolism and material flow analysis applied to waste management: A study case of Autonomous City of Buenos Aires, Argentina. Waste Management, 126, 843–852. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2021.04.014

Ma, W., Hoffmann, G., Schirmer, M., Chen, G., & Rotter, V. S. (2010). Chlorine characterization and thermal behavior in MSW and RDF. Journal of Hazardous Materials, 178(1–3), 489–498. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.01.108

Montejo, C., Costa, C., Ramos, P., & Márquez, M. D. C. (2011). Analysis and comparison of municipal solid waste and reject fraction as fuels for incineration plants. Applied Thermal Engineering, 31(13), 2135–2140. https://doi.org/10.1016/J.APPLTHERMALENG.2011.03.041

Nasrullah, M., Hurme, M., Oinas, P., Hannula, J., & Vainikka, P. (2017). Influence of input waste feedstock on solid recovered fuel production in a mechanical treatment plant. Fuel Processing Technology, 163, 35–44. https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2017.03.034

Nasrullah, M., Vainikka, P., Hannula, J., & Hurme, M. (2015). Elemental balance of SRF production process: Solid recovered fuel produced from commercial and industrial waste. Fuel, 145, 1–11. https://doi.org/10.1016/J.FUEL.2014.12.071

Office of Air Quality Planning and Standards.U.S. Environmental Protection Agency. (2011). Available and emerging technologies for reducing greenhouse gas emissions from municipal solid waste landfills. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/landfills.pdf

Ranieri, E., Ionescu, G., Fedele, A., Palmieri, E., Ranieri, A. C., & Campanaro, V. (2017). Sampling, characterisation and processing of solid recovered fuel production from municipal solid waste: An Italian plant case study. Waste Management and Research, 35(8), 890–898. https://doi.org/10.1177/0734242X17716276

Rosso. (2020, April 30). Economía circular, energía y residuos: desafíos para la nueva década. Evento webinar de la Cámara Empresaria De Medio Ambiente.

Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. (2005). Estrategia Nacional para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos. https://www.argentina.gob.ar/ambiente/control/estrategia-nacional

Shi, H., Mahinpey, N., Aqsha, A., & Silbermann, R. (2016). Characterization, thermochemical conversion studies, and heating value modelling of municipal solid waste. Waste Management, 48, 34–47. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.09.036

Slagstad, H., & Brattebø, H. (2013). Influence of assumptions about household waste composition in waste management LCAs. Waste Management, 33(1), 212–219. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2012.09.020

Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J. P., Morcet, M., Aran, C., Graff, C., Golvan, Y. M. le, & Hebe, I. (2006). Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems? Waste Management, 26(5), 516–525. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.07.021

Tchobanoglous, G., Theisen, H., & Vigil, S. (1994). Gestión Integral de Residuos Sólidos. McGraw-Hill.

Teixeira Coelho, S., Sanches Pereira, A., Hugo Bouille, D., Mani, S. K., Yesica Recalde, M., Armando Savino, A., & Stafford, W. H. (2020). Municipal Solid Waste Energy Conversion in Developing Countries: Technologies, Best Practices, Challenges and Policy (J. Hayton, Ed.). El Servier.

The World Bank. (2015). Diagnóstico de la Gestión Integral de residuos sólidos urbanos en la Argentina. http://ars.org.ar/documentos-download/Banco%20mundial%20Diagn%C3%B3stico%20de%20la%20Gesti%C3%B3n%20Integral%20de%20RSU%20en%20Argentina%20BM%20-%20Jul%202015.pdf

Capítulo 5: CONCLUSIONES

Este trabajo se propuso analizar los impactos ambientales de la valorización energética de RSU y su influencia en el sistema eléctrico argentino, considerando que los RSU pueden constituirse en recursos para la generación de electricidad mediante diferentes tecnologías WtE; que la valorización energética puede formar parte de una gestión integral de RSU que complementa al reciclaje de materiales, ayudando a disminuir las cantidades enviadas a disposición final, que colabora con la disminución de las emisiones de GEI al reemplazar energía generada a partir de combustibles fósiles y que pueden aportar al cumplimiento de las metas de cobertura de la demanda eléctrica con fuentes renovables al considerarlos como tal, al menos en un 40%.

Se tomó como caso de estudio a la RMBA ya que permitió llevar a cabo un estudio de caracterización de los RSU y determinar las propiedades físicas y químicas relevantes para evaluar su potencial de valorización energética. También porque es el conglomerado urbano que concentra mayor población y actividades económicas, y por lo tanto es la región con mayor generación de RSU y demanda de energía eléctrica.

A modo de conclusión se comentan los principales puntos del estudio:

a) Respecto de la evaluación de las alternativas de gestión de residuos.

Se reconoció la complejidad del sistema de gestión de residuos de la RMBA, que demanda soluciones que implican variedad de tecnologías de tratamiento y la reducción de la disposición final de los mismos, aplicando la jerarquía de su gestión sustentable.

El aprovechamiento de la FIRSU para la producción de CDR mostró alcanzar los mayores rendimientos energéticos, sobre todo si se incluye CDR producido con RINE. También este aprovechamiento mostró menores impactos ambientales en relación al sistema actual, cuando se utiliza una matriz eléctrica con una penetración de combustibles fósiles media y alta.

La incorporación de plantas TMB a la gestión de RSU (alternativas TMB-CDR y su sub-alternativa TMB-CDR-RINE) permite producir CDR, mejorando la calidad del material a valorizar energéticamente, y disminuir la cantidad de FORSU enviada a relleno

sanitario y las emisiones de CH_4 asociadas (siempre que se complete el período de bioestabilización). Sin embargo, no mejora la tasa de reciclaje, ya que los porcentajes de materiales enviados a tal fin siguen siendo bajos en relación al total de RSU gestionados.

b) Respecto del cumplimiento de las metas de disminución de disposición final de RSU y su impacto en las alternativas de gestión.

En las condiciones actuales de los circuitos formales de gestión de los municipios, el cumplimiento de las metas de disminución establecidas en las normativas de la CABA y de la provincia de Buenos Aires parece lejano. La CABA es la jurisdicción que más avances mostró en los últimos 10 años.

Si pudiesen cumplirse las metas de disminución, al menos parcialmente, se modificaría la composición del material a procesar, afectando principalmente a la alternativa de gestión que considera la valorización de RSU mezclados ya que aumenta la participación de los residuos orgánicos (poda y jardín, desechos de alimentos y residuos sanitarios). Estos cambios de composición tienen como consecuencia un incremento en el contenido de humedad, convirtiéndolos en material no recomendado para la termovalorización. El aprovechamiento de FIRSU para producción de CDR también se vería afectado, disminuyendo en términos absolutos la energía generada por la planta de incineración en lecho fluidizado propuesta. Sin embargo, su rendimiento energético seguiría siendo mayor que el alcanzado por la planta de incineración en bruto.

De acuerdo con los puntos (a) y (b), tanto en lo referido a los impactos ambientales como a los aspectos energéticos, para la RMBA, la producción de CDR parece ser una opción más adecuada frente a la WtE tradicional (IP).

c) Respecto del impacto de las alternativas de gestión en el sistema eléctrico.

La incorporación de tecnologías WtE a la gestión de residuos de la RMBA, permitiría duplicar o triplicar la participación de fuentes renovables en su estructura de generación de electricidad, ya que los energéticos empleados (RSU) son entre un 21% y un 58% de origen biogénico. Esto supone evitar la emisión de CO_2e de origen

fósil en plantas térmicas convencionales. Los valores finales de estos ahorros dependen de la alternativa de gestión y la composición específica de los residuos.

A nivel país, con las capacidades de planta aquí propuestas, se generarían impactos poco significativos. Sin embargo, considerando el total de RSU generado y de acuerdo con la caracterización de los RSU realizada, los residuos de la RMBA tienen un gran potencial energético.

d) Respecto de la metodología utilizada.

Se evidencia la importancia de realizar estudios de caracterización sobre los RSU que sirvan como base para el modelaje de alternativas de gestión y la evaluación de sus implicancias ambientales y energéticas. El uso de datos genéricos o teóricos puede dar resultados alejados de la realidad local. Por ejemplo, el estudio de caracterización aquí realizado permitió reconocer grandes variaciones entre el poder calorífico medido sobre las muestras y el estimado a partir de la fórmula de Dulong (hasta un 170%).

El estudio se realizó a escala regional, pero se partió de un análisis exhaustivo de la situación de cada jurisdicción que la integra. Esto permitió determinar las bases para las proyecciones considerando sus características específicas en lo referente a la gestión local de los RSU.

La metodología de ACV y los flujos de masa asociados permitieron llevar a cabo un análisis integral sobre las implicancias ambientales y energéticas de la incorporación de las tecnologías WtE en el sistema de gestión de residuos, así como del impacto que las políticas de reciclaje pueden tener en tales tecnologías. Por ello, se la considera una herramienta útil para soportar la toma de decisiones en relación a la incorporación de alternativas de valorización energética de los RSU. Sin embargo, el programa de ACV bajo licencia académica aquí utilizado presenta ciertas limitaciones que deben ser consideradas.

Las alternativas de gestión de residuos deben ser complementadas con una evaluación socioeconómica que permita también valorar sus aspectos financieros, sus costos y aspectos sociales.

Comentarios finales

Dada la gran cantidad de RSU que genera la región y su alta demanda eléctrica, es importante que se tomen medidas para diversificar su matriz y aprovechar los recursos que conforman el sumidero de residuos más grande del país. Hoy esos recursos están siendo desaprovechados, tanto para reciclaje como para la recuperación energética.

Con este estudio se mostró que, incluso incorporando varias plantas WtE con las máximas capacidades de procesamiento que operan en la actualidad y considerando el cumplimiento de las metas de disminución establecidas en la normativa, se seguirán enviando grandes cantidades de RSU a relleno sanitario. Es decir que la incorporación de estas tecnologías colabora, pero no soluciona la problemática de "¿Qué hacer con los residuos?". Por el contrario, deben ser parte de una estrategia más amplia y diversa, tendiente a cumplir la jerarquía de la gestión de residuos y adecuada al contexto local. En este sentido, con la implementación de políticas de reciclaje se incrementa la participación de la FORSU en la composición de los RSU, modificando parámetros determinantes para la valorización energética los que los hacen no recomendables para el tratamiento térmico, por lo que es necesario considerar otras tecnologías WtE que puedan aprovechar dicha fracción. Resulta necesario indagar sobre la aplicabilidad de tecnologías de valorización bioquímicas. Por ejemplo, la digestión anaeróbica. En la actualidad esta tecnología se aplica en Argentina, pero de forma muy limitada.

Se mostró que el material procesado en todas las WtE puede ser considerado en mayor o menor medida como fuente renovable. Sin embargo, hoy existe una incerteza sobre las políticas de incorporación de WtE térmicas y su consideración como plantas que operan, al menos parcialmente a partir de fuentes renovables. Esto es determinante para poder hacer uso de los instrumentos económicos de promoción establecidos en la ley de fomento a las energías renovables. Sobre todo, considerando los elevados costos de inversión de este tipo de plantas.

Por otro lado, para la incorporación de estas tecnologías se requiere adecuar el marco normativo, no sólo respecto de las emisiones, sino también respecto de la calidad de los materiales a ser procesados. En este estudio los resultados se compararon con normativas europeas.

Evaluar la incorporación de tecnologías WtE en el sistema eléctrico argentino resulta una tarea compleja. Múltiples aspectos deben ser tenidos en cuenta: ambientales, energéticos, sociales, económicos y financieros. Además, responden a escalas de análisis muy diferentes. La gestión de residuos se realiza a nivel local o regional, mientras que el sistema eléctrico corresponde a un nivel nacional.

Por último, este trabajo es una primera aproximación a una evaluación de la incorporación de las tecnologías WtE en la gestión de residuos de la RMBA. Para que sus resultados puedan considerarse en la toma decisiones es necesario ajustar el ACV utilizando una herramienta que permita aplicar la matriz eléctrica específica de Argentina.

ANEXO 1

A.1. Cálculos para el Inventario del Ciclo de Vida

En este anexo se presentan los cálculos y factores de emisión y de demanda de materiales e insumos para el inventario del Ciclo de Vida. Éstos fueron extraídos de (Golder Associates (UK) Ltd, 2014).

A.1.1 Demanda de materiales

Contenedores de residuos

Para determinar la cantidad de materiales empleados en la construcción de los contenedores utilizados en la recolección de residuos de la CABA se aplica la Ecuación A. 1. Los factores (FCC_i) para los materiales de construcción de los contenedores se presentan en la Tabla F. 1 (apartado A.1.4 *Tablas de factores*).

$$MCC_i = \#C * \frac{1}{VUC} * FCC_i \qquad \textit{Ecuación A. 1}$$

Donde

MCC_i *es la masa (kg) del material i empleado para la construcción del contenedor*

$\#C$ *es la cantidad total de contenedores definida en función de su capacidad y el total de residuos a disponer*

VUC *es la vida útil del contenedor (años)*

FCC_i *es un factor equivalente a la cantidad (kg) de material i empleado para fabricar 1 (uno) contenedor*

Vehículos de recolección y transporte

La demanda de materiales debidas a la construcción de los diferentes vehículos empleados en la recolección y transporte se calcula aplicando la Ecuación A. 2. Los valores de los factores FCV_{ij} se presentan en la *Tabla F. 2* (apartado A.1.4 *Tablas de factores*).

$$MCV_{ij} = \frac{DA_j}{VUV_j} * FCV_{ij}$$ *Ecuación A. 2*

Donde

MCV_{ij} *es la masa (kg) del material i empleado para la construcción del tipo de vehículo j*

DA_j *es la distancia acumulada anual recorrida (km) por el tipo de vehículo j*

VUV_j *es la vida útil del vehículo j (años)*

FCV_{ij} *es un factor equivalente a la cantidad (kg) de material i empleado para fabricar 1 (uno) vehículo j*

Por otro lado, la entrada y salida de materiales utilizados para el mantenimiento de los vehículos se calcula a partir de las ecuaciones Ecuación A. 3 y Ecuación A. 4, respectivamente. Los valores de los factores $FMVe_{ij}$ y $FMVs_{ij}$ para cada tipo de vehículo considerado se presentan en el apartado A.1.4 *Tablas de factores*, en la *Tabla F. 3*.

$$MVe_{ij} = \frac{DA_j}{10.000} * FMVe_{ij}$$ *Ecuación A. 3*

Donde

MVe_{ij} *es la masa (kg) del material i empleado para las tareas del mantenimiento del vehículo j*

DA_j *es la distancia acumulada anual recorrida (km) por el vehículo j*

$FMVe_{ij}$ *es un factor equivalente a la cantidad (kg) de material i que ingresa al sistema debido al mantenimiento del vehículo j*

10.000*, factor incluido para expresar los resultados en kg cada 10.000 km*

$$MVs_{ij} = \frac{DA_j}{10.000} * FMVs_{ij}$$ *Ecuación A. 4*

Donde

MVs_{ij} es la cantidad (kg) del material i que se produce como resultado de las tareas del mantenimiento del vehículo j

DA_j es la distancia acumulada anual recorrida (km) por el vehículo j

$FMVe_{ij}$ es un factor equivalente a la cantidad (kg) de material i que sale del sistema debido al mantenimiento del vehículo j

10.000*, factor incluido para expresar los resultados en kg cada 10.000 km*

Instalaciones

La demanda de materiales para la construcción de las diversas instalaciones (excepto rellenos sanitarios) se calcula a partir de la Ecuación A. 5. Los valores de los factores FCI_{ij} correspondientes a cada tipo de instalación, se presentan en la Tabla F. 4, en el apartado A.1.4 *Tablas de factores*.

$$MCI_{ij} = \frac{CapI_j}{CapMax_j} * \frac{m_{ij}}{CapI_j} * \frac{1}{VUI_j} * FCI_{ij} \qquad \text{Ecuación A. 5}$$

Donde

MCI_{ij} es la masa (kg) del material i empleado para la construcción de la instalación j

$CapI_j$ es la capacidad (kg) de procesamiento de la instalación j (definida por el usuario)

$CapMax_j$ es la capacidad máxima (kg) de procesamiento de la instalación j (definida por defecto en el programa WRATE)

m_{ij} es la masa l (kg) del material i que ingresa al proceso que ocurre en la instalación j (con capacidad definida por el usuario)

VUI_j es la vida útil de la instalación j

FCI_{ij} es un factor equivalente a la cantidad (kg) de material i empleado para la construcción de una instalación j con capacidad máxima $CapMax_j$

Las entradas y salidas del sistema debido a las tareas de mantenimiento de las instalaciones (excepto rellenos sanitarios) se calculan de acuerdo a las ecuaciones Ecuación A. 6 y Ecuación A. 7, respectivamente. Los valores de los factores $FMIe_{ij}$ y

$FMIs_{ij}$ correspondientes a cada tipo de instalación se presentan en la Tabla F. 5 (apartado A.1.4 *Tablas de factores*).

$$MMIe_{ij} = \frac{CapI_j}{CapMax_j} * \frac{me_{ij}}{CapI_j} * FMIe_{ij}$$ *Ecuación A. 6*

Donde

$MMIe_{ij}$ *es la masa (kg) del material i empleado para las tareas de mantenimiento de la instalación j*

$CapI_j$ *es la capacidad (kg) de procesamiento de la instalación j (definida por el usuario)*

$CapMax_j$ *es la capacidad máxima (kg) de procesamiento de la instalación j (definida por defecto en el programa WRATE)*

me_{ij} *es la masa (kg) del material i que ingresa al proceso que ocurre en la instalación j (con capacidad definida por el usuario)*

$FMIe_{ij}$ *es un factor equivalente a la cantidad (kg) de material i empleado para las tareas de mantenimiento de una instalación j con capacidad máxima* $CapMax_j$

$$MMIs_{ij} = \frac{CapI_j}{CapMax_j} * \frac{ms_{ij}}{CapI_j} * FMIs_{ij}$$ *Ecuación A. 7*

Donde

$MMIs_{ij}$ *es la cantidad (kg) del material i empleado para las tareas de mantenimiento de la instalación j*

$CapI_j$ *es la capacidad (kg) de procesamiento de la instalación j (definida por el usuario)*

$CapMax_j$ *es la capacidad máxima (kg) de procesamiento de la instalación j definida por defecto en el programa WRATE)*

ms_{ij} *es la masa total (kg) del material i que sale del proceso que ocurre en la instalación j (con capacidad definida por el usuario)*

$FMIs_{ij}$ *es un factor equivalente a la cantidad (kg) de material i resultante de las tareas de mantenimiento de una instalación j con capacidad máxima*$CapMax_j$

Para calcular la demanda de materiales para la construcción del relleno sanitario el programa WRATE emplea una serie de algoritmos complejos que no serán descritos aquí. Sin embargo, es importante mencionar que para su construcción se demanda asfalto, arcilla, hormigón armado, acero y madera. También se considera una cobertura de suelo final con geomembrana HDPE.

A.1.2 Demanda de insumos

Respecto de las entradas y salidas del sistema debido a las tareas de operación de las instalaciones (excepto rellenos sanitarios), para su cálculo se aplica la Ecuación A. 8:

$$DIn_{ij} = \frac{m_{ij}}{M_{ij}} * FIn_{ij} \qquad \textit{Ecuación A. 8}$$

Donde

DIn_{ij} *es la demanda del insumo i en la instalación j (medida en unidades de masa o energía, según corresponda)*

m_{ij} *es la masa (kg) del material i que ingresan al proceso que ocurre en la instalación j (con capacidad definida por el usuario)*

M_{ji} *es la masa (kg) que ingresa al proceso de la instalación j* (*con capacidad de procesamiento máxima definida por defecto en el programa WRATE)*

FIn_{ij} *es un factor equivalente a la demanda del insumo i (medida en unidades de masa o energía, según corresponda) para las tareas de operación de una instalación j* (*con capacidad de procesamiento máxima definida por defecto en el programa WRATE)*

Los valores de los factores FIn_{ij} correspondientes a insumos materiales para las estaciones de transferencia, centros verdes, planta TMB y planta de reciclaje se presentan en la Tabla F. 6 y los correspondientes a demanda de energía, se presentan en la Taba F. 7 (apartado A.1.4 *Tablas de factores*). Los valores FIn_{ij} de insumos materiales para las plantas de incineración (en parrilla y lecho fluidizado) se presentan en la Tabla F. 8 y en la Tabla F. 9 se presentan los correspondientes a demanda de energía eléctrica (apartado A.1.4 *Tablas de factores*).

Durante la operación en los rellenos sanitarios se emplea máquina compactadora de ruedas de acero (sobre orugas) para nivelar y compactar los residuos, asimismo se emplea pala mecánica para acomodar y dar forma a las celdas y colocar la cubierta diaria (arcilla) sobre los mismos. Los materiales reemplazados debido al desgaste de la maquinaria son acero, goma y aceite.

A.1.3 Flujos de materiales resultantes de los procesos

Planta TMB

De la etapa mecánica de la planta TMB surgen dos flujos de salida: metales (ferrosos y no ferrosos) y fracción con alto poder calorífico (la FIRSU). El valor de estos flujos se determina de acuerdo a las ecuaciones Ecuación A. 9 y Ecuación A. 10, respectivamente. Los valores correspondientes al factor FR_i y fr_ise presentan en las Tabla F. 10 y Tabla F. 11, respectivamente (apartado A.1.4 *Tablas de factores*).

$$MR_i = \frac{mM_i}{MM_i} * FR_i \qquad \textit{Ecuación A. 9}$$

Donde

MR_i *es la masa (kg) del metal i recuperado en la etapa mecánica de la planta TMB*

mM_i *es la masa (kg) del metal i que ingresa a la etapa mecánica, de acuerdo a la composición de RSU definida por el usuario*

MM_i *es la masa (kg) del metal i que ingresa a la etapa mecánica, de acuerdo a la composición de RSU definida por defecto por WRATE*

FR_i *es un factor equivalente a la cantidad (kg) del metal i que se recupera en la etapa mecánica (en una instalación con capacidad de procesamiento máxima definida por defecto en el programa WRATE)*

$$FIRSU = \sum_{i=o}^{n} mC_i * fr_i \qquad \textit{Ecuación A. 10}$$

Donde

$FIRSU$ es la masa (kg) de la fracción con alto poder calorífico recuperada en la etapa mecánica de la planta TMB

mC_i es la masa (kg) del componente i que ingresa a la etapa mecánica, de acuerdo a la composición de RSU definida por el usuario

fr_i es el factor de recuperación del componente i de la FIRSU

La fracción de material enviado a bioestabilización (la FORSU) se calcula aplicando la Ecuación A. 11. Los valores de MC_i y FB_i se presentan en la Tabla F. 12 presentada en el apartado A.1.4 *Tablas de factores*.

$$FORSU = \sum_{I=0}^{n} \frac{mC_i}{MC_i} * FB_i \qquad \textit{Ecuación A. 11}$$

Donde

$FORSU$ es la masa (kg) de la fracción de RSU enviados a bioestabilización en la etapa mecánica

mC_i es la masa (kg) del componente i que ingresa a la etapa mecánica, de acuerdo a la composición de RSU definida por el usuario

MC_i es la masa (kg) del componente i que ingresa a la etapa mecánica (en una instalación con capacidad de procesamiento máxima definida por defecto en el programa WRATE)

FB_i es un factor equivalente a la cantidad (kg) del componente i que se envía a bioestablización (en una instalación con capacidad de procesamiento máxima definida por defecto en el programa WRATE)

El flujo total de salida del tratamiento biológico se calcula aplicando la Ecuación A. 12:

$$Bio_T = Bio_N + Bio_B + Bio_T \qquad \textit{Ecuación A. 12}$$

Donde

Bio_T es la masa (kg) de material bioestabilizado resultante de la etapa biológica de la planta TMB

Bio_N es la masa (kg) de material bioestabilizado, proveniente de componentes de RSU no biodegradables

Bio_B es la masa (kg) de material bioestabilizado, proveniente de componentes de RSU biodegradables

Bio_T es la masa (kg) de material bioestabilizado, proveniente del componente materiales textiles de los RSU

La masa de material bioestabilizado proveniente de componentes de RSU no biodegradables (Bio_N) se determina a partir de la Ecuación A. 13. Se incluye entre los componentes no biodegradables a: plásticos (film y densos), combustibles, no combustibles, vidrio, metales ferrosos y no ferrosos, residuos peligrosos y residuos eléctricos y electrónicos. Para los componentes de RSU biodegradables (Bio_B), a excepción de los materiales textiles, se aplica la Ecuación A. 14. Para el componente materiales textiles (Bio_T) se aplica la Ecuación A. 15. En las ecuaciones Ecuación A. 14 y Ecuación A. 15 los factores $FBioSubC_{Bj}$ y $FBioSubC_{Tj}$, que multiplican a las masas de los componentes de RSU, tiene que ver con la tasa de degradación de cada uno (incluidas por defecto en WRATE), sus valores $FBioSubC_{Tj}$ así como los $FBio_{Ni}$ se presentan en la Tabla F. 13 (apartado A.1.4 *Tablas de factores*).

$$Bio_N = \sum_{i=0}^{n} \frac{mC_{Ni}}{MC_{Ni}} * FBio_{Ni}$$ *Ecuación A. 13*

Donde

Bio_N es la masa (kg) de material bioestabilizado, proveniente de componentes de RSU no biodegradables

mC_{Ni} es la masa (kg) del componente i no biodegradable que ingresa a la etapa biológica, de acuerdo a la composición de RSU definida por el usuario

MC_{Ni} es la masa (kg) del componente i que ingresa a la etapa biológica (en una instalación con capacidad de procesamiento máxima incluida por defecto en el programa WRATE)

$FBio_{Ni}$ es un factor equivalente a la cantidad (kg) de material bioestabilizado obtenido a partir del componente no biodegradable i (en una instalación con capacidad de procesamiento máxima definida por defecto en el programa WRATE)

$$Bio_B = \sum_{i=0}^{n} mC_{Bi} - \sum_{j=0}^{n} \left(\frac{FBioSubC_{Bj}}{100} * min(tr, 100) * mSubC_{Bj} \right) \qquad \text{Ecuación A. 14}$$

Donde

Bio_B es la masa (kg) de material bioestabilizado, proveniente de componentes de RSU biodegradables

mC_{Bi} es la masa (kg) del componente i biodegradable que ingresa a la etapa biológica, de acuerdo a la composición de RSU definida por el usuario

$FBioSubC_{Bj}$ es un factor equivalente a la cantidad (kg) de material bioestabilizado obtenido a partir del subcomponente j (del componente biodegradable i), en una instalación con capacidad de procesamiento máxima definida por defecto en el programa WRATE

$min(tr, 100)$ es el valor mínimo entre el tiempo de residencia (tr) del tratamiento biológico (expresado en días y asignado por el usuario) y 100 (tiempo máximo de residencia definido en WRATE)

$msubC_{Bj}$ es la masa (kg) del del subcomponente j (del componente biodegradable i), de acuerdo a la composición de RSU definida por el usuario

$$Bio_T = mT - \left(\frac{FBioSubC_{Tj}}{100} * min(tr, 100) * mSubC_{Tj} * 0{,}5 \right) \qquad \text{Ecuación A. 15}$$

Donde

Bio_T es la masa (kg) de material bioestabilizado, proveniente de componentes materiales textiles de RSU

mT es la masa (kg) del componente materiales textiles que ingresa a la etapa biológica, de acuerdo a la composición de RSU definida por el usuario

$FBioSubC_{Tj}$ es un factor equivalente a la cantidad (kg) de material bioestabilizado obtenido a partir del subcomponente j (del componente materiales textiles), en una instalación con capacidad de procesamiento máxima definida por defecto en el programa WRATE

$min(tr, 100)$ es el valor mínimo entre el tiempo de residencia (tr) del tratamiento biológico (expresado en días y asignado por el usuario) y 100 (tiempo máximo de residencia definido en WRATE)

$msubC_{Tj}$ es la masa (kg) del del subcomponente j (del componente materiales textiles), de acuerdo a la composición de RSU definida por el usuario

Planta de incineración en parrilla

En la planta de incineración en parrilla se generan como residuos del proceso RSU rechazados, agua residual, residuos del tratamiento de gases (cenizas volantes) y cenizas de fondo (generales, de metales ferrosos y de metales no ferrosos). Los residuos rechazados y el agua residual se calculan aplicando la Ecuación A. 16. Los valores de los factores FR_{Ii} se presentan en la Tabla F. 13 (apartado A.1.4 *Tablas de factores*).

$$R_I = \frac{m_I}{M_I} * FR_{Ii} \qquad \textit{Ecuación A. 16}$$

Donde

R_{Ii} es la masa (kg) de residuos (residuos rechazados o agua, respectivamente) generados en el proceso de incineración en parrilla

m_I es la masa (kg) de materiales que ingresan al proceso de incineración en parrilla (con capacidad definida por el usuario)

M_I es la masa (kg) que ingresa al proceso de incineración en parrilla (con capacidad de procesamiento máxima incluida por defecto en el programa WRATE)

FR_{Ii} es un factor equivalente a la cantidad (kg) de residuos (residuos rechazados o agua, respectivamente) en el proceso de incineración (de una instalación con capacidad de procesamiento máxima incluida por defecto en el programa WRATE)

Para determinar la cantidad de residuos del tratamiento de gases generados se aplica la Ecuación A. 17.

$$Rtg_I = c_t * 0{,}9 + m_I * 0{,}0025 \qquad \textit{Ecuación A. 17}$$

Donde

Rtg_I es la masa (kg) de residuos del tratamiento de gases generados por el proceso de incineración

c_t es la masa (kg) de ceniza que resultaría de la quema de todos los residuos que ingresan al proceso de incineración

m_I es la masa (kg) de materiales que ingresan al proceso de incineración (con capacidad definida por el usuario)

$0{,}9$ *y* $0{,}0025$ *son parámetros del proceso definidos por defecto en WRATE*

Para determinar la cantidad total de cenizas de fondo se aplica la Ecuación A. 18.

$$cf_T = cf_g + c_{fFe} + c_{fnoFe} \qquad \textit{Ecuación A. 18}$$

Donde

cf_T es la masa total (kg) de cenizas de fondo generadas durante el proceso de incineración en parrilla

cf_g es la masa (kg) de cenizas de fondo generales formadas a partir de metales ferrosos

c_{fFe} es la masa (kg) de cenizas de fondo generadas a partir de metales ferrosos

c_{fnoFe} es la masa (kg) de cenizas de fondo generadas a partir de metales no ferrosos

La masa de cenizas de fondo generales y las producidas a partir de metales ferrosos y no ferrosos se obtienen aplicando las ecuaciones Ecuación A. 19, Ecuación A. 20 y Ecuación A. 21, respectivamente.

$$cf_g = c_t * 0{,}91 + (m_{noFe} + RDF_{pl}) * 0{,}05 + 0{,}2 * (m_{Fe} + RDF_p + c_t * 0{,}91 + m_{noFe} + RDF_{pl}) \quad \textit{Ecuación A. 19}$$

Donde

cf_g *es la masa (kg) de cenizas de fondo generales formadas a partir de metales ferrosos en la planta de incineración en parrilla*

c_t *es la masa (kg) de ceniza que resultaría de la quema de todos los residuos que ingresan al proceso de incineración*

m_{noFe} *es la masa (kg) de metales no ferrosos que ingresa al proceso de incineración, determinada en función de la composición de RSU definida por el usuario*

RDF_{pl} *es la masa (kg) de RDF de plástico que podría ingresar al proceso*

m_{Fe} *es la masa (kg) de metales ferrosos que ingresa al proceso de incineración, determinada en función de la composición de RSU definida por el usuario*

RDF_p *es la masa (kg) de RDF de papel y cartón que podría ingresar al proceso*

$0{,}91$*;* $0{,}05$ *y* $0{,}2$ *son parámetros del proceso definidos por defecto en WRATE*

$$c_{fFe} = m_{Fe} + RDF_p \quad \textit{Ecuación A. 20}$$

Donde

c_{fFe} *es la masa (kg) de cenizas de fondo generadas a partir de metales ferrosos en la planta de incineración en parrilla*

m_{Fe} *es la masa (kg) de metales ferrosos que ingresa al proceso de incineración, determinada en función de la composición de RSU definida por el usuario*

RDF_p *es la masa (kg) de RDF de papel y cartón que podría ingresar al proceso*

$$c_{fnoFe} = m_{noFe} + RDF_{pl} \quad \textit{Ecuación A. 21}$$

Donde

c_{fnoFe} *e la masa (kg) de cenizas de fondo generadas a partir de metales no ferrosos en la planta de incineración en parrilla*

m_{noFe} *es la masa (kg) de metales no ferrosos que ingresa al proceso de incineración, determinada en función de la composición de RSU definida por el usuario*

RDF_{pl} *es la masa (kg) de RDF de plástico que podría ingresar al proceso*

Planta incineración en lecho fluidizado

En la planta de incineración en lecho fluidizado se generan como residuos del proceso metales ferrosos y no ferrosos, residuos del tratamiento de gases (cenizas volantes) y cenizas de fondo (generales, de metales ferrosos y de metales no ferrosos). Para determinar la cantidad de residuos del tratamiento de gases generados en la planta de incineración en lecho fluidizado también se emplea la Ecuación A. 17. La masa de metales ferrosos y no ferrosos se determina a partir de las ecuaciones Ecuación A. 22 y Ecuación A. 23, respectivamente.

$$M_{Fe} = (m_{Fe} + RDF_{pl}) * 0{,}115 \qquad \textit{Ecuación A. 22}$$

Donde

M_{Fe} *es la masa (kg) de metales ferrosos susceptibles de ser recuperados en la etapa de acondicionamiento de CDR*

m_{Fe} *es la masa (kg) de metales ferrosos que ingresa al proceso, determinada en función de la composición de RSU definida por el usuario*

RDF_{pl} *es la masa (kg) de RDF de plástico que podría ingresar al proceso*

$0{,}115$ *es un parámetro del proceso definido por defecto en WRATE*

$$M_{noFe} = (m_{noFe} + RDF_{p}) * 0{,}55 \qquad \textit{Ecuación A. 23}$$

Donde

M_{noFe} e la masa (kg) de metales no ferrosos susceptibles de ser recuperados en la etapa de acondicionamiento de CDR

m_{noFe} es la masa (kg) de metales no ferrosos que ingresa al proceso, determinada en función de la composición de RSU definida por el usuario

RDF_p es la masa (kg) de RDF de papel y cartón que podría ingresar al proceso

Para determinar la cantidad total de cenizas de fondo se aplica la Ecuación A. 24.

$$cf_{TLF} = cf_{gLF} + c_{fFeLF} + c_{fnoFeLF} \qquad \textit{Ecuación A. 24}$$

Donde

cf_{TLF} es la masa total (kg) de cenizas de fondo generadas durante el proceso de incineración en lecho fluidizado

cf_{gLF} es la masa (kg) de cenizas de fondo generales formadas a partir de metales ferrosos

c_{fFeLF} es la masa (kg) de cenizas de fondo generadas a partir de metales ferrosos

$c_{fnoFeLF}$ es la masa (kg) de cenizas de fondo generadas a partir de metales no ferrosos

La masa de cenizas de fondo generales y las producidas a partir de metales ferrosos y no ferrosos se obtienen aplicando las ecuaciones Ecuación A. 25, Ecuación A. 26 y Ecuación A. 27, respectivamente.

$$cf_{gLF} = c_t * 0{,}91 + (m_{noFe} + RDF_{pl}) * 0{,}05 + 0{,}2 * ((m_{Fe} + RDF_p) * (1 - 0{,}55) + c_t * 0{,}91 + (m_{noFe} + RDF_{pl}) * 0{,}885) \qquad \textit{Ecuación A. 25}$$

Donde

cf_{gLF} es la masa (kg) de cenizas de fondo generales formadas a partir de metales ferrosos en la planta de incineración en lecho fluidizado

c_t es la masa total (kg) de ceniza que resultaría de la quema de todos los residuos que ingresan al proceso de incineración

m_{noFe} es la masa (kg) de metales no ferrosos que ingresa al proceso de incineración, determinada en función de la composición de RSU definida por el usuario

RDF_{pl} es la masa (kg) de RDF de plástico que podría ingresar al proceso

m_{Fe} es la masa (kg) de metales ferrosos que ingresa al proceso de incineración, determinada en función de la composición de RSU definida por el usuario

RDF_p es la masa (kg) de RDF de papel y cartón que podría ingresar al proceso

$0{,}91$*;* $0{,}05$*;* $0{,}2$ *y* $0{,}885$ *son parámetros del proceso definidos por defecto en WRATE*

$$c_{fFeLF} = (m_{Fe} + RDF_p) * (1 - 0{,}55) \qquad \textit{Ecuación A. 26}$$

Donde

c_{fFeLF} es la masa (kg) de cenizas de fondo generadas a partir de metales ferrosos en la planta de incineración en lecho fluidizado

m_{Fe} es la masa (kg) de metales ferrosos que ingresa al proceso de incineración, determinada en función de la composición de RSU definida por el usuario

RDF_p es la masa (kg) de RDF de papel y cartón que podría ingresar al proceso

$(1 - 0{,}55)$*) es un parámetro operativo incorporado por defecto en WRATE que refleja la cantidad los metales ferrosos recuperados en el acondicionamiento de CDR*

$$c_{fnoFeLF} = (m_{noFe} + RDF_{pl}) * (1 - 0{,}115) \qquad \textit{Ecuación A. 27}$$

Donde

$c_{fnoFeLF}$ e la masa (kg) de cenizas de fondo generadas a partir de metales no ferrosos en la planta de incineración en lecho fluidizado

m_{noFe} es la masa (kg) de metales no ferrosos que ingresa al proceso de incineración, determinada en función de la composición de RSU definida por el usuario

RDF_{pl} es la masa (kg) de RDF de plástico que podría ingresar al proceso

$(1 - 0{,}115)$*) es un parámetro operativo incorporado por defecto en WRATE que refleja la cantidad los metales no ferrosos recuperados en el acondicionamiento de CDR*

A.1.3 Emisiones

Emisiones de Vehículos

Recolección y transporte

Las emisiones de estos vehículos se calculan de acuerdo a la distancia total acumulada, el tipo de recorrido (urbano, rural o por autopista) y los factores de emisión presentados en la Tabla F. 15 (apartado A.1.4 *Tablas de factores*).

Operación en relleno sanitario

Por otro lado, las emisiones de los vehículos que operan en los rellenos sanitarios se calculan de acuerdo a la Ecuación A. 28. En todos los casos se considera que el combustible empleado es el diesel. Los valores de $\mathrm{FEV_{RS}}$ se presentan en la Tabla F. 16 (apartado A.1.4 *Tablas de factores*).

$$EV_{RSi} = m_{RS} * 2{,}2832.10^{-3} - 1{,}4267.10^{-13} * \min(Cap_{RS}, 1{,}0.10^{10}) * FEV_{RS} \qquad \textit{Ecuación A. 28}$$

Donde

EV_{RSi} *es la masa (kg) de la sustancia i emitida por los vehículos que operan en el relleno sanitario*

m_{RS} *es la masa total (kg) de RSU que se dispone en el relleno sanitario (con capacidad definida por el usuario)*

Cap_{RS} *es la capacidad (kg) de disposición de RSU del relleno sanitario (definida por el usuario)*

FEV_{RS} *es un factor de emisión equivalente a la masa (kg) de la sustancia i emitida por los vehículos que operan en el relleno sanitario (con capacidad definida por defecto en WRATE)*

Instalaciones

Las emisiones resultantes del funcionamiento de las estaciones de transferencia, centros verdes, planta de reciclaje y la etapa mecánica de la planta TMB se calculan aplicando la Ecuación A. 29. Los valores de los factores FE_{ij} para cada tipo de instalación se presentan en la Tabla F. 17 (apartado A.1.4 *Tablas de factores*).

$$EI_{ij} = \frac{m_j}{M_j} * FE_{ij} \qquad \textit{Ecuación A. 29}$$

Donde

EI_{ij} es la masa (kg) de la sustancia emitida i, generada en la operación de la instalación j

m_j es la masa (kg) de materiales que ingresan al proceso que ocurre en la instalación j (con capacidad definida por el usuario)

M_j es la masa (kg) de materiales que ingresan al proceso que ocurre en la instalación j (con capacidad de procesamiento máxima definida por defecto en el programa WRATE)

FE_{ij} es un factor de emisión de la sustancia i (kg) debida a las tareas de operación de una instalación j (con capacidad de procesamiento máxima definida por defecto en el programa WRATE)

Tratamiento biológico

El dióxido de carbono resultante del proceso de bioestabilización en la planta TMB se calcula de acuerdo a las ecuaciones Ecuación A. 30 y Ecuación A. 31. Los factores que multiplican a las masas de los componentes de RSU en la Ecuación A. 31 tiene que ver con la tasa de degradación de cada uno (incluidas por defecto en WRATE).

$$ECO_{2b} = 44 * (\min(tr, 100) * \frac{CB}{12} \qquad \textit{Ecuación A. 30}$$

Donde

ECO_{2b} es la emisión de dióxido de carbono de origen biogénico resultante del tratamiento de bioestabilización

$min(tr, 100)$ es el valor mínimo entre el tiempo de residencia (tr) del tratamiento biológico (expresado en días y asignado por el usuario) y 100 (tiempo máximo de residencia definido en WRATE)

CB es la masa total de carbono biogénico (kg) luego del proceso de biodegradación

44 es la masa molar del CO_2 y 12 es la masa molar del carbono

Donde

CB es la masa total de carbono biogénico (kg) luego del proceso de biodegradación

$$CB = \left[\frac{0{,}04}{100} * 0{,}5 * t + \frac{0{,}41}{100} * s + \frac{0{,}102}{100} * mad + \frac{0{,}07}{100} * pj + \frac{0{,}8}{100} * da + \frac{0{,}7}{100} * mis + \frac{0{,}126}{100} * dr + \frac{0{,}41}{100} * po + \frac{0{,}41}{100} * pm + \frac{0{,}75}{100} * c + \frac{0{,}75}{100} * oc\right]$$

Ecuación A. 31

t es la masa del material textil contenido en los RSU, de acuerdo a la composición definida por el usuario

s es la masa de los residuos sanitarios (pañales descartables y apósitos) contenidos en los RSU, de acuerdo a la composición definida por el usuario

mad es la masa de madera contenida en los RSU, de acuerdo a la composición definida por el usuario

pj es la masa de los restos de poda y jardín contenidos en los RSU, de acuerdo a la composición definida por el usuario

da es la masa de los desechos alimenticios contenidos en los RSU, de acuerdo a la composición definida por el usuario

mis es la masa de Misceláneos menores a 24,4 contenido en los RSU, de acuerdo a la composición definida por el usuario

dr es la masa de diarios y revistas contenidos en los RSU, de acuerdo a la composición definida por el usuario

po es la masa de papel de oficina contenido en los RSU, de acuerdo a la composición definida por el usuario

pm es la masa de papel mezclado contenido en los RSU, de acuerdo a la composición definida por el usuario

c es la masa de cartón contenidos en los RSU, de acuerdo a la composición definida por el usuario

oc es la masa de envases tetrabrick (otros cartones) contenidos en los RSU, de acuerdo a la composición definida por el usuario

Para las emisiones presentadas en la Tabla A. 1, también resultantes del proceso de bioestabilización, se aplica la Ecuación A. 32. En dicha ecuación se emplea la composición elemental de los RSU procesados, el elemento considerado (*n*) varía según

la emisión específica (Tabla A. 1). Para otras emisiones resultantes de la bioestabilización, se aplica la Ecuación A. 33. Los valores de los factores FEB_i, las sustancias determinadas con la Ecuación A. 33 y sus factores FEB_k se presentan en la Tabla F. 18 (apartado A.1.4 *Tablas de factores*).

Tabla A. 1: Emisiones del proceso de bioestabilización (Ecuación A. 32).

Emisión	**Elemento considerado para el cálculo (*n*)**
Metano biogénico	C biogénico
Carbono orgánico total (TOC)	C biogénico
Amonio (como N)	N
Óxido nitroso (N_2O)	N
Óxidos de azufre (SOx) SO_2 y SO_3 como SO_2	S
Sulfuro de hidrógeno (H_2S)	S
Cloruro de hidrógeno	Cl
Fluoruro de hidrógeno	F
Cadmio	Cd
Cromo	Cr
Cromo VI	Cr
Arsénico	As
Mercurio	Hg
Plomo	Pb
Cobre	Cu
Manganeso	Mn
Níquel	Ni
Antimonio	Sb

Fuente: elaboración propia en base a WRATE.

$$ETB_i = \frac{(\min(tr, 100)}{tR} * \frac{ce_n}{CE_n} * FBE_i \qquad \textit{Ecuación A. 32}$$

Donde

ETB_i *es la masa (kg) de la sustancia emitida i resultante del tratamiento biológico de la planta TMB*

$min(tr, 100)$ *es el valor mínimo entre el tiempo de residencia (tr) del tratamiento biológico (expresado en días y asignado por el usuario) y 100 (tiempo máximo de residencia definido en WRATE)*

tR *es el tiempo de residencia (días) asignado por defecto en el programa WRATE (42 días)*

ce_n *es la masa (kg) del elemento n en los desechos, que ingresa al tratamiento de bioestabilización (basado en la composición elemental incluida en WRATE para los subcomponentes de RSU y la cantidad de subcomponente según la composición de RSU definida por el usuario)*

CE_n *es la masa (kg) del elemento n, según la composición elemental y de RSU incluida por defecto en el programa WRATE*

FBE_i *es un factor de emisión de la sustancia i (kg) resultante del tratamiento biológico (en una instalación con capacidad de procesamiento máxima definida por defecto en el programa WRATE)*

$$ETB_k = \frac{(\min(tr, 100)}{tR} * \frac{m}{M} * FEB_k \qquad \textit{Ecuación A. 33}$$

Donde

ETB_k *es la masa (kg) de la sustancia emitida k, resultante del tratamiento biológico de la planta TMB*

$min(tr, 100)$ *es el valor mínimo entre el tiempo de residencia (tr) del tratamiento biológico (expresado en días y asignado por el usuario) y 100 (tiempo máximo de residencia definido en WRATE)*

tR *es el tiempo de residencia (días) asignado por defecto en el programa WRATE (42 días)*

m *es la masa (kg) de materiales que ingresan al tratamiento biológico (con capacidad definida por el usuario)*

M *es la masa (kg) que ingresa al tratamiento biológico (en una instalación con capacidad de procesamiento máxima incluida por defecto en el programa WRATE)*

FEB_k es un factor de emisión de la sustancia k (kg) resultante del tratamiento biológico (en una instalación con capacidad de procesamiento máxima incluida por defecto en el programa WRATE)

Planta de incineración

Respecto de las emisiones provenientes de las plantas de incineración, el cálculo a realizarse también varía en función de la sustancia emitida.

La emisión de vapor de agua resultante del proceso de combustión (en parrilla y lecho fluidizado) se calcula aplicando la Ecuación A. 34.

$$EA = H * 9 + hum \qquad \textit{Ecuación A. 34}$$

Donde

EA es la masa de vapor de agua (kg) emitida durante el proceso de combustión

H es la masa total de hidrógeno (kg) contenida en los desechos que ingresa al proceso de incineración (basado en la composición elemental incluida en WRATE y la composición de RSU definida por el usuario)

hum es el contenido total de agua (kg) de los residuos que ingresan al proceso de incineración

9 es un factor definido por las reglas de asignación del programa WRATE

Para las emisiones de dióxido de carbono (tanto de origen biogénico, como de origen fósil), resultantes de la combustión (en parrilla y lecho fluidizado), se aplica la Ecuación A. 35.

$$ECO_{2I} = C * \frac{44}{12} * 0{,}985 \qquad \textit{Ecuación A. 35}$$

Donde

ECO_{2I} es la masa total (kg) de dióxido de carbono biogénico o fósil, respectivamente, resultante del proceso de combustión

C es la masa de carbono (biogénico o fósil, respectivamente) contenida en los desechos que ingresa al proceso de incineración (basado en la composición elemental incluida en

WRATE para los subcomponentes de RSU y la cantidad de subcomponente según la composición de RSU definida por el usuario)

44 es la masa molar del CO_2 y 12 es la masa molar del carbono

0,985 es el factor de oxidación del CO_2 asumido por WRATE

Para las emisiones de monóxido de carbono (tanto de origen biogénico, como de origen fósil), resultantes de la combustión (en parrilla y lecho fluidizado), se aplica la Ecuación A. 36.

$$ECO_I = \frac{PC}{pc} * \frac{m}{M} * FECO_I \qquad \textit{Ecuación A. 36}$$

Donde

ECO_I es la masa total (kg) de monóxido de carbono biogénico o fósil, respectivamente, resultante del proceso de combustión

PC es el poder calorífico de los RSU (MJ) incluido por defecto en WRATE

pc es el poder calorífico de los RSU (MJ) definido a partir de la composición ingresada por el usuario

m es la masa total (kg) de materiales (RSU) que ingresan al proceso de incineración (con capacidad definida por el usuario)

M es la masa (kg) que ingresa al proceso de incineración (en una instalación con capacidad de procesamiento máxima incluida por defecto en el programa WRATE)

$FECO_I$ es el factor de emisión (kg) de monóxido de carbono (biogénico o fósil, respectivamente), resultante del proceso de incineración (en una instalación con capacidad de procesamiento máxima incluida por defecto en el programa WRATE)

Para las emisiones presentadas en la Tabla A. 2, también resultantes del proceso de combustión (en parrilla y lecho fluidizado), se aplica la Ecuación A. 37. En dicha ecuación se emplea la composición elemental de los RSU procesados, el elemento considerado (*n*) varía según la emisión específica (Tabla A. 2). Para otras emisiones resultantes del proceso de combustión se aplica la Ecuación A. 38. Los valores de los factores $FECO_I$, FEI_i y FEI_k, tanto para incineración en parrilla, como incineración en lecho fluidizado,

se presentan en el apartado A.1.4 *Tablas de factores*, Tabla F. 19 y Tabla F. 20, respectivamente.

Tabla A. 2: Emisiones de la incineración (Ecuación A. 37).

Emisión	**Elemento considerado para el cálculo**
Cloruro de hidrógeno	Cl
Compuestos orgánicos volátiles -COV	C
Óxidos de azufre (SOx) SO_2 y SO_3 como SO_2	S
Cromo	Cr
Manganeso	Mn
Cobre	Cu
Níquel	Ni
Arsénico	As
Antimonio	Sb
Cadmio	Cd
Mercurio	Hg
Plomo	Pb

Fuente: elaboración propia en base a WRATE.

$$EI_i = \frac{ceI}{CEI} * FEI_i \qquad \textit{Ecuación A. 37}$$

Donde

EI_i *es la masa (kg) de la sustancia emitida i resultante del proceso de combustión*

ceI *es la masa (kg) del elemento n presente en los desechos, que ingresa al proceso de combustión (basado en la composición elemental incluida en WRATE para los subcomponentes de RSU y la cantidad de subcomponente según la composición de RSU definida por el usuario)*

CEI *es la masa (kg) del elemento n, según la composición elemental y de RSU incluida por defecto en el programa WRATE*

FEI_i es un factor de emisión de la sustancia i (kg) resultante del proceso de combustión (en una instalación con capacidad de procesamiento máxima incluida por defecto en el programa WRATE)

$$EI_k = \frac{mI}{MI} * FEI_k \qquad \textit{Ecuación A. 38}$$

Donde

EI_k es la masa (kg) de la sustancia emitida k resultante del proceso de combustión

mI es la masa (kg) de materiales que ingresan al proceso de combustión (con capacidad definida por el usuario)

MI es la masa (kg) de materiales que ingresa al proceso de combustión (en una instalación con capacidad de procesamiento máxima incluida por defecto en el programa WRATE)

FEI_k es un factor de emisión de la sustancia k (kg) resultante del proceso de combustión (en una instalación con capacidad de procesamiento máxima incluida por defecto en el programa WRATE)

Gas de relleno sanitario

El modelo GASim v2.0, empleado por el programa WRATE para calcular las emisiones gaseosas del relleno sanitario, utiliza los factores de reducción y asignación de sustancias a cada componente de los RSU de acuerdo a lo presentado en la Tabla F. 21 (A.1.4 *Tablas de factores*).

Lixiviado de relleno sanitario

El modelo LadSim Versión 2.5, empleado por el programa WRATE para calcular las emisiones de lixiviado, determina los contaminantes presentes en él a partir de los componentes de los RSU considerados. Cada contaminante tendrá un factor de traspaso en la planta de tratamiento en función del cual se calcula la carga total (kg/t de RSU). Estos valores se presentan en la Tabla F. 22 (A.1.4 *Tablas de factores*).

A.1.4 Tablas de factores

Tabla F. 1: Factores de demanda de materiales para la construcción de contenedores.

Tipo de contenedor	Material	FCC_i (kg)
Desde la acera	Acero (virgen)	99,06
	Polietileno (HDPE - virgen)	2,50
	Pintura	0,70
	Caucho	1,06
	Pintura - imprimación	1,10
	Polietileno (HDPE - reciclado)	2,50
Campanas verdes	Polietileno (HDPE - virgen)	90,00
	Acero (Galvanizado)	50,00

Los valores corresponden a la construcción de 1 contenedor y fueron recolectados por la Agencia Ambiental de Reino Unido.

Fuente: Elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Tabla F. 2: Factores de demanda de materiales para la construcción de vehículos de recolección y transporte de RSU.

		FCV_{ij} (kg)				
Tipo de camión		Camión de carga lateral	Camión de carga trasera	Camión caja rígida (9,6 t)	Intermodal	Camión caja rígida (2,4 t)
Material de construcción	Vidrio	58,0	50,0	50,0	82	50,0
	Baterías	50,0	50,0	25,0	-	25,0
	Neumáticos	180,0	600,0	15,0	-	210,0
	Goma	-	-	-	368,0	-
	Acero (virgen)	8.880,0	11.700,0	2834	6.546,00	3.753,0,0
	Acero inoxidable	-	370	-	12	-
	Acero galvanizado	-	-	15,0	3670,0	113,0
	Aluminio (virgen)	290,0	100,0	3024,0	393,0	82,0
	Cobre	290,0	-	30,0	95,0	30,0
	Plomo	116,0	-	-	121,0	-
	Hierro	1100,0	-	-	-	-
	Hierro fundido	-	-	-	1.649,0	-
	Latón	-	-	-	25,0	-
	Pintura	116,0	-	25,0	63,0	15,0
	Fijador de pintura	-	-	-	18,0	-

Tabla F. 2 (continuación): Factores de demanda de materiales para la construcción de vehículos de recolección y transporte de RSU.

	Lubricantes	7,8	-	94	76,0	141,0
	Refrigerante	-	-	-	3,0	-
	Aceite de motor	13,5	15,75	-	-	-
	Aceite hidráulico	-	108,8	-	-	-
	Líquido para frenos	-	3,0	-	-	-
	Pastilla de freno	-	-	-	51,0	-
	Ácido sulfúrico	-	-	-	32,0	-
	Material electrónico	-	-	-	38,0	-
	Material textil	-	-	-	51,0	-
	Otros (compuestos para moldeo de láminas)	-	-	-	82,0	-

Los valores corresponden a la fabricación de 1 (uno) vehículo. WRATE utilizada datos provistos por la Agencia Ambiental de Reino Unido y por los principales fabricantes de vehículos.

Fuente: Elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Tabla F. 3: Factores de demanda de materiales para el mantenimiento de vehículos de recolección y transporte de RSU.

Tipo de camión		Camión de carga lateral		Camión de carga trasera		Caja rígida (9,6 t)		Intermodal		Caja rígida (2,4 t)	
Factor de demanda materiales (kg)		$FMVe_{ij}$	$FMVs_{ij}$	$FMVe_{ij}$	$FMVs_{ij}$	$FMVe_{ij_i}$	$FMVs_{ij}$	$FMVe_{ij}$	$FMVs_{ij}$	$FMVe_{ij}$	$FMVs_{ij}$
Material mantenimiento	Papel y cartón	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
	Baterías	6,7	6,7	6,7	6,7	6,7	6,7	6,7	6,7	6,7	6,7
	Aceite	9,2	7,36	15,75	12,06	9,2	7,36	9,2	7,36	9,2	7,36
	Acero inoxidable	6,7	6,7	12,3	12,3	6,7	6,7	6,7	6,7	6,7	6,7
	Agua para refrigeración	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67
	Agua para lavado	13,7	13,7	13,7	13,7	13,7	13,7	13,84	13,84	13,7	13,7
	Lubricantes	3,09	3,09	3,09	3,09	3,09	3,09	3,09	3,09	3,09	3,09
	Detergente para lavado	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14
	Neumáticos	45	40,5	150	135	35	33,52	150	135	35	31,5
	Goma	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67
	Aceite de filtro	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	Acero galvanizado	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03

Tabla F. 3 (continuación): Factores de demanda de materiales para el mantenimiento de vehículos de recolección y transporte de RSU.

	Anticongelante	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67
	Pintura	-	-	-	-	-	-	0,14	-	-	-
	Fijador de pintura	-	-	-	-	-	-	0,19	-	-	-

Los valores corresponden al mantenimiento de 1 (uno) vehículo. WRATE utilizada datos provistos por la Agencia Ambiental de Reino Unido y por los principales fabricantes de vehículos.

Fuente: Elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014)

Tabla F. 4: Factores de demanda de materiales para la construcción de instalaciones de tratamiento y eliminación de RSU.

		FCI_{ij} (kg)						
Instalación		Estación de transferencia	Planta MRF	Planta TMB		Planta reciclaje plásticos	Planta incineración en parrilla	Planta incineración Lecho fluidizado
				Etapa mecánica	Etapa biológica			
Material de construcción (kg)	Vidrio	199,0	100,0	-	-	-	-	-
	Hormigón	8.594.197,0	6.649.819,0	1.069.088,0	7.043.088,0	84,0	26.018.000,0	13.004.000,0
	Bloques de hormigón	198.996,0	-	-	-	9,0	-	-
	Cemento	-	-	-	-	-	31.000,0	15.500,0
	Ladrillos	-	-	-	-	-	1.102.000,0	551.000,0
	Piedra/grava	-	5.420.352,0	2.685.375,0	4.957.875,0	-	4.610.000,0	2.300.000,0
	Material mineral	548,0	690,7	-	-	0,0376	-	-
	Materiales aislantes	2.754,0	-	-	-	0,126	178.000,0	89.000,0
	Material refractario (carburo de silicio)	-	-	-	-	-	17.500,0	8.750,0
	Material refractario (Al, Si)	-	-	-	-	-	68.200,0	9.100,0
	Material refractario (metales)	-	-	-	-	-	-	25.000,0
	Arcilla	529.254,0	-	-	-	-	-	-

Tabla F. 4 (continuación): Materiales para la construcción de instalaciones de tratamiento y eliminación de RSU.

Material de construcción (kg)	Acero (virgen)	550.556,0	338.730,5	5.859.964,0	751.391,0	33,381	6.682.000,0	3.337.500,0
	Aluminio (virgen)	774,0	388,12	6.214,0	4.000,0	0,0178	67.900,0	33.950,0
	Cobre	400,0	194,08	-	-	0,0089	58.700,0	29.350,0
	Plomo	120,0	40,0	-	-	0,00726	-	-
	Hierro fundido	-	-	-	-	-	175.000,0	87.500,0
	Latón	-	-	-	-	-	5.500,0	2.750,0
	Pintura	132,0	2,4	-	-	0,000367	49.000,0	24.500,0
	Fijador para pintura	198,0	3,6	-	-	-	-	-
	Pavimento	1.120.716,0	115.300,00	393.750,0	1.745.750,0	1	1.933.000,0	966.500,0
	Neumáticos	570,0	400,0	-	-	0,029	-	-
	Goma	200,0	240,0	9.643,0	5.164,0	0,0145	-	-
	PVC	38,0	444,8	-	-	-	-	-
	Plásticos (termoplástico)	20,0	20,0	-	-	0,00181	-	-
	Poliestireno (PS)	307,0	-	600,0	37.125,0	-	-	-
	Poliuretano	196,0	-	-	-	-	-	-
	Poliéster (virgen)	38,0	-	-	-	-	-	-
	Plástico (HDPE)	239,0	200,0	-	-	-	55.800,0	-

Tabla F. 4 (continuación): Materiales para la construcción de instalaciones de tratamiento y eliminación de RSU.

Material de construcción (kg)	Polietileno (HDPE-reciclado)	-	-	4.380,0	28.470,0	-	-	-
	Polipropileno (PP)	-	-	4.380,0	28.470,0	-	-	-
	Polietileno (HDPE - virgen)	-	-	-	-	0,0182	-	27.900,0
	Aceite hidráulico	570,0	200,0	-	-	0,0254	-	-
	Aceite para motor	30,0	20,0	-	-	0,00363	-	-

La cantidad de decimales es la informada por WRATE. Los valores corresponden a instalaciones con capacidad definida por defecto en WRATE, éstas son: estación de transferencia, 80.000 t/año; centros verdes (una planta MRF), 50.000 t/año; planta TMB, 60.000 t/año; planta reciclaje de plásticos, 1 t/año; planta de incineración en parrilla, 225.000 t/año; planta de incineración en lecho fluidizado, 120.000 t/año. De acuerdo con lo informado por WRATE, tales valores fueron proporcionados por la Agencia Ambiental de Reino Unido y recolectados a partir de la visita a instalaciones en operación.

Fuente: Elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Tabla F. 5: Factores de demanda de materiales de mantenimiento para instalaciones de tratamiento y eliminación de RSU.

Instalaciones		Material	$FMIe_{ij}$ (kg)	$FMIs_{ij}$ (kg)	Concepto
			Entrada	Salida	
Estación de transferencia		Aceite	60,0	48,0	Dos cambios por vehículo por año
		Neumáticos	480,0	432,0	Un cambio por vehículo por año
Centros Verdes (Panta MRF)		Aceite	80,0	64,0	Dos cambios por vehículo al año
		Neumáticos	400,0	360,0	Un cambio por vehículo al año
		Goma	242,0	242,0	Reemplazo de cintas transportadoras
		Aceite hidráulico	792,0	633,6	Para maquinaria
		Grasa	14,4	11,0	Para maquinaria
		Acero (virgen)	81,9	81,9	Reemplazo de diferentes partes de la maquinaria
Planta TMB	Etapa mecánica	Hormigón	17.442,0	-	No especificado
		Acero (virgen)	9.787,0	9.787,0	No especificado
		Aluminio (virgen)	118,0	118,0	No especificado
		Asfalto	21.070,0	-	No especificado
		grava	71.287,0	-	No especificado
		goma	115,0	-	No especificado
		Polipropileno (PP)	538,0	-	No especificado
		Poliestireno (PS)	76,0	-	No especificado

Tabla F. 5 (continuación): Materiales de mantenimiento para instalaciones de tratamiento y eliminación de RSU.

Planta TMB	Etapa biológica	Hormigón	117.431,0	-	No especificado
		Acero (virgen)	12.489,0	12.489,0	No especificado
		Aluminio (reciclado)	76,0	76,0	No especificado
		Asfalto	29.062,0	-	No especificado
		grava	82.656,0	-	No especificado
		goma	71,0	-	No especificado
		Polipropileno (PP)	565,0	-	No especificado
		Poliestireno (PS)	497,0	-	No especificado
		Polietileno (HDPE-reciclado)	2.113,0	-	No especificado
Planta reciclaje plásticos		Aceite	0,00726	0,0058	Dos cambios al año
		Neumáticos	0,029	0,0261	Reemplazo de un para al año
		Acero (virgen)	0,448	0,448	Reemplazo del 10% del acero contenido en la planta
Planta incineración en parrilla		Material aislante	100,0	100,0	Caldera
		Material refractario (carburo de silicio)	12.000,0	12.000,0	Ladrillos
		Acero (virgen)	13.974,0	13.974,0	Parrilla móvil, tuberías, otros componentes de acero
		P84 poliamida	1.420,0	1.420,0	No especificado
		Oxígeno	70,0	-	No especificado

Tabla F. 5 (continuación): Materiales de mantenimiento para instalaciones de tratamiento y eliminación de RSU.

Planta incineración en parrilla	Acetileno	14,4	-	No especificado
	Hidrógeno	41,6	41,6	Monitoreo de gases
	Helio	62,4	62,4	Monitoreo de gases
	Resina de intercambio iónico	34,25	185,25	Resinas iónicas, inertes y grava
	Lubricantes	3.500,00	2.800,00	Mantenimiento de maquinaria
Planta incineración en lecho fluidizado	Aceite	1.827,0	1.462,0	Maquinarias varias
	Materiales de aislamiento	350,0	-	No especificado
	Material refractario (Al, Si)	5.100,0	-	No especificado
	Acero (virgen)	21.150,0	21.150,0	Recambio de martillos de triturador (16 juegos de martillos por año)
	Acero (virgen)	11.000,0	11.000,0	Chapas, tubos de acero y otras piezas de desgaste
	Oxígeno	390,0	-	Utilizados para soldadura.
	Acetileno	264,0	-	Utilizados para soldadura.
	Hidrógeno	61,0	61,0	Utilizados para soldadura MIG/TIG.
	Caucho	1.500,0	1.500,0	Cintas transportadoras
	Caucho	1.600,0	1.440,0	Neumáticos para vehículos
	Aceite hidráulico	4.545,0	3.636,0	Maquinarias varias
	sulfuro de polifenileno	600,0	600,0	Filtro de mangas

Tabla F. 5 (continuación): Factores de demanda de materiales de mantenimiento para instalaciones de tratamiento y eliminación de RSU.

Planta incineración en lecho fluidizado	Dióxido de azufre	16,5	16,5	Monitoreo de gases
	Cloruro de hidrógeno	16,5	16,5	Monitoreo de gases
	Monóxido de carbono	16,5	16,5	Monitoreo de gases
	Óxido de nitrógeno	16,5	16,5	Monitoreo de gases
	COV	16,5	16,5	Monitoreo de gases
	Resina de intercambio iónico	200,0	200,0	Resinas aniónicas
	propano	47,0	47,0	Utilizado en quemadores auxiliares
	otros (electrodos MIG)	650,0	650,0	Utilizado en soldaduras
	Dolomita	326.000,0	326.000,0	Lecho del horno
	Arena	1.780.000,0	1.780.000,0	Lecho del horno
	Grasa	250,0	250,0	Maquinarias varias
	Argón	88,0	88,0	Utilizado en soldaduras

La cantidad de decimales es la informada por WRATE. Los valores corresponden a instalaciones con capacidad definida por defecto en WRATE, éstas son: estación de transferencia, 80.000 t/año; centros verdes (una planta MRF), 50.000 t/año; planta TMB, 60.000 t/año; planta reciclaje de plásticos, 1 t/año; planta de incineración en parrilla, 225.000 t/año; planta de incineración en lecho fluidizado, 120.000 t/año. De acuerdo con lo informado por WRATE, tales valores fueron proporcionados por la Agencia Ambiental de Reino Unido y recolectados a partir de la visita a instalaciones en operación.

Fuente: Elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Tabla F. 6: Factores de demanda de insumos para la operación de las instalaciones de tratamiento de RSU.

Instalaciones	**Insumo**	FIn_{ij} **(kg)**	**Subproceso/concepto**
Estaciones de transferencia*	Diesel	15.248,54	Dos palas mecánicas
	Diesel	7.624,27	Equipo de movimiento (equipo roll-on-off)
	Agua	30.000,0	Lavado de equipos
Centros verdes (MRF)	Diesel	4.323,0	Camión roll-on-of
	Diesel	9.423,0	Máquina elevadora (1)
	Diesel	7.500,0	Máquina elevadora (2)
	Diesel	25.320,0	Pala mecánica
	Polietileno (HDPE)	17,8	Casco
	Polipropileno (PP)	5,72	Mascarilla textil
	Algodón	76,56	Uniforme
	Lona	312,0	Guantes
	Cuero	468,0	Guantes
	Cuero	22,28	Zapatos de seguridad
	Goma	19,8	Zapatos de seguridad
	Acero (virgen)	7,4	Zapatos de seguridad
	Poliéster (virgen)	7,5	Campera alta visibilidad

Tabla F. 6 (continuación): Factores de demanda de insumos para la operación de las instalaciones de tratamiento de RSU.

Centros verdes (MRF)		Biocida	0,001	Insecticida
		Acero (virgen)	143.700,0	Embalaje material a reciclaje
		Agua	5.000,0	Control suspensión de polvo
Planta TMB	Etapa mecánica	Diesel	10800,0	Pala mecánica
		Diesel	14400,0	Grúa/cargador
	Etapa biológica	Ácido sulfúrico	3,5	Tratamiento de gases
Planta de reciclaje de plásticos		Gas licuado de petróleo	1.194,0	Máquina elevadora
		Gas natural	0,332	Calderas
		Cartón	5.634	Embalaje
		Polipropileno (PP)	0,978	Embalaje
		Madera	13,9	Embalaje
		Antiespumante	0,829	Planta de lavado
		Carbón negro	0,912	Proceso
		Papel y cartón	0,742	Embalaje
		Polietileno (LDPE - virgen)	0,54	Embalaje
		Polipropileno (PP)	1,35	Embalaje

Tabla F. 6 (continuación): Factores de demanda de insumos para la operación de las instalaciones de tratamiento de RSU.

Planta de reciclaje de plásticos	Polietileno (LDPE - virgen)	0,912	Embalaje
	Agua	1.300,0	Agua de lavado

*Los valores para el consumo de combustible empleados por WRATE fueron provistos por DTI DUKE. Factores de Conversión Estandar.

La cantidad de decimales es la informada por WRATE. Los valores corresponden a instalaciones con capacidad definida por defecto en WRATE, éstas son: estación de transferencia, 80.000 t/año; centros verdes (una planta MRF), 50.000 t/año; planta TMB, 60.000 t/año; planta reciclaje de plásticos, 1 t/año. De acuerdo a lo informado por WRATE, tales valores fueron proporcionados por la Agencia Ambiental de Reino Unido y recolectados a partir de la visita a instalaciones en operación.

Fuente: Elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Tabla F. 7: Factores de demanda de energía eléctrica para la operación de las instalaciones de tratamiento de RSU.

Instalación		$\boldsymbol{FIn_{ij}}$ **(MJ)**	**Subproceso**
Estación de transferencia		504.093,6	Compactación
Centros verdes (MRF)		2.700.000,0	Proceso general
Planta TMB	Etapa mecánica	4.320.000,0	Funcionamiento maquinarias varias
	Etapa Biológica	108,0	No especificado
Planta reciclaje de plásticos		2.520,0	Funcionamiento maquinarias varias

Los valores corresponden a instalaciones con capacidad definida por defecto en WRATE, éstas son: estación de transferencia, 80.000 t/año; centros verdes (una planta MRF), 50.000 t/año; planta TMB, 60.000 t/año; planta reciclaje de plásticos, 1 t/año. De acuerdo con lo informado por WRATE, tales valores fueron proporcionados por la Agencia Ambiental de Reino Unido y recolectados a partir de la visita a instalaciones en operación.

Fuente: Elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Tabla F. 8: Factores de demanda de insumos para la operación de las instalaciones de eliminación de RSU.

Instalación	Material	FIn_{ij} (kg)	Subproceso
Planta incineración en parrilla	Amoniaco anhidro	87.000,0	Reducción de NO_x
	Productos químicos para el agua de alimentación de calderas - Eliminador de oxígeno	711,65	Tratamiento de agua de caldera
	Productos químicos para el agua de alimentación de calderas - Tratamiento de condensados	415,13	Tratamiento de agua de caldera
	Productos químicos para el agua de alimentación de calderas - Tratamiento interno	731,51	Tratamiento de agua de caldera
	Productos químicos para el tratamiento del condensador - Tratamiento de refrigeración del condensador	9.487,0	Tratamiento de agua del condensador
	Químicos para el tratamiento del condensador - Eliminador de cloro y oxígeno del condensador	6.534,8	Tratamiento de agua del condensador
	Productos químicos para el tratamiento del agua de refrigeración	54.999,0	Tratamiento de agua de refrigeración
	Cal	2.094.000,0	Tratamiento de gases
	Carbón activado	42.290,0	Tratamiento de gases
	Hidróxido de sodio	38.812,5	Planta de Agua Desmineralizada
	Ácido clorhídrico	39.786,0	Planta de Agua Desmineralizada
	Polipropileno (PP)	2.184,0	Tratamiento de gases
	Agua condensador	2.601.580.100	Condensación de vapor

Tabla F. 8 (continuación): Factores de demanda de insumos para la operación de las instalaciones de eliminación de RSU.

Planta incineración en parrilla	Agua proceso	49.158.000,0	Otros usos en el proceso
	Diesel	4.323,00	Máquina elevadora
	Diesel	8.645,00	Cargador frontal
	Diesel	174.435,00	Arranque del quemador
	Kerosene	44.944,00	Procesos varios
	Diesel	21.613,00	Camión
Planta incineración en lecho fluidizado	Productos químicos para el agua de alimentación de calderas - Eliminador de oxígeno	7.590,0	Tratamiento de agua de caldera
	Productos químicos para el agua de alimentación de calderas - Tratamiento interno	7.590,0	Tratamiento de agua de caldera
	Productos químicos para el agua de alimentación de calderas - Inhibidor de corrosión	50,0	Tratamiento de agua de caldera
	Hidróxido de sodio	18.000,0	Planta de agua desmineralizada
	Hipoclorito de sodio	8.400,0	Tratamiento de agua de refrigeración
	Productos químicos para el tratamiento del agua de refrigeración - Inhibidor de corrosión	5.460,0	Tratamiento de agua de refrigeración
	Productos químicos para el tratamiento del agua de refrigeración: antiespumantes	241,0	Tratamiento de agua de refrigeración
	Ácido clorhídrico	18.000,0	Planta de agua desmineralizada

Tabla F. 8 (continuación): Factores de demanda de insumos para la operación de las instalaciones de eliminación de RSU.

Planta incineración en lecho fluidizado	Cal	1.083.400,0	Tratamiento de gases
	Ácido sulfúrico	4.500,0	Tratamiento de agua de refrigeración
	Carbón activado	29.700,0	Tratamiento de gases
	Agua de proceso	36.500.000,0	Otros usos en el proceso
	Agua de condensador	210.000.000,0	Condensación de vapor
	Diesel	23.275,0	Vehículos
	Diesel	942.510,0	Arranque del quemador

Los valores corresponden a instalaciones con capacidad definida por defecto en WRATE, éstas son: planta de incineración en parrilla, 225.000 t/año; planta de incineración en lecho fluidizado, 120.000 t/año. De acuerdo con lo informado por WRATE, tales valores fueron proporcionados por la Agencia Ambiental de Reino Unido y recolectados a partir de la visita a instalaciones en operación.

Fuente: Elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Tabla F. 9: Factores de demanda de energía eléctrica para la operación de las instalaciones de eliminación de RSU.

Instalación	FIn_{ij} (MJ)	Concepto
Planta de incineración en bruto	3.038.400,0	Proceso general
Planta de incineración en lecho fluidizado	21.614.400,0	Proceso general

Los valores corresponden a instalaciones con capacidad definida por defecto en WRATE, éstas son: planta de incineración en parrilla, 225.000 t/año; planta de incineración en lecho fluidizado, 120.000 t/año. De acuerdo a lo informado por WRATE, tales valores fueron proporcionados por la Agencia Ambiental de Reino Unido y recolectados a partir de la visita a instalaciones en operación.

Fuente: Elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Tabla F. 10: Factores de recuperación de metales en etapa mecánica, planta TMB.

Material recuperado	FR_i (kg)	Destino
Metales ferrosos	1.552.200,0	Reciclaje
Metales no ferrosos	450.000,0	Reciclaje

Los valores corresponden a una planta TMB con capacidad de procesamiento de 60.000 t/año, definida por WRATE. De acuerdo a lo informado por WRATE, tales valores fueron proporcionados por la Agencia Ambiental de Reino Unido y recolectados a partir de la visita a instalaciones en operación.

Fuente: Elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Tabla F. 11: Factores de recuperación de los componentes de la FIRSU.

Componente	fr_i (kg)
Papel y cartón	0,499
Plásticos (film)*	No especificado
Plásticos (duros)*	0,905
Materiales textiles	0,623
Residuos sanitarios	0,71
Combustibles (cuero, corcho, goma)	0,623
No combustibles (construcción y demolición)	0,86
Vidrio	0,073
Orgánicos	0,065
Metales ferrosos	0,19
Metales no ferrosos	0,18
Misceláneos	0,115
Residuos eléctricos y electrónicos	0,86
Peligrosos**	0,86

*Plásticos (film): bolsas, film de packaging. Plásticos (densos): botellas de bebidas y otras, packaging.

**incluye patogénicos.

Fuente: elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Tabla F. 12: Materiales procesados en etapa mecánica y factores de envío a etapa biológica de planta TMB.

Componente	MC_i (kg)	FB_i (kg)
Papel y cartón	14.172.000,0	7.095.000,0
Plásticos (film)*	2.406.000,0	219.600,0
Plásticos (duros)*	3.684.000,0	349.200,0
Materiales textiles	1.440.000,0	543.000,0
Residuos sanitarios	2.160.000,0	627.000,0
Madera	666.000,0	666.000,0
Combustibles (cuero, corcho, goma)	2.100.000,0	792.000,0
No combustibles (construcción y demolición)	1.680.000,0	238.200,0
Vidrio	4.314.000,0	3.999.000,0
Orgánicos	21.066.000,0	19.701.000,0
Metales ferrosos	2.136.000,0	172.800,0
Metales no ferrosos	624.000,0	60.000,0
Misceláneos	2.730.000,0	2.415.000,0

Tabla F. 12 (continuación): *Materiales procesados en etapa mecánica y factores de envío a etapa biológica de planta TMB.*

Residuos eléctricos y electrónicos	420.000,0	59.400,0
Peligrosos**	420.000,0	59.600,0

*Plásticos (film): bolsas, film de packaging. Plásticos (densos): botellas de bebidas y otras, packaging.

**incluye patogénicos.

Los valores corresponden a una planta TMB con capacidad de procesamiento de 60.000 t/año, definida por WRATE. De acuerdo con lo informado por WRATE, tales valores fueron proporcionados por la Agencia Ambiental de Reino Unido y recolectados a partir de la visita a instalaciones en operación.

Fuente: Elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014)

Tabla F. 13: Factores de producción de bioestabilizado y de biodegradabilidad de los subcomponentes de RSU.

Componente (i)	Subcomponente (j)	$FBio_{Ni}$ (kg)***	$FBioSubC_T$	$FBioSubC_{Bj}$
Plásticos (film)*	-	3,7	-	-
Plásticos (duros)*	-	5,8	-	-
Combustibles (cuero, corcho, goma)	-	13,2	-	-
No combustibles (construcción y demolición)	-	4,0	-	-
Vidrio	-	66,7	-	-
Metales ferrosos	-	2,9	-	-
Metales no ferrosos	-	1,0	-	-
Misceláneos	-	4,0	-	-
Residuos eléctricos y electrónicos	-	1,0	-	-

Tabla F. 13 (continuación): Factores de producción de bioestabilizado y de biodegradabilidad de los subcomponentes de RSU.

Peligrosos**	-	1,0	-	-
Materiales textiles	No especificado		0,04	-
Residuos sanitarios	Pañales descartables		-	0,41
Madera	No especificado		-	0,102
Orgánicos	Restos de jardín		-	0,70
	Restos de comida		-	0,80
Misceláneos	No especificado		-	0,7
Papel y cartón	Diarios		-	0,126
	Reciclable (oficina)		-	0,41
	Cartón embalaje		-	0,75
	Otros cartones		-	0,75
	Otros		-	0,41

*Plásticos (film): bolsas, film de packaging. Plásticos (densos): botellas de bebidas y otras, packaging.

**incluye patogénicos.

*** Los valores corresponden a una planta TMB con capacidad de 60.000 t/año, definida por WRATE. De acuerdo con WRATE, los valores fueron proporcionados por la Agencia Ambiental de Reino Unido y recolectados en visita a instalaciones en operación. Sólo se presentan los factores de los subcomponentes incluidos para el ACV. En la Tabla 3-8 los subcomponentes Restos de jardín y Restos de comida se presentan como componentes separados, respetando las categorías del estudio de caracterización de residuos tomado como referencia (Rosso, 2020).

Fuente: elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Tabla F. 14: Factores de generación de residuos del proceso de incineración (RSU de rechazo y agua).

Material residual	FR_{Ii} (kg)	Destino
Agua	211.700,0	Recirculación
RSU	60.000,0	Relleno sanitario

Los valores corresponden a instalaciones con capacidad definida por defecto en WRATE, para la planta de incineración en parrilla ésta es 225.000 t/año. De acuerdo con lo informado por WRATE, tales valores fueron proporcionados por la Agencia Ambiental de Reino Unido y recolectados a partir de la visita a instalaciones en operación.

Fuente: Elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Tabla F. 15: Factores de emisión para vehículos de recolección y transporte de RSU.

		Factor de emisión (kg/100 km)							
Tipo de camión		Camión carga lateral	Camión carga trasera		Camión caja rígida (9,6 t)		Intermodal		Camión caja rígida (2,4 t)
Tipo de recorrido		Urbano	Urbano	Autopista	Urbano	Autopista	Urbano	Autopista	No aplica
Emisión	Óxidos de nitrógeno (NO y NO_2 como NO_2)	1,1589	1,1589	0,5983	0,4373	0,4308	1,0272	1,0747	0,4373
	Butadieno (1-3 butadieno)	0,0016	0,0016	0,00228	0,00109	0,00095	0,000309	0,00263	0,00109
	Material particulado (PM10)	0,02814	0,02814	0,01303	0,0109	0,01	0,02389	0,02352	0,00826
	Benceno	0,0001	9,0E-5	3,00E-05	2,00E-05	2,00E-05	7,00E-05	6,00E-05	2,00E-05
	Dióxido de carbono (fósil)	154,619	154,611	78,253	63,7543	72,307	149,64	156,002	74,146

Tabla F. 15 (continuación): Factores de emisión para vehículos de recolección y transporte de RSU.

Emisión	Monóxido de carbono (fósil)	0,3519	0,3559	0,1112	0,0705	0,0586	0,2365	0,2016	0,0705
	Óxidos de azufre (SO_2 y SO_3 como SO_2)	0,000991	0,00492	0,00249	0,00203	0,0023	0,00093	0,00097	0,00203
	Dioxinas y furanos (como ITEQ)	1,14E-12	1,46E-12	7,35E-13	5,98E-13	6,78E-13	1,38E-12	1,44E-12	5,98E-13
	Compuestos orgánicos volátiles no metánicos	0,037883	0,0354	0,354	0,0379	0,031	0,1078	0,0739	0,0354
	Metano	0,002774	0,0026	0,0026	0,0026	0,0009	0,0137	0,0069	0,0026
	Óxido nitroso	0,0026	0,0026	0,0026	0,0026	0,0026	0,0026	0,0026	0,0026
	Amonio	0,0003	0,00028	0,000304	0,00028	0,000304	0,000362	0,000306	0,00028

ITEQ: *International Toxicity Equivalents.*

WRATE utilizada datos provistos por la Agencia Ambiental de Reino Unido y por los principales fabricantes de vehículos. La cantidad de decimales incluida es la informada por WRATE.

Fuente: Elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Tabla F. 16: Factores de emisión de vehículos que operan en relleno sanitario.

Emisión	FEV_{RS} (kg)
Compuestos orgánicos volátiles no metánicos	0,004246
Material particulado - PM10	0,001403
Óxido de nitrógeno	0,022901
Dióxido de azufre	0,002027
Dióxido de carbono, fósil	318.469
Monóxido de carbono, fósil	0,012773

La cantidad de decimales corresponde a la informada por WRATE. Los valores corresponden a vehículos que operan en relleno sanitario con capacidad total 10.000.000 toneladas, definida por defecto en WRATE.

Fuente: elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Tabla F. 17: Factores de emisiones de las instalaciones de tratamiento de RSU.

Instalación	Emisión	FE_{ij} (kg)	Fuente
Estación de transferencia*	Agua residual de lavado	27.000,00	Lavado de equipos
	Óxidos de nitrógeno (NO y NO_2 como NO_2)	460,8	Pala mecánica
	Material particulado (PM10)	52,99	Pala mecánica
	Monóxido de carbono (fósil)	272,45	Pala mecánica
	Dióxido de carbono (fósil)	48.568,00	Pala mecánica
	Compuestos orgánicos volátiles no metánicos	92,88	Pala mecánica
	Dioxinas y furanos (como ITEQ)	5.17E-10	Pala mecánica
	Óxidos de azufre (SO_2 y SO_3 como SO_2)	30,92	Pala mecánica
	Óxidos de nitrógeno (NO y NO_2 como NO_2)	230,4	Equipo Roll-on-of
	Material particulado (PM10)	26,5	Equipo Roll-on-of
	Monóxido de carbono (fósil)	136,22	Equipo Roll-on-of
	Dióxido de carbono (fósil)	24.283,42	Equipo Roll-on-of
	Compuestos orgánicos volátiles no metánicos	46,44	Equipo Roll-on-of
	Dioxinas y furanos (como ITEQ)	2,59E-10	Equipo Roll-on-of
	Óxidos de azufre (SO_2 y SO_3 como SO_2)	15,46	Equipo Roll-on-of

Tabla F. 17 (continuación): Factores de emisiones de las instalaciones de tratamiento de RSU.

Centros verdes (MRF)**	Óxidos de nitrógeno (NO y NO_2 como NO_2)	1.460,00	Máquina elevadora
	Material particulado (PM10)	117,33	Máquina elevadora
	Monóxido de carbono (fósil)	845,97	Máquina elevadora
	Dióxido de carbono (fósil)	148.293,20	Máquina elevadora
	Compuestos orgánicos volátiles no metánicos	297,3	Máquina elevadora
	Dioxinas y furanos (como ITEQ)	1,58E-09	Máquina elevadora
Planta TMB - Tratamiento mecánico	Óxidos de nitrógeno (NO y NO_2 como NO_2)	324	Pala mecánica
	Óxidos de nitrógeno (NO y NO_2 como NO_2)	341,4	Grúa garra
	Material particulado (PM10)	13,08	Grúa garra
	Material particulado (PM10)	37,26	Pala mecánica
	Dióxido de carbono (fósil)	28,8	Grúa garra
	Dióxido de carbono (fósil)	34.140,0	Pala mecánica
	Monóxido de carbono (fósil)	146,4	Grúa garra
	Monóxido de carbono (fósil)	19,14	Pala mecánica
	Óxidos de azufre (SO_2 y SO_3 como SO_2)	21,72	Pala mecánica
	Dioxinas y furanos (como ITEQ)	4,82E-07	Grúa garra
	Dioxinas y furanos (como ITEQ)	3,64E-07	Pala mecánica

Tabla F. 17 (continuación): Factores de emisiones de las instalaciones de tratamiento de RSU.

Planta TMB - Tratamiento mecánico	Compuestos orgánicos volátiles no metánicos	65,4	Pala mecánica
	Compuestos orgánicos volátiles no metánicos	61,2	Grúa garra
	Metano	28,8	Grúa garra
Planta reciclaje de plásticos	Óxido nitroso (N_2O)*	1,17E-02	No especificado
	Monóxido de carbono (fósil)*	0	No especificado
	Compuestos orgánicos volátiles no metánicos (NMVOCs)*	0	No especificado
	Dióxido de carbono (fósil)*	7,417	No especificado
	Demanda química de oxígeno (DQO)**	16,58	No especificado
	Agua**	1.039,95	No especificado
	Sólidos suspendidos**	0,332	No especificado
	Metano*	0,00019	No especificado
	Óxidos de nitrógeno, NO y NO_2 como NO_2*	0,00591	No especificado

ITEQ: *International Toxicity Equivalents.*

Los valores corresponden a instalaciones con capacidad definida por defecto en WRATE, éstas son: estación de transferencia, 80.000 t/año; centros verdes (una planta MRF), 50.000 t/año; planta TMB, 60.000 t/año; planta reciclaje de plásticos, 1 t/año. De acuerdo con lo informado por WRATE, tales valores fueron informados por la Agencia Ambiental y corresponden a los factores de conversión para maquinaria móvil no de carretera de la AEAT, etapa II, versión 6, Inventario Nacional de Gases de Reino Unido.

*WRATE obtiene los factores de emisión de www.aeat.co.uk/netcen/airqual/naei/annreport/annrep99/app1_22.html

**Estimados por la Agencia Ambiental de Reino Unido.

Fuente: elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Tabla F. 18: Factores de emisiones del tratamiento de bioestabilización de RSU.

Emisión	FBE_i (kg)	Emisión	FEB_k (kg)
Dióxido de carbono biogénico	290,941407	AOX (Halógenos Orgánicos Adsorbibles)	0,000927
Metano biogénico	0,0178	Compuestos orgánicos volátiles no metánicos	0,0442
Carbono orgánico total (TOC)	0,222	Dioxinas y furanos (como ITEQ)	8,77E-12
Amonio (como N)	0,0374	BTEX (benceno, tolueno, etilbenceno y xileno)	0,0118
Óxido nitroso (N_2O)	0,00989	Acetatos de alquilo	0,00173
Óxidos de azufre (SO_x) SO_2 y SO_3 como SO_2	0,0115	Terpenos	0,0241
Sulfuro de hidrógeno (H_2S)	7,67E-09	aldehídos	0,000409
Cloruro de hidrógeno	0,00173	Cetonas	0,00338
Fluoruro de hidrógeno	0,00013	Hidrocarburos Alifáticos	0,011
Cadmio (Cd)	3,47E-07	Hidrocarburos clorados	0,000605
Cromo (Cr)	3,29E-06	Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs)	6,00E-05
Cromo VI	8,61E-06	Bifenilos policlorados (PCBs)	3,89E-07
Arsénico (As)	5,96E-07	Clorobenceno	2,48E-05
Mercurio (Hg)	9,54E-06	Clorofenol	1,87E-08
Plomo (Pb)	3,12E-06	Talio (Tl)	5,11E-06

Tabla F. 18 (continuación): Factores de emisiones del tratamiento de bioestabilización de RSU.

Cobre (Cu)	2,51E-06	Cobalto (Co)	1,27E-06
Manganeso (Mn)	7,80E-06	Vanadio (V)	4,00E-06
Níquel (Ni)	2,82E-05	Sulfato de amonio	4,5
Antimonio (Sb)	3,82E-06	Clorofluorocarbonos (CFC)	0,0014

ITEQ: *International Toxicity Equivalents.*

La cantidad de decimales es la informada por WRATE. Los valores corresponden a una instalación con capacidad de procesamiento de 60.000 t/año, definida por defecto en WRATE. De acuerdo con lo informado por WRATE, tales valores fueron proporcionados por la Agencia Ambiental de Reino Unido y recolectados a partir de la visita a instalaciones en operación.

Fuente: elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Tabla F. 19: Factores de emisión de planta de incineración en parrilla.

Emisión	$FECO_I$ **(kg)**	FEI_i **(kg)**	FEI_k **(kg)**	**Subproceso**
monóxido de carbono, fósil	2.217,0	-	-	Proceso principal
Monóxido de carbono, biogénico	4.305,0	-	-	Proceso principal
Cloruro de hidrógeno	-	17.132,0	-	Proceso principal
Compuestos orgánicos volátiles -COV	-	357,0	-	Proceso principal
Óxidos de azufre (SO_x) SO_2 y SO_3 como SO_2	-	57.780,0	-	Proceso principal
Cromo (Cr)	-	16,37	-	Proceso principal
Manganeso (Mn)	-	16,37	-	Proceso principal

Tabla F. 19 (continuación): Factores de emisión de planta de incineración en parrilla.

Cobre (Cu)	-	16,37	-	Proceso principal
Níquel (Ni)	-	16,37	-	Proceso principal
Arsénico (As)	-	16,37	-	Proceso principal
Antimonio (Sb)	-	9,69	-	Proceso principal
Cadmio (Cd)	-	10,92	-	Proceso principal
Mercurio (Hg)	-	1,43	-	Proceso principal
Plomo (Pb)	-	16,37	-	Proceso principal
Material particulado - PM10	-	-	30,04	Funcionamiento cargador frontal
monóxido de carbono, fósil	-	-	154,45	Funcionamiento cargador frontal
Compuestos orgánicos volátiles distintos del metano	-	-	52,65	Funcionamiento cargador frontal
dióxido de carbono, fósil	-	-	27.531,82	Funcionamiento cargador frontal
Óxidos de nitrógeno, NO y NO_2 como NO_2	-	-	1.186,59	Movimiento de material
dióxido de carbono, fósil	-	-	639.595,0	Puesta en marcha del quemador
Dióxido de azufre (SO_2)	-	-	43,81	Movimiento de material
Dioxinas y furanos - como ITEQ	-	-	7,33E-10	Movimiento de material
Dióxido de azufre (SO_2)	-	-	8,76	Funcionamiento máquina elevadora
Dioxinas y furanos - como ITEQ	-	-	1,47E-10	Funcionamiento máquina elevadora
Dióxido de azufre (SO_2)	-	-	17,52	Funcionamiento cargador frontal
Dioxinas y furanos - como ITEQ	-	-	2,93E-10	Funcionamiento cargador frontal

Tabla F. 19 (continuación): Factores de emisión de planta de incineración en parrilla.

Estaño (Sn)	-	-	18,94	Proceso principal
Óxido nitroso (N_2O)	-	-	64.000,0	Proceso principal
Bifenilos policlorados (PCB)	-	-	0,0002137	Proceso principal
Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP)	-	-	0,2345	Proceso principal
Amoníaco	-	-	1556	Proceso principal
Monóxido de Nitrógeno (NO)	-	-	107.500,0	Proceso principal
Cobalto (Co)	-	-	12,34	Proceso principal
Vanadio (V)	-	-	12,34	Proceso principal
Agua	-	-	2,6016E+10	Condensador
Dioxinas y furanos - como ITEQ	-	-	4,00E-05	Proceso principal
Óxidos de nitrógeno, NO y NO_2 como NO_2	-	-	229.960,9	Proceso principal
Material particulado - total	-	-	10.444,0	Proceso principal
Talio (Tl)	-	-	10,43	Proceso principal
Monóxido de carbono	-	-	579,36	Movimiento de material
Compuestos orgánicos volátiles no metánicos	-	-	264,1	Movimiento de material
Dióxido de carbono	-	-	68.829,5	Movimiento de material
Óxidos de nitrógeno, NO y NO_2 como NO_2	-	-	117,11	Funcionamiento máquina elevadora
Material particulado - PM10	-	-	7,5	Funcionamiento máquina elevadora
Monóxido de carbono	-	-	70,95	Funcionamiento máquina elevadora

Tabla F. 19 (continuación): Factores de emisión de planta de incineración en parrilla.

Compuestos orgánicos volátiles no metánicos	-	-	23,06	Funcionamiento máquina elevadora
Dióxido de carbono	-	-	13.765,91	Funcionamiento máquina elevadora
Óxidos de nitrógeno, NO y NO_2 como NO_2	-	-	261,22	Funcionamiento cargador frontal

ITEQ: *International Toxicity Equivalents.*

Los valores corresponden a una planta de incineración en parrilla de 225.000 t/año, capacidad definida por defecto en WRATE. De acuerdo con lo informado por WRATE, los valores fueron proporcionados por la Agencia Ambiental de Reino Unido y recolectados a partir de la visita a plantas en operación.

Fuente: Elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Tabla F. 20: Factores de emisión de planta de incineración en parrilla.

Emisión	$\boldsymbol{FECO_I}$ **(kg)**	$\boldsymbol{FEI_i}$ **(kg)**	$\boldsymbol{FEI_k}$ **(kg)**	**Subproceso**
Monóxido de carbono, biogénico	6.033,0	-	-	Proceso principal
monóxido de carbono, fósil	3.577,0	-	-	Proceso principal
Cloruro de hidrógeno	-	520	-	Proceso principal
Fluoruro de hidrógeno	-	37,5	-	Proceso principal
Dióxido de azufre (SO_2)	260	-	-	Proceso principal
COV	280	-	-	Proceso principal
Mercurio (Hg)	-	0,75	-	Proceso principal
Cadmio (Cd)	-	0,75	-	Proceso principal

Tabla F. 20 (continuación): Factores de emisión de planta de incineración en lecho fluidizado.

Níquel (Ni)	-	0,2625	-	Proceso principal
Arsénico (As)	-	0,2625	-	Proceso principal
Plomo (Pb)	-	6	-	Proceso principal
Cobre (Cu)	-	6	-	Proceso principal
Cromo (Cr)	-	6	-	Proceso principal
Antimonio (Sb)	4,08	-	-	Proceso principal
Manganeso (Mn)	-	6	-	Proceso principal
Material particulado - PM10	-	-	76,83	Funcionamiento de vehículos y maquinaria
monóxido de carbono, fósil	-	-	412,44	Funcionamiento de vehículos y maquinaria
Compuestos orgánicos volátiles no metánicos	-	-	140	Funcionamiento de vehículos y maquinaria
dióxido de carbono, fósil	-	-	74.124,1	Funcionamiento de vehículos y maquinaria
Estaño (Sn)	-	-	6	Proceso principal
Material particulado - total	-	-	80	Proceso principal
Dioxinas y furanos - como ITEQ	-	-	3,68E-03	Proceso principal
Óxidos de nitrógeno, NO y NO_2 como NO_2	-	-	96.180,0	Proceso principal
dióxido de carbono, fósil	-	-	3.428.927,0	Puesta en marcha del quemador
Agua	-	-	47,18	Funcionamiento de vehículos y maquinaria
Dioxinas y furanos - como ITEQ	-	-	7,89E-10	Funcionamiento de vehículos y maquinaria

Tabla F. 20 (continuación): Factores de emisión de planta de incineración en lecho fluidizado.

Óxido nitroso (N_2O)	-	-	457,1	Proceso principal
Talio (Tl)	-	-	8,593	Proceso principal
Bifenilos policlorados (PCB)	-	-	0,0002008	Proceso principal
Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP)	-	-	0,08686	Proceso principal
Agua	-	-	57.440.000,0	Proceso principal
Amoníaco	-	-	576,1	Proceso principal
Monóxido de Nitrógeno (NO)	-	-	39.810,0	Proceso principal
Cobalto (Co)	-	-	4,571	Proceso principal
Vanadio (V)	-	-	4,571	Proceso principal
Agua	-	-	66.665.000,0	Proceso principal
Sólidos suspendidos	-	-	4.949,2	Tratamiento de agua
DBO	-	-	419,32	Tratamiento de agua
Petróleo	-	-	46,66	Tratamiento de agua
Cadmio (Cd)	-	-	0,37	Tratamiento de agua
Óxidos de nitrógeno, NO y NO_2 como NO_2	-	-	696,02	Funcionamiento de vehículos y maquinaria

ITEQ: *International Toxicity Equivalents.*

Los valores corresponden a una planta de incineración en lecho fluidizado de 120.000 t/año, capacidad definida por defecto en WRATE. De acuerdo con lo informado por WRATE, los valores fueron proporcionados por la Agencia Ambiental de Reino Unido y recolectados a partir de la visita a plantas en operación.

Fuente: Elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

Tabla F. 21: Asignación de sustancias a los componentes de RSU y factores de reducción para gas de relleno sanitario.

Componente	Papel y cartón	Plásticos (film)	Plásticos (densos)	Materiales textiles	Residuos sanitarios	Madera	Combustibles	No combustibles
Metano	0,333	0,000	0,000	0,015	0,024	0,125	0,100	0,000
Dióxido de Carbono	0,333	0,000	0,000	0,015	0,024	0,125	0,100	0,000
Hidrógeno	0,333	0,000	0,000	0,015	0,024	0,125	0,100	0,000
Alcoholes	0,333	0,000	0,000	0,015	0,024	0,125	0,100	0,000
Aldehídos	0,333	0,000	0,000	0,015	0,024	0,125	0,100	0,000
Alifáticos	0,333	0,000	0,000	0,015	0,024	0,125	0,100	0,000
BTEXs	0,075	0,031	0,046	0,024	0,011	0,026	0,083	0,024
CFCs	0,007	0,048	0,357	0,019	0,012	0,000	0,126	0,041
Disolventes Clorados	0,142	0,052	0,162	0,020	0,009	0,133	0,116	0,034
Productos de degradación de solventes clorados	0,106	0,064	0,160	0,024	0,011	0,128	0,079	0,040
Clorobencenos	0,381	0,030	0,098	0,016	0,020	0,059	0,047	0,046
HCFCs	0,000	0,046	0,320	0,012	0,009	0,000	0,069	0,040
Hidrocarburos	0,069	0,003	0,019	0,013	0,003	0,006	0,077	0,000
Cetonas	0,125	0,006	0,009	0,021	0,008	0,040	0,070	0,000

Tabla F. 21 (continuación): Asignación de sustancias a los componentes de RSU y factores de reducción para gas.

Componente	Papel y cartón	Plásticos (film)	Plásticos (densos)	Materiales textiles	Residuos sanitarios	Madera	Combustibles	No combustibles
Productos parciales de combustión	0,132	0,000	0,000	0,017	0,007	0,018	0,066	0,000
Sustituidos aromáticos	0,099	0,048	0,173	0,267	0,011	0,013	0,154	0,000
Sulfúrico	0,062	0,001	0,010	0,005	0,020	0,016	0,055	0,063
Terpenos	0,032	0,000	0,000	0,001	0,000	0,032	0,033	0,018

Fuente: elaboración propia en base a Reporte Análisis de Ciclo de vida, Gases de relleno sanitario (Hall et al., 2005).

Tabla F. 22: Factores de traspaso de lixiviados en rellenos sanitarios.

Sustancia	Factor de traspaso*	Carga total (kg/t de RSU)
Nitrógeno amoniacal	0,005	3,34E-01
Anilina	0,2	1,10E-05
Arsénico	0,3	4,41E-04
Bifenilo	0,4	1,42E-06
Cadmio	0,3	1,54E-05
Cloro	1	2,52E+00
cromo	0,7	5,17E-04
Cobre	0,5	1,87E-04
Cianuro	1	6,96E-05
di(2-etilhexil) ftalato	1	8,86E-05
Etilbenceno	0,2	2,31E-07
Flúor	1	7,46E-03
Plomo	1	5,37E-04
MCPA (herbicida clorado)	0,05	1,69E-05
Mecoprop (herbicida clorado)	0,01	7,02E-06
Mercurio	1	3,54E-06
MBTE (éter metil terbutílico)	1	8,62E-06
Naftalina	0,05	2,18E-06
Níquel	0,8	4,77E-04
Nonifenol	0,05	1,94E-07
Compuestos orgánicos de estaño	1	9,58E-07
Pentaclorofenol	0,5	3,53E-04
Fenol	0,01	8,80E-07
Fósforo	0	1,28E-03
Potasio	1	1,02E+00
Sodio	1	1,97E+00
Tricloroetileno	1	1,25E-07

Tabla F. 22 (continuación): Factores de traspaso de lixiviados en rellenos sanitarios.

Tolueno	0,2	1,36E-06
Xileno	0,4	1,76E-06
Zinc	0,3	6,65E-03

*Un valor de 1 significa que no hay reducción de concentración.

Fuente: elaboración propia en base a Golder Associates (UK) Ltd (2014).

A.2. Referencias

Golder Associates (UK) Ltd. (2014). WRATE. Waste and Resources Assessment Tool for the Environment. Simplified life cycle software for waste management (No. 3).

Hall, D., Plimmer, B., & Taylor, D. (2005). Life Cycle Assessment- Landfill emissions. http://www.golder.com

ANEXO 2

A.2 Variaciones de la GPC y disposición final en relleno sanitario según municipios

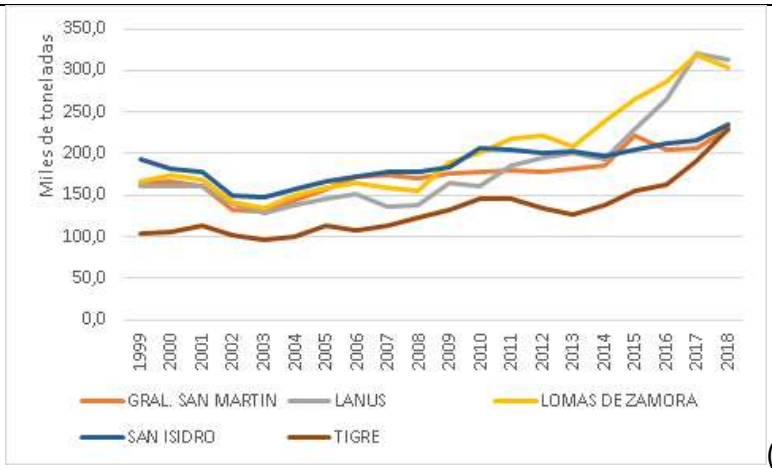
A continuación, se presenta el análisis de la GPC y disposición final en los complejos ambientales de la CEAMSE por parte de los municipios. El análisis de la GPC se realiza a partir del año 2011 ya que en ese año se sancionaron las leyes provinciales N°13.592 y N°14.273 que establecen, respectivamente, la gestión integral en los municipios de la provincia de Buenos Aires y obliga a los grandes generadores[13] a gestionar sus residuos separados de la recolección municipal. Es oportuno mencionar que, al universo de grandes generadores establecidos por esta última ley, el Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible incorporó nuevos sujetos en los años 2013 y 2021. En las Figura A-1 a Figura A-5 puede observarse que, pese a la sanción de dichas normativas, no hubo disminuciones sustanciales en la cantidad de RSU enviados a disposición final. Por el contrario, en algunos casos se observan marcados incrementos a partir del año 2013.

A.2.1 Complejo ambiental Norte III

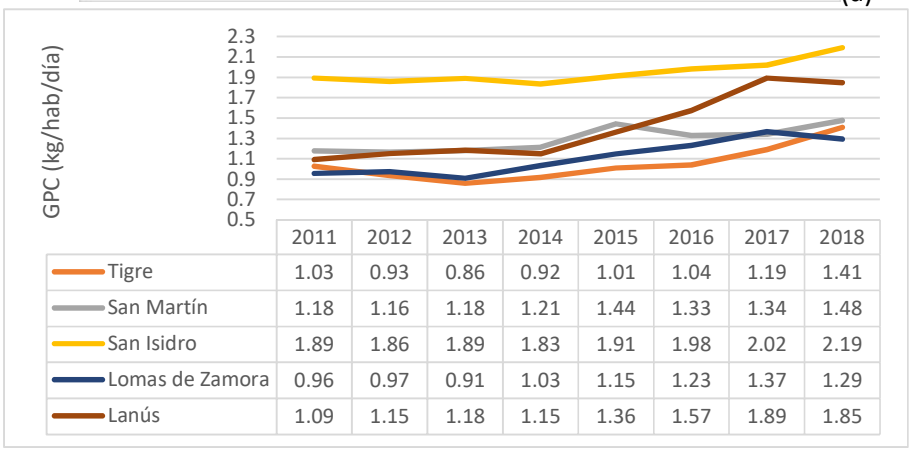
Para este análisis se agruparon los municipios de acuerdo al aporte que individualmente realizaron al relleno sanitario de este Complejo Ambiental durante el período 1999-2018.

En la Figura A-1 se presentan los municipios que individualmente aportaron entre el 5% y 6%. En todos los casos las cantidades dispuestas, en términos absolutos, se incrementaron en el período bajo análisis, siendo más marcado en el municipio de Tigre (121%). Si se analiza la GPC de cada municipio, se observa que en todos los casos es creciente, siendo más marcada para Lanús (casi se duplica) y con poca variación para San Isidro. Ambos partidos presentan los valores más altos (2 kg/hab/día); mientras que los restantes no superan el 1,5 kg/hab/día.

[13] La normativa de la provincia de Buenos Aires establece la figura de Grandes Generadores, que coincide con los generadores especiales de la CABA.



(a)



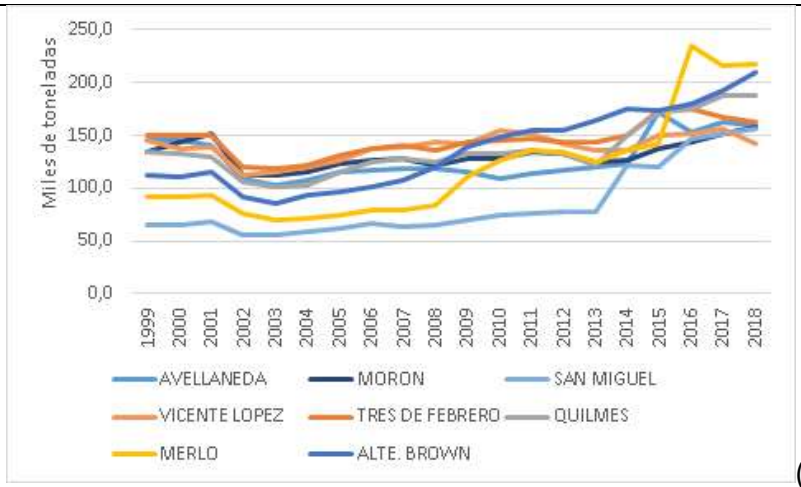
	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Tigre	1.03	0.93	0.86	0.92	1.01	1.04	1.19	1.41
San Martín	1.18	1.16	1.18	1.21	1.44	1.33	1.34	1.48
San Isidro	1.89	1.86	1.89	1.83	1.91	1.98	2.02	2.19
Lomas de Zamora	0.96	0.97	0.91	1.03	1.15	1.23	1.37	1.29
Lanús	1.09	1.15	1.18	1.15	1.36	1.57	1.89	1.85

(b)

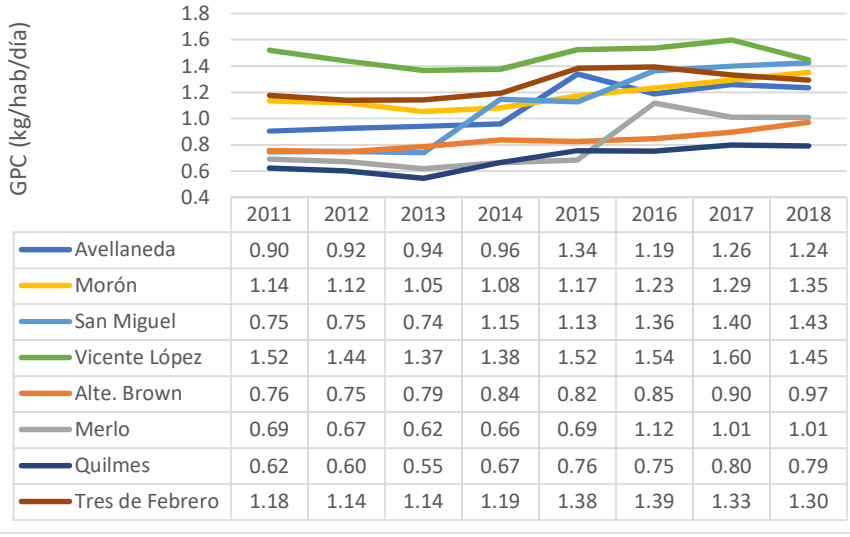
Figura A-1: Evolución de la disposición final (a) y de la generación per cápita (b) de municipios que aportan entre el 5% y 6% al Complejo Ambiental Norte III.

Fuente: elaboración propia en base a datos estadísticos CEAMSE (2019).

Luego, un grupo de ocho municipios (Figura A-2) aportaron cada uno entre un 3% y 4%. Estos municipios muestran comportamientos diferentes. Mientras que Vicente López disminuyó su disposición neta en un 2%, los restantes municipios mostraron incrementos que van desde el 17% (Morón, Avellaneda y Tres de Febrero) a un 140% (Merlo y San Miguel). Teniendo en cuenta la GPC, San Miguel y Vicente López tienen valores aproximados a 1,5 kg/hab/día. Sin embargo, la de San Miguel muestra una tendencia creciente (se duplica en el período bajo análisis), mientras que Vicente López se mantiene casi constante, con una leve disminución. Morón, Tres de Febrero y Avellaneda tienen una GPC cercana a 1,3 kg/hab/día, todas con tendencia creciente.



(a)



	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Avellaneda	0.90	0.92	0.94	0.96	1.34	1.19	1.26	1.24
Morón	1.14	1.12	1.05	1.08	1.17	1.23	1.29	1.35
San Miguel	0.75	0.75	0.74	1.15	1.13	1.36	1.40	1.43
Vicente López	1.52	1.44	1.37	1.38	1.52	1.54	1.60	1.45
Alte. Brown	0.76	0.75	0.79	0.84	0.82	0.85	0.90	0.97
Merlo	0.69	0.67	0.62	0.66	0.69	1.12	1.01	1.01
Quilmes	0.62	0.60	0.55	0.67	0.76	0.75	0.80	0.79
Tres de Febrero	1.18	1.14	1.14	1.19	1.38	1.39	1.33	1.30

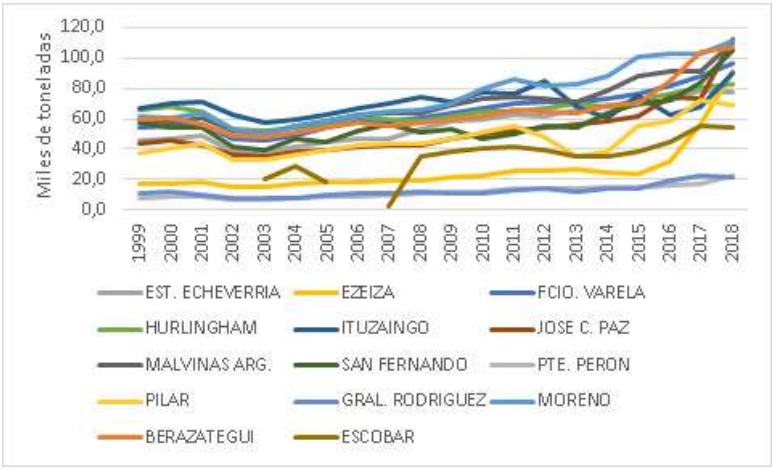
(b)

Figura A-2: Evolución de la disposición final (a) y de la generación per cápita (b) de municipios que aportan entre el 3% y 4% al Complejo Ambiental Norte III.

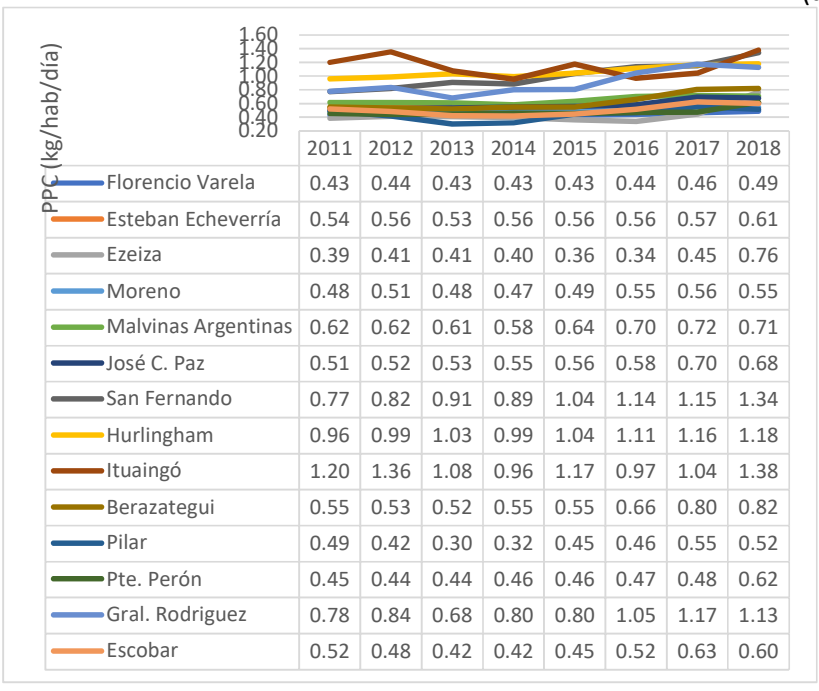
Fuente: elaboración propia en base a datos estadísticos CEAMSE (2019).

Los restantes municipios aportan el 2% o menos (Figura A-3). Escobar comenzó a disponer sus residuos de forma más regular a partir de 2007, alcanzando en 2018 cerca de 60 mil toneladas. Pte. Perón y Gral. Rodríguez no superan las 20 mil toneladas anuales y los restantes municipios muestran una tendencia creciente, pero no superan las 120 mil toneladas anuales. En particular Ezeiza incrementó fuertemente las cantidades enviadas a disposición final a partir del año 2015. Dentro de este grupo de partidos se observan ciertas diferencias respecto de la GPC. Florencio Varela, Esteban Echeverría, Moreno, Pte. Perón, Escobar y Pilar presentan valores inferiores a los 0,6 kg/hab/día. Los bajos valores alcanzados por Escobar y Pilar pueden deberse a que no todos los

residuos generados en los partidos hayan sido enviados a disposición final en la CEAMSE, sino que hayan tenido una disposición alternativa. José C . Paz muestran un importante crecimiento de su GPC, el que se debe principalmente a mejoras en el alcance de la recolección y no tanto a un aumento en la generación por habitante. Los restantes partidos presentan GPC de entre 1 y 1,6 kg/hab/día.



(a)



	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Florencio Varela	0.43	0.44	0.43	0.43	0.43	0.44	0.46	0.49
Esteban Echeverría	0.54	0.56	0.53	0.56	0.56	0.56	0.57	0.61
Ezeiza	0.39	0.41	0.41	0.40	0.36	0.34	0.45	0.76
Moreno	0.48	0.51	0.48	0.47	0.49	0.55	0.56	0.55
Malvinas Argentinas	0.62	0.62	0.61	0.58	0.64	0.70	0.72	0.71
José C. Paz	0.51	0.52	0.53	0.55	0.56	0.58	0.70	0.68
San Fernando	0.77	0.82	0.91	0.89	1.04	1.14	1.15	1.34
Hurlingham	0.96	0.99	1.03	0.99	1.04	1.11	1.16	1.18
Ituaingó	1.20	1.36	1.08	0.96	1.17	0.97	1.04	1.38
Berazategui	0.55	0.53	0.52	0.55	0.55	0.66	0.80	0.82
Pilar	0.49	0.42	0.30	0.32	0.45	0.46	0.55	0.52
Pte. Perón	0.45	0.44	0.44	0.46	0.46	0.47	0.48	0.62
Gral. Rodriguez	0.78	0.84	0.68	0.80	0.80	1.05	1.17	1.13
Escobar	0.52	0.48	0.42	0.42	0.45	0.52	0.63	0.60

(b)

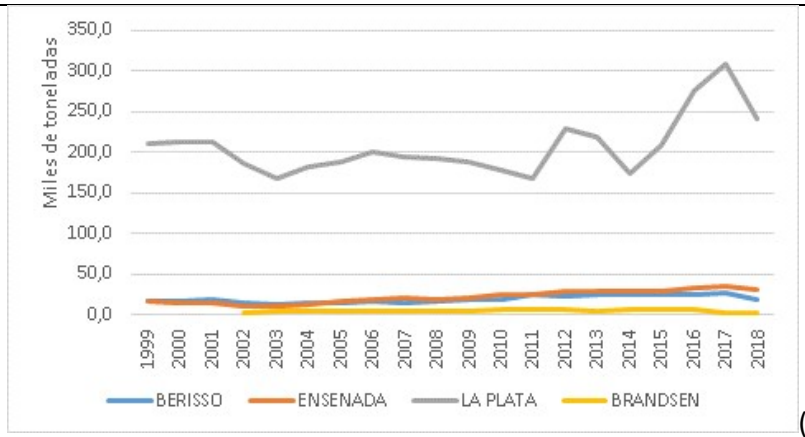
Figura A-3: Evolución de la disposición final (a) y de la generación per cápita (b) de municipios que aportan 2% o menos al Complejo Ambiental Norte III.

Fuente: elaboración propia en base a datos estadísticos CEAMSE (2019).

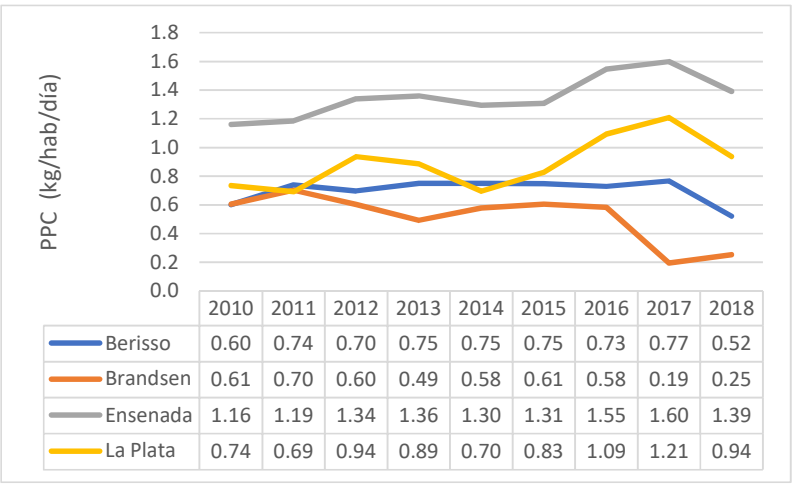
A.2.2 Complejo ambiental Ensenada

Entre los municipios que envían sus residuos al Complejo Ambiental Ensenada, La Plata aportó en el año 2018 el 81%, un 10% corresponde a Ensenada, cuya participación se mantuvo aproximadamente constante, y un 6% provinieron del municipio de Berisso, que disminuyó su participación. El 1% restante corresponde a Magdalena[14]. En la Figura A-4(a) se presentan las cantidades dispuestas en el período 2011-2018 por estos municipios. En esta figura, se observa que La Plata, si bien presenta algunas fluctuaciones, se mantuvo alrededor de las 200 mil toneladas anuales y creció a 250 mil toneladas en el año 2018. Ensenada y Berisso se encuentran por debajo de las 30 mil toneladas anuales y Brandsen debajo de 3 mil toneladas anuales. Sin embargo, al analizar la GPC (Figura A-4(b)) se observa que el mayor valor corresponde a Ensenada (1,4 kg/hab/día en el año 2018). En el caso de La Plata, si bien aumenta, se mantiene por debajo de 1 kg/hab/día. Berisso se mantuvo cercano a los 0,7 kg/hab/día hasta el año 2016 y disminuyó a 0,5 kg/hab día en el año 2018. Brandsen muestra una fuerte disminución (de 0,7 a 0,2 kg/hab/día). En ambos casos puede deberse a que cuente con sitios alternativos de disposición.

[14] Este municipio no fue tenido en cuenta para el análisis, ya que se encuentra fuera de la RMBA y su participación es mínima (3 mil toneladas anuales).



(a)



	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Berisso	0.60	0.74	0.70	0.75	0.75	0.75	0.73	0.77	0.52
Brandsen	0.61	0.70	0.60	0.49	0.58	0.61	0.58	0.19	0.25
Ensenada	1.16	1.19	1.34	1.36	1.30	1.31	1.55	1.60	1.39
La Plata	0.74	0.69	0.94	0.89	0.70	0.83	1.09	1.21	0.94

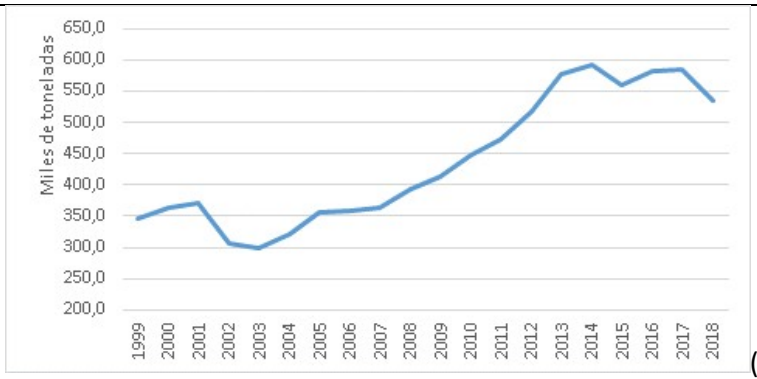
(b)

Figura A-4: Evolución de la disposición final (a) y de la generación per cápita (b) de municipios que envían sus residuos al Complejo Ambiental Ensenada.

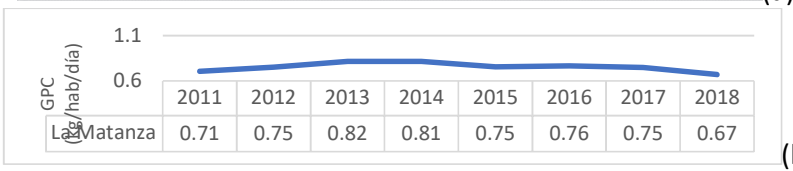
Fuente: elaboración propia en base a datos estadísticos CEAMSE (2019).

A.2.3 Complejo ambiental González Catán

Finalmente, el Complejo Ambiental de González Catán, que recibe sólo los residuos generados en La Matanza, hasta el año 2007 recibía alrededor de 350 mil toneladas anuales. Luego muestra un incremento sostenido hasta el año 2014, llegando casi a las 600 mil toneladas y finalmente disminuye, con algunas fluctuaciones, a aproximadamente 540 mil toneladas en el año 2018 (Figura A-5(a)). Respecto de la GPC, el municipio se mantuvo cercana de los 0,7 kg/hab/día, con una tendencia decreciente (Figura A-5(b)). Esto muestra que las variaciones se debieron a incrementos en la cantidad de población y no tanto a factores de consumo.



(a)



	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
La Matanza	0.71	0.75	0.82	0.81	0.75	0.76	0.75	0.67

(b)

Figura A-5: Evolución de la disposición final entre los años 1999 y 2018 (a) y de la generación per cápita (b) entre 2011 y 2018 de La Matanza que envía sus residuos al Complejo Ambiental González Catán.

Fuente: elaboración propia en base a datos estadísticos CEAMSE (2019).

A.2 Referencias

CEAMSE. (2019). Cómputos CEAMSE. https://www.ceamse.gov.ar/