

PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL PERÚ



Evaluación ambiental por medio del Análisis de Ciclo de Vida del relleno sanitario del distrito de Nauta, en Loreto

Tesis para optar por el título de ingeniero civil, que presenta el bachiller:

Kurt Eduardo Ziegler Rodriguez

Asesor: Ian Vázquez Rowe, Ph.D.

Co-asesor: Ramzy Kahhat Abedrabbo, Ph.D.

Agradecimientos

Quiero agradecer a todas las personas que me apoyaron a lo largo de mi carrera universitaria. Quiero hacer un especial agradecimiento a mis padres, Otto y Sissy, quienes siempre me apoyaron bajo toda circunstancia; en los altos, en los bajos, y en todas mis decisiones. Asimismo, quiero agradecer a mis hermanos, Otto y Gonzalo, que siempre me aconsejaron y me dieron impulso desde una perspectiva distinta, ofreciéndome en todo momento toda la ayuda que pueda necesitar. A mis familiares y amigos que siempre me motivaron a seguir dando todo de mí y a no rendirme.

Por otro lado, quiero agradecer a todas aquellas personas que hicieron posible el proyecto de la Iniciativa Internacional del Clima, del cual fue parte la presente tesis; a la ONU – Medio Ambiente y al Ministerio Federal de Medio Ambiente, Protección de la Naturaleza y Seguridad Nuclear de Alemania por el financiamiento y a Ricardo Estrada y al Ministerio de Ambiente por su colaboración y soporte. Además, a Joel Inga Pinedo por las gestiones en la ciudad de Nauta y a la Municipalidad de Loreto – Nauta por su transparencia en la proporción de los datos. A Anders Damgaard y a la Universidad Técnica de Dinamarca (DTU) por la capacitación y apoyo técnico brindado para el uso del software EASETECH. A María Margallo por su apoyo constante y colaboración en la ejecución del proyecto, y por su transmisión de conocimiento. A todos los miembros de la Red Peruana Ciclo de Vida y Ecología Industrial por su constante apoyo, y especialmente a mis asesores, Ian Vázquez-Rowe y Ramzy Kahhat, quienes siempre apostaron por mí, conduciéndome a expandir mis conocimientos y dar lo mejor de mí, académica y personalmente, como asesores, maestros y amigos.

Muchas gracias.

Resumen

La generación y tratamiento de los residuos sólidos municipales es un problema con el que ha tenido que lidiar toda civilización desde sus inicios. Desde el siglo XX el manejo y control de ellos se fue perfeccionando a lo largo de Europa de modo que los impactos a la salud humana y al ambiente se vean minimizados. Por ello, se inició la migración del uso de rellenos sanitarios a sistemas de tratamiento más avanzados e integrales, de modo que se pueda optimizar el consumo energético y mejorar el desempeño socio-económico y ambiental de estos. Sin embargo, la realidad al día de hoy en el Perú es muy distante de esto. Actualmente, el país está buscando hacer la transición de la disposición en botaderos informales a rellenos sanitarios, por lo que se están abriendo nuevos emplazamientos a lo largo y ancho del país. Por esto y con el fin de poder identificar los principales impactos ambientales y tomar medidas de mitigación adecuadas, se ha realizado una evaluación ambiental por medio del Análisis de Ciclo de Vida de un relleno sanitario ubicado en la ciudad de Nauta (Loreto), en la selva amazónica.

El ciclo de vida del relleno sanitario incluyó las etapas desde la extracción de los materiales, construcción del emplazamiento y operación, hasta el cierre del relleno. La unidad funcional estudiada fue de 1 tonelada de residuos sólidos municipales generados en la ciudad de Nauta y su desempeño a lo largo de 100 años. Se utilizó el software de cálculo especializado en sistemas de tratamiento de residuos sólidos EASETECH para llevar a cabo el modelado del sistema. Se modelaron 5 escenarios: un botadero abierto poco profundo, un botadero abierto profundo, el relleno sanitario actual, en el que no se realiza tratamiento de biogás, y dos escenarios de mejora: uno en el que se realiza combustión del biogás y otro en el que se realiza recuperación de energía. Para evaluar los impactos se emplearon 9 categorías de impacto, siendo 1 de ellas Cambio Climático con el método IPCC 2013 y las restantes del método ReCiPe 2008.

Los principales resultados muestran que el impacto total del relleno en la categoría de Cambio Climático asciende a 1376 kg CO₂-eq por unidad funcional, y se reduce a 696 y 355 kg CO₂-eq si se implementa la quema de biogás y recuperación de energía, respectivamente. Asimismo, la mayor parte de las emisiones se generan a lo largo de los primeros 5 años debido a las condiciones climáticas calurosas y húmedas de la selva amazónica. En cuanto a las categorías de impacto restantes, estas se ven incrementadas en gran medida por las elevadas precipitaciones de la región. Además, la migración de botadero informales a rellenos sanitarios, si bien incrementa el impacto en Cambio Climático, reduce en hasta 4 órdenes de magnitud los impactos

en la mayoría de categorías restantes, lo que implicaría definitivamente un beneficio ambiental significativo.

Finalmente, se concluye que se deben realizar mejoras en la infraestructura actual y en el manejo del relleno para lograr reducir impactos en eutrofización y toxicidad. De igual manera, para poder reducir el impacto en la categoría de Cambio Climático se deben implementar sistemas de tratamiento de biogás. El Ministerio del Ambiente debe tomar en consideración estos hallazgos para poder mejorar la propuesta de las Contribuciones Nacionales Determinadas ante el Acuerdo de París, para así poder cumplir el compromiso tomado. Esto se debe a que la transición de botaderos abiertos a rellenos sanitarios sin tratamiento de biogás no reduce el potencial de calentamiento global, sino lo incrementa. Por último, se puede afirmar que los resultados de la presente investigación marcan un hito en el rubro de los residuos sólidos y deben formar la base de futuras investigaciones a desarrollar en el país.



Abstract

The Peruvian waste management sector is steadily transitioning from a mostly informal and underdeveloped system based on the use of open dumpsters for the final disposition of residues to a system based on landfills. In this context, Life Cycle Assessment (LCA) has been increasingly used to evaluate the environmental impacts of waste management strategies. In fact, LCA is seen as a robust environmental management decision-support tool in the solid waste sector. The main goal of the study is to analyze the life-cycle environmental performance of waste disposition in a landfill in Nauta, located along the Peruvian Amazon Rainforest. Moreover, a comparative analysis is provided regarding the waste treatment process as compared to other landfill technologies (i.e., biogas combustion or energy recovery) and open dumpsters, considering that the latter is still a common disposition route in Peru.

The assessment was performed following the ISO 14040 and 14044 guidelines. The life cycle stages of the facility included the raw material and machinery acquisition, construction, operation of the landfill and its closure. Moreover, the functional unit chosen was 1 metric t of municipal solid waste generated in Nauta, through 100 years. For the modelling of the systems, primary and secondary data were obtained. The model was carried out with the EASETECH waste LCA tool. The assessment included a sensitivity analysis in terms of waste composition and waste decay rates. Furthermore, 9 impact categories were selected for this assessment: Climate Change (IPCC 2013 method) and 8 additional ReCiPe categories.

Global warming potential results show high emission rates attained to the landfill in the Amazon basin, with a tendency for these to occur soon after disposition due to heat and humidity. Landfill gas treatment or recovery is necessary for these emissions to be lower than in open dumpsters. The implementation of these technologies would strengthen the country's action plan regarding the Paris Agreement in the waste sector. For other impact categories, the transitioning from dumpsters to landfills is most visible in the soil and water compartments. Further research, however, must be made to fully understand the decomposition of waste under tropical conditions.

Índice

Resumen	III
Abstract.....	V
Índice.....	VI
Lista de figuras.....	VIII
Lista de tablas	IX
Lista de acrónimos	XII
Capítulo 1. Introducción	1
1.1. Contexto Peruano en el SRRSS.....	3
1.2. Justificación.....	5
1.3. Objetivos e hipótesis.....	5
Capítulo 2. Estado del arte.....	7
2.1. Generación de RSM en Perú y el mundo	7
2.2. Composición de RSM en Perú y el mundo	9
2.3. Funcionamiento de un relleno sanitario	12
2.4. Emisiones de GEI ligadas a la descomposición anaeróbica.....	13
2.5. ACV como herramienta cuantitativa	14
Capítulo 3. Materiales y métodos.....	21
3.1. ACV y la normativa ISO	21
3.2. Aplicación del ACV a RRSS.....	22
3.3. Caso de estudio: RS Nauta	23
3.4. Aplicación del ACV al caso de estudio	26
Capítulo 4. Inventario de Ciclo de Vida.....	33
4.1. Composición de los residuos.....	33
4.2. Infraestructura y bienes capitales	35
4.3. Descomposición de los residuos	36
4.4. Generación y tratamiento del biogás.....	37
4.5. Generación y tratamiento de lixiviados.....	40
Capítulo 5. Resultados	46
4.7. Método IPCC 2013: Cambio Climático.....	46
4.8. Método ReCiPe 2008.....	57
5.3. Comparación del caso de estudio con un botadero abierto	66
Capítulo 6. Discusión de resultados	69
6.1. Principales contribuciones a los impactos.....	69
6.2. Transición de botaderos a rellenos sanitarios	71
6.3. Medidas de mitigación de impactos y optimización de la operación.....	72
Capítulo 7. Conclusiones	74
REFERENCIAS.....	77



Lista de figuras

Figura 1.1: Ubicación de los RRSS en el Perú.

Figura 3.1: Fases de un Análisis de Ciclo de Vida.

Figura 3.2: Vista satelital del RS Nauta y su zona circundante.

Figura 3.3: Celda cerrada y en proceso de reforestación del RS Nauta.

Figura 3.4: Planta de compostaje del RS Nauta.

Figura 3.5: Celda actualmente abierta del RS Nauta.

Figura 3.6: Límites del sistema a analizar.

Figura 3.7: Cargador frontal realizando labores de rellenado en el RS Nauta.

Figura 5.1: Emisiones anuales de GEI en kg CO₂-eq del RS Nauta para los 30 primeros años de haberse dispuesto la UF, según la constante k , sin considerar tratamiento de biogás.

Figura 5.2: Emisiones anuales del RS Nauta para los 30 primeros años de haberse dispuesto la UF, con la constante k media, considerando la quema de biogás y la recuperación de energía.

Figura 5.3: Aporte porcentual de cada etapa del ciclo de vida a cada categoría de impacto, por unidad funcional (UF). (AT: acidificación terrestre; EAD: eutrofización de agua dulce; EM: eutrofización marina; TH: toxicidad humana; ET: ecotoxicidad terrestre; ETAD: ecotoxicidad de agua dulce; ETM: Ecotoxicidad marina; FMP: formación de material particulado).

Lista de tablas

Tabla N°2.1: Composición de los residuos sólidos municipales de las distintas regiones socio-económicas del mundo.

Tabla N°4.1: Composición de los residuos sólidos municipales rellenos en el RS Nauta.

Fuente: Adaptación del Estudio de Caracterización de Residuos Sólidos de Nauta (Municipalidad Provincial de Loreto - Nauta, 2013).

Tabla N°4.2: Cuantificación de los materiales empleados en la construcción y mantenimiento del RS adaptados a la UF.

Tabla N°4.3: Factores de descomposición de los residuos por fracción rellena en el RS Nauta.

Fuente: Adaptación de la Guía del IPCC para Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero (2006).

Tabla N°4.4: Sustancias adicionales presentes en el biogás. Fuente: Adaptación del Manual de modelado de rellenos sanitarios de EASETECH (Olesen et al., 2014).

Tabla N°4.5: Eficiencia de oxidación superficial de componentes del biogás en un RS. Fuente: Adaptación del Manual de modelado de rellenos sanitarios de EASETECH (Olesen et al., 2014).

Tabla N°4.6: Composición química de los lixiviados por etapa en EASETECH y concentraciones en mg/l (Olesen et al., 2014).

Tabla N°4.7: Sustancias de referencia usadas en la caracterización de las categorías de impacto seleccionadas.

Tabla N°5.1: Impacto por emisiones de GEI en kg CO₂-eq totales del RS de Nauta según la constante k empleada por escenario por unidad funcional (UF) (1 tonelada de RSM rellena en el RS Nauta).

Tabla N°5.2: Impacto por las emisiones de la infraestructura del RS Nauta según la constante k empleada para el escenario actual por unidad funcional (UF) (1 tonelada de RSM rellena en el RS Nauta).

Tabla N°5.3: Impacto por emisiones de GEI en kg CO₂-eq totales del RS de Nauta según la constante k empleada por proceso por unidad funcional (UF) (1 tonelada de RSM rellena en el RS Nauta).

Tabla N°5.4: Impacto por emisiones totales del RS de Nauta según la constante k empleada por proceso considerando la combustión del biogás por unidad funcional (UF) (1 tonelada de RSM rellena en el RS Nauta).

Tabla N°5.5: Variación de los impactos generados en el RS entre el caso con quema de biogás y emisión directa, según la constante k utilizada por unidad funcional (UF) (1 tonelada de RSM rellena en el RS Nauta).

Tabla N°5.6: Impacto por emisiones totales del RS de Nauta según la constante k empleada por proceso considerando la combustión del biogás por unidad funcional (UF) (1 tonelada de RSM rellena en el RS Nauta).

Tabla N°5.7: Variación de los impactos generados en el RS entre el caso con recuperación de energía y emisión directa, según la constante k utilizada, por unidad funcional (UF).

Tabla N°5.8: Secuestro de carbono total RS de Nauta según la constante k empleada por proceso por unidad funcional (UF) (1 tonelada de RSM rellena en el RS Nauta).

Tabla N°5.9: Resultados para la categoría de Agotamiento de la Capa de Ozono (ReCiPe 2008) para el RS según las constantes k y las etapas del ciclo de vida analizadas por unidad funcional (UF).

Tabla N°5.10: Resultados para la categoría de Acidificación Terrestre (ReCiPe 2008) para el RS según las etapas del ciclo de vida analizadas por unidad funcional (UF).

Tabla N°5.11: Resultados para la categoría de Eutrofización de Agua Dulce (ReCiPe 2008) para el RS según las etapas del ciclo de vida analizadas por unidad funcional (UF).

Tabla N°5.12: Resultados para la categoría de Eutrofización Marina (ReCiPe 2008) para el RS según las etapas del ciclo de vida analizadas por unidad funcional (UF).

Tabla N°5.13: Resultados para la categoría de Toxicidad Humana (ReCiPe 2008) para el RS según las etapas del ciclo de vida analizadas por unidad funcional (UF).

Tabla N°5.14: Resultados para la categoría de Ecotoxicidad Humana (ReCiPe 2008) para el RS según las etapas del ciclo de vida analizadas por unidad funcional (UF).

Tabla N°5.15: Resultados para la categoría de Ecotoxicidad de Agua Dulce (ReCiPe 2008) para el RS según las etapas del ciclo de vida analizadas por unidad funcional (UF).

Tabla N°5.16: Resultados para la categoría de Ecotoxicidad Marina (ReCiPe 2008) para el RS según las etapas del ciclo de vida analizadas por unidad funcional (UF).

Tabla N°5.17: Resultados para la categoría de Toxicidad Humana (ReCiPe 2008) para el RS según las etapas del ciclo de vida analizadas por unidad funcional (UF).

Tabla N°5.18: Resultados comparativos para el RS Nauta y los casos de botaderos abiertos en la región para todas las categorías de impacto (IPCC 2013 y ReCiPe 2008) por unidad funcional (UF).



Lista de acrónimos

ACO – Agotamiento de la Capa de Ozono

ACV – Análisis de Ciclo de Vida

AICV – Análisis de Inventario de Ciclo de Vida

ANP – Áreas Naturales Protegidas por el Estado

AT – Acidificación Terrestre

CC – Cambio Climático

CG – Calentamiento Global

CMNUCC – Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático

DTU – Universidad Técnica de Dinamarca

EAD – Eutrofización de Agua Dulce

EC – Economía Circular

EIA – Evaluación de Impacto Ambiental

EM – Eutrofización Marina

ET – Ecotoxicidad Terrestre

ETAD – Ecotoxicidad de Agua Dulce

ETAM – Ecotoxicidad Marina

FMP – Formación de Material Particulado

GEI – Gases de Efecto Invernadero

ICV – Inventario de Ciclo de Vida

INEI – Instituto Nacional de Estadística e Informática

ISO – Organización Internacional de Estandarización

IPCC – Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático

MINAM – Ministerio del Ambiente

MPLN – Municipalidad Provincial de Loreto – Nauta

NAMA – Acciones de Mitigación Nacionalmente Apropriadas

NDC – Contribución Nacional Determinada

OCDE – Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico

ONU – Organización de las Naciones Unidas

PBI – Producto Bruto Interno

PELCAN – Red Peruana Ciclo de Vida y Ecología Industrial
PUCP – Pontificia Universidad Católica del Perú
RNB – Renta Nacional Bruta
RRSS – Rellenos Sanitarios
RS – Relleno Sanitario
RSM – Residuos sólidos municipales
SEIA – Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental
SRRSS – Sector Residuos Sólidos
TH – Toxicidad Humana
UE – Unión Europea
UF – Unidad Funcional



Capítulo 1. Introducción

La generación de residuos y su manejo es un problema con el cual todas las civilizaciones han tenido que lidiar, ya que básicamente toda actividad humana genera algún residuo. Sin embargo, es solo desde la creación del informe Brundtland, en 1987, en el que se acuñó la primera definición de desarrollo sostenible, que la visión en torno a los residuos empezó a cambiar. A partir de entonces el manejo de los materiales cambia en torno a la sostenibilidad, buscando así la maximización del aprovechamiento de los recursos. Esta nueva perspectiva empezó a ser aplicada en diversos sectores, y el sector residuos sólidos (SRRSS) no es ajeno a ello. En consecuencia, los medios de disposición han evolucionado de un desechado sin cuidado, a sistemas de tratamiento integrado avanzados en los países más desarrollados. Actualmente, el objetivo es lograr la consolidación de una economía circular (EC). Por ello, la Unión Europea (UE), con su paquete de EC, y el gobierno chino con su Ley de Promoción de la EC (European Commission, 2015; Lieder & Rashid, 2016; Geissdoerfer et al., 2017) han logrado iniciar la implementación y mejora de esta línea de pensamiento en economías desarrolladas. La EC se enfoca en el impulso al reciclado, y a la reducción del relleno de residuos en Rellenos Sanitarios (RRSS), de manera que se pueda aprovechar al máximo los recursos ya explotados, con la finalidad de alargar su tiempo de vida (Ghisellini et al., 2016; Geissdoerfer et al., 2017).

Por el contrario, la situación en países en desarrollo y economías emergentes es sustancialmente diferente: mientras que los países más desarrollados buscan sistemas de manejo de los residuos más integrados y sostenibles (Laurent et al., 2014a), las economías emergentes siguen luchando para lograr la transición de la disposición en botaderos abiertos al tratamiento en RRSS ((Johannessen & Boyer, 1999; Henry et al., 2006; Guerrero et al., 2013; Marshall & Farahbakhsh, 2013). En el 2013, Guerrero y otros expertos identificaron los retos que más de 30 ciudades estaban enfrentando en 22 países en vías de desarrollo a lo largo de 4 continentes, y concluyeron que las municipalidades, en conjunto con los demás actores involucrados como los gobiernos centrales y instituciones educativas, debían tomar acciones para poder mejorar una precaria situación. Si bien el relleno sanitario de los residuos tiene un impacto total elevado cuando se consideran residuos mixtos respecto a otras alternativas como el reciclaje y la incineración (Laurent et al., 2014a), en países en desarrollo sigue siendo la columna vertebral del manejo de residuos sólidos municipales (RSM) debido a su bajo costo y menores impactos

ambientales respecto a los botaderos abiertos (Johannessen & Boyer, 1999; Manfredi & Christensen, 2009; Manfredi et al., 2009; Guerrero et al., 2013).

En cuanto al caso particular del Perú, durante el año 2012 se generaron un total de 6.9 millones de toneladas de RSM. De estas, el 47% fue dispuesto en botaderos a cielo abierto y solo el 21% fue destinado a un relleno sanitario (RS) autorizado. En cuanto a las fracciones remanentes, 17% fue reciclado, 12% fue quemado a cielo abierto, 3% fue vertido en algún medio acuoso (mar, lago o río) y un 1% tuvo un destino desconocido (MINAM, 2013). Dado que la situación nacional de manejo de RSM en Perú es un problema bien conocido por el gobierno, a lo largo de la última década se ha tenido la intención y el compromiso de mejorar la situación. En el año 2010 el gobierno suscribió el Anexo B del Acuerdo de Copenhague, en el cual se comprometía a tomar acciones en el SRRSS con el fin de reducir las emisiones producidas por el manejo inadecuado de los residuos (CMNUCC, 2010). Si bien las medidas propuestas en el acuerdo fueron poco ambiciosas y específicas, el gobierno luego suscribió, en el 2015, el Acuerdo de París (CMNUCC, 2015), ratificándolo en el año 2016 con propuestas más ambiciosas, como se puede ver en la Contribución Nacional Determinada (NDC por sus siglas en inglés, antes iNDC), las cuales pretenden una reducción de hasta 3.9 millones de toneladas (Mt) de CO₂-equivalente solo en el SRRSS, lo que equivale al 30% de las emisiones del sector en condiciones *Business as Usual* según proyecciones para el 2030.

A lo largo del presente trabajo de tesis se desarrollarán a mayor profundidad los temas abordados en los párrafos anteriores. En primer lugar, a lo largo del presente capítulo se expondrá la situación actual del SRRSS, se propondrá la justificación del trabajo de investigación, junto con la hipótesis del mismo, y se propondrán los objetivos investigativos. Posteriormente, en el **Capítulo 2** se presentará el estado del arte en cuanto al Análisis de Ciclo de Vida (ACV) en manejo y disposición de RSM se refiere. Luego, en el **Capítulo 3** se expondrán a detalle los materiales y métodos utilizados, así como la normativa y los lineamientos seguidos. Consiguientemente, en el **Capítulo 4** se detallarán las entradas y salidas consideradas en el sistema analizado, lo cual corresponde a ser el Inventario de Ciclo de Vida (ICV). En el **Capítulo 5** se desarrollará lo que corresponde a ser los resultados del Análisis de Inventario de Ciclo de Vida (AICV), en el **Capítulo 6** se discuten los mismos y se plantean recomendaciones, mientras que por último el **Capítulo 7** desarrollan las conclusiones a las que llegó la investigación.

1.1. Contexto Peruano en el SRRSS

Como se expuso anteriormente, el SRRSS peruano es un sector con amplias carencias e ineficiencias. Sin embargo, a lo largo de los últimos años se han venido realizando diversos esfuerzos para revertir la precaria situación actual. Si bien en el año 2012 solo un 21% de los RSM generados fue destinado a un RS, en el año 2014 se dispuso en un RS el 44% de residuos generados según el Plan Nacional de Gestión Integral de Residuos Sólidos 2016 – 2024. Además, dicho año se generaron 7.5 Mt de residuos sólidos municipales, de las cuales se dispuso la fracción remanente de manera inapropiada en el medio ambiente, a través de botaderos informales u otras estrategias poco recomendables (MINAM, 2016). Asimismo, se estima que el país necesita alrededor de 190 lugares de disposición final de residuos sólidos, pero para el mismo año solo contaba con 21 emplazamientos de esta naturaleza (MINAM, 2016). Sin embargo, debido a diversos esfuerzos del MINAM, para el año 2017 se logró incrementar el número de RRSS a 28 (MINAM, 2017). En la **Figura 1.1** se puede observar la ubicación de los 28 RRSS existentes a lo largo del país para el año 2017.

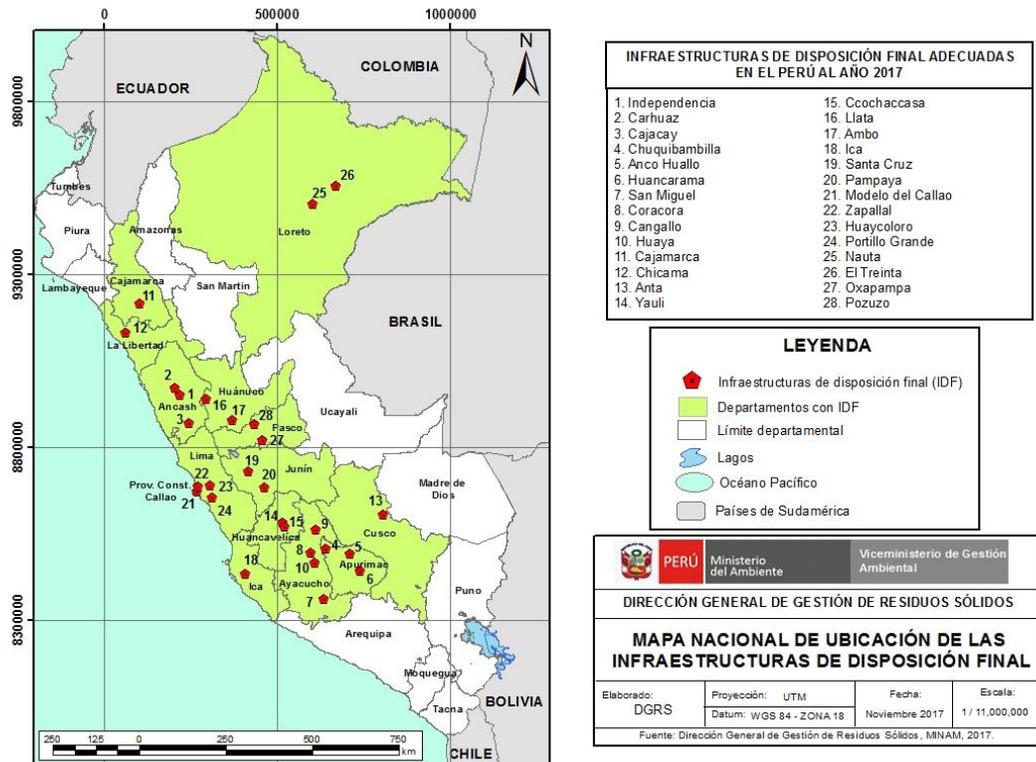


Figura 1.1: Ubicación de los RRSS en el Perú. Fuente: Dirección General de Gestión de Residuos Sólidos (MINAM, 2017)

Actualmente, el único RS a nivel nacional con generación de energía es el RS de Huaycoloro, ubicado en el extrarradio de la ciudad de Lima, el cual tiene una potencia instalada de 4.8 MW (Petramás, s.f.). Esto reduce considerablemente las emisiones de GEI del RS e incluso puede llegar a evitarlas (Manfredi et al., 2009). Una de las principales causas de que solo un RS cuente con sistemas avanzados de tratamiento de biogás es la inversión inicial necesaria para lograr su implementación. Por el contrario, la combustión descentralizada de biogás requiere menores costos de implementación, operación y mantenimiento, pero no genera utilidades a diferencia de la recuperación de energía. Es por ello que, del resto de emplazamientos, solo 8 RRSS cuentan con sistemas de quema de biogás, mientras que los RRSS remanentes emiten el gas directamente a la atmósfera (MINAM, 2013).

1.2. Justificación

Hoy en día, la lucha contra el Cambio Climático es una de las prioridades tanto de la comunidad internacional, como del Perú. Desde la firma del acuerdo de París, en 2015, los países firmantes han buscado aplicar tecnologías limpias que contribuyan a la lucha contra el cambio climático, como las energías renovables o la incineración de los residuos sólidos con recuperación de energía. Si los países firmantes logran sus compromisos, se podría alcanzar la meta de mantener el incremento de la temperatura por debajo de los 2 °C en 2100, propuesta en la COP 21 de París (CMNUCC, 2015). Del mismo modo, el Perú al ser partícipe de este acuerdo, se ha comprometido a reducir sus emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en diversos sectores productivos. Además, es necesario destacar que el 2 de abril de 2018 se promulgó la *Ley Marco sobre Cambio Climático*, lo cual convierte al Perú en el primer país en decretar una ley de estas características, y líder en la lucha contra el cambio climático en Latinoamérica.

Paralelamente, el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) ha señalado en un reporte publicado en 2018, que actualmente el planeta ya se encuentra a 1.5°C más cálido que en tiempos preindustriales. Además, señala los efectos que ha tenido este incremento de temperaturas y el camino que se debe tomar para combatirlos. Por último, hace un llamado a la acción para los gobiernos mundiales para poder tomar medidas para limitar el incremento de las temperaturas hasta dicho nivel, y poder seguir ejecutando medidas de mitigación de modo que se evite llegar a un punto de no retorno.

Debido al contexto mencionado, el SRRSS juega un papel importante, ya que se estima que representa hasta el 3.6% de las emisiones de GEI totales del país (MINAM, 2015). Sin embargo, para poder reducir efectivamente las emisiones, estas deben ser identificadas adecuadamente, teniendo en consideración el ciclo de vida de los sistemas de tratamiento involucrados. Dado que el objetivo principal de esta tesis implica la identificación y cuantificación de los impactos ambientales del RS de Nauta, se puede decir que su desarrollo será crucial para lograr los objetivos propuestos por Perú en el Acuerdo de París.

1.3. Objetivos e hipótesis

Objetivo General:

El objetivo general de este estudio es realizar una evaluación ambiental de la construcción, operación y cierre de un RS ubicado en la provincia amazónica de Loreto – Nauta a través de la metodología del ACV. Esta tesis busca cuantificar los impactos ambientales de un emplazamiento de disposición final de residuos sólidos en una zona de condiciones climáticas húmedas y calurosas ubicada en la Amazonía mediante distintas categorías de impacto.

Objetivos específicos:

1. Identificar las principales fuentes contaminantes del RS y sus impactos ambientales.
2. Analizar el Ciclo de Vida y flujo de materiales de un RS en condiciones de la Selva Amazónica peruana.
3. Evaluar el impacto ambiental de un RS en una zona de alta vulnerabilidad ambiental.
4. Proponer medidas de reducción de emisiones para el RS de Nauta.
5. Plantear opciones de mejora y optimización para el RS de Nauta y de las políticas públicas vinculadas al sector.

Hipótesis:

La etapa de descomposición de los residuos sólidos en el RS es la etapa que genera mayores emisiones de GEI e impactos ambientales en el ciclo de vida del RS de Nauta.

Capítulo 2. Estado del arte

El estudio del comportamiento de los residuos en los RRSS y su impacto ambiental ha sido amplio y extensivo a lo largo de los años. Si bien existen diversas perspectivas para el estudio de los RRSS, la presente investigación estará enfocada principalmente desde el punto de vista del ACV. A continuación, se dará a conocer la situación actual de la literatura científica relacionada al rubro de los RSM, el ACV y de los RRSS, tanto a nivel mundial como en el Perú.

2.1. Generación de RSM en Perú y el mundo

Para poder comprender la evolución de los residuos durante su etapa de tratamiento, es necesario conocer en qué medida son generados. Actualmente, a nivel mundial se generan más de 1300 millones de toneladas de residuos al año, y se espera que dicha cifra se eleve hasta los 2200 millones en 2025 (Rajaeifar et al., 2017). Esto significa que se tendrá un incremento de una generación per cápita de 1.2 kg/día a 1.42 kg/día en la próxima década. Sin embargo, como es de esperarse, dicha generación varía según cada región y cada país, y estas variaciones pueden ser altamente significativas (Hoorweg y Bhada-Tata, 2012). Por otro lado, estos cambios están fuertemente vinculados a diversos patrones de consumo y riqueza económica, así como a distintas estrategias municipales de colección y manejo de los RSM.

Según Khan y otros colegas (2016), diversos autores han conducido investigaciones para poder establecer las relaciones entre la generación de residuos, su composición y los factores socio económicos relacionados. Generalmente se emplean distintos indicadores per cápita para poder ilustrar estas relaciones: i) producto bruto interno (PBI), ii) renta nacional bruta (RNB), la cual incluye el PBI y los ingresos percibidos de ultramar, y por último iii) el índice de desarrollo humano (IDH). Este último argumenta que las personas y sus capacidades deberían ser el principal criterio para evaluar el desarrollo de un país, y no el crecimiento económico exclusivamente (UNDP, 2017). La aplicación de estos índices ha permitido relacionar directamente la generación de RSM y el nivel de ingresos de la población. En consecuencia, las áreas urbanas con mayores ingresos y alto consumo de bienes manufacturados tendrían una mayor generación de residuos, mientras que aquellas

con menores ingresos tendrían una generación menor, al igual que las zonas rurales. (Mohee et al., 2015; Kawani y Tasaki, 2016).

No obstante, otros autores han hallado que la correlación entre PBI y la generación de RSM no es tan fuerte como se creyó inicialmente. La generación per cápita de RSM no necesariamente incrementa linealmente con el crecimiento económico de un país (Kawani y Tasaki, 2016), ya que el PBI tiende a crecer a mayor velocidad que la generación de RSM (Hernández-Berriel et al., 2016). Adicionalmente, en un mismo país, provincia o distrito, las diferencias en la generación de residuos no solo dependen del nivel socio económico, sino también de otras variables. Dichas variables incluyen a la cantidad de habitantes por hogar (Dennison et al., 1996), nivel educativo u ocupación (Khan et al., 2016), y condiciones climáticas, geográficas, dietéticas y de calidad alimenticia, y situación urbana (Tanghipour et al., 2016).

Según un informe del Banco Mundial, hacia el año 2012 los países miembros de la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE) generaron el 44% de los residuos sólidos a nivel mundial, mientras que los países del Este asiático y la región del Pacífico (EARP) generaron el 21%. Paralelamente, la región de Latinoamérica y Caribe (LAC) generó el 12% del total a nivel mundial, el sur de Asia (SAR) el 6%, Africa (AFR) un 5% y el Medio Oriente (MO) 5%. Además, la OCDE tuvo la generación per cápita más elevada, con 1.51 kg/cápita/día, mientras que el sur de Asia la más pequeña, con solo 0.45 kg/cápita/día. En el caso específico de LAC, región en la que se encuentra el Perú, la generación promedio fue de 1.05 kg/cápita/día. Sin embargo, en sus países el rango de generación osciló entre 0.1 kg/cápita/día (Bolivia) y 5.5 kg/cápita/día (Antigua y Barbuda) (Hoorweg y Bhada-Tata, 2012). Sin embargo, esto debe ser interpretado con cuidado ya que, debido a las deficiencias de los sistemas de manejo de RSM en la región, en muchos casos la generación per cápita es determinada en plantas intermedias o de transferencia, en lugar de los lugares de generación. En el caso específico de Perú, la generación per cápita es inferior al promedio de LAC, siendo de 0.79 kg/cápita/día.

2.2. Composición de RSM en Perú y el mundo

Conocer la composición de los RSM es esencial para el desarrollo de sistemas adecuados de manejo y tratamiento de residuos sólidos. Esto se debe a que la proporción en la que se generen las distintas fracciones determinará protocolos de colección y estrategias de manejo de RSM únicos que deban ser aplicados a cada caso particular. Desafortunadamente, en muchos casos la obtención de información detallada, consistente y de calidad es difícil de conseguir (Hernandez-Berriel et al., 2016). Por dicho motivo, en el presente estudio los residuos son clasificados como orgánicos e inorgánicos. A su vez, estos últimos serán subdivididos en cartón y papel, plástico, vidrio, metal, y otros materiales inertes.

Según Hoornweg y Bhada-Tata (2012), la composición promedio de los residuos a nivel mundial consiste fundamentalmente en la fracción orgánica (51%), papel (14.1%), plástico (10.4%), vidrio (4.10%) y metales (3.3%). Otros materiales indefinidos se agregan para formar el 17% restante. A pesar de esto, existen amplias variaciones según la ubicación geográfica, climas regionales y nivel socioeconómico. Esto se puede apreciar con mayor detalle en la **Tabla N°2.1**.

Las naciones pertenecientes a la OCDE presentan un valor atípico respecto al resto del mundo. No solo tienen la mayor generación per cápita, sino también la fracción orgánica más pequeña en los RSM cuando se les compara con otras regiones, en las que dicha fracción es la prevalente. En contraste, la OCDE tiene un alto porcentaje de materiales reciclables en sus desechos. Una de las principales razones que explicaría esta diferencia es el hecho que los ciudadanos de los países miembros de la OCDE tienden a consumir una mayor de productos alimenticios empaquetados. En cambio, países como los latinoamericanos consumen una mayor cantidad de productos frescos y con bajas tasas de procesamiento (Mohee et al., 2015). Adicionalmente, otro factor que debe ser tomado en consideración es el hecho que los hogares en muchas economías emergentes y en vías de desarrollo destinan aproximadamente el 50% de sus ingresos a la compra de productos comestibles, mientras que en los países miembros de la OCDE ese porcentaje es inferior (Vazquez-Rowe et al., 2017). En consecuencia, esto lleva a una tasa más elevada de

consumo de productos no alimenticios, lo que a largo plazo conlleva a mayores proporciones de productos inorgánicos.



Tabla N°2.1.: Composición de los residuos sólidos municipales de las distintas regiones socio-económicas del mundo.

Adaptación de Hoornweg y Bhada-Tata, 2012.

		Composición de RSM (%) (Hoornweg and Bhada-Tata, 2012)																	
Región	Num. Países	Orgánicos			Papel y cartón			Plástico			Vidrio			Metales			Otros		
		LI	PM	LS	LI	PM	LS	LI	PM	LS	LI	PM	LS	LI	PM	LS	LI	PM	LS
AFR	19	18.0	57.0	88.0	2.00	9.00	21.0	1.00	13.0	20.0	1.00	4.00	5.00	1.00	4.00	5.00	1.00	13.0	57.0
EARP	17	4.00	62.0	71.0	2.00	10.0	31.0	2.00	13.0	24.0	3.00	3.00	9.00	1.00	2.00	20.0	2.00	10.0	63.0
ECA	12	5.00	47.0	65.0	10.0	14.0	37.0	3.00	8.00	12.0	1.00	7.00	13.0	3.00	5.00	9.00	11.0	19.0	43.0
MO	10	40.0	61.0	70.0	9.00	14.0	25.0	4.00	9.00	16.0	1.00	3.00	5.00	2.00	3.00	9.00	2.00	10.0	16.0
OECD	6	14.0	27.0	56.0	8.00	32.0	68.0	1.00	11.0	22.0	2.00	7.00	13.0	2.00	6.00	13.0	5.00	17.0	63.0
SAR	27	35.0	50.0	80.0	3.00	4.00	17.0	2.00	7.00	18.0	1.00	1.00	4.00	1.00	1.00	1.00	5.00	37.0	59.0
LAC	18	14.0	54.0	77.0	6.00	16.0	32.0	4.00	12.0	36.0	1.00	4.00	8.00	1.00	2.00	16.0	3.00	12.0	59.0
Promedio		18.6	51.1	72.4	5.70	14.1	33.0	2.40	10.4	21.1	1.40	4.10	8.10	1.60	3.30	10.4	4.10	16.8	4.10

Al observar los valores promedio para los países OCDE, la fracción orgánica (27%) es sustancialmente menor que la de AFR, EARP y MO, donde los valores oscilan entre 57% y 62%. Sin embargo, en cada una de estas y las demás regiones del mundo se pueden ver amplias fluctuaciones al analizar país a país. Por otro lado, la OCDE presentó los valores más elevados para la generación de papel y cartón (32%), vidrio (7%) y metales (6%), y valores relativamente altos en plástico (11%). Esta información confirmaría que los países de ingresos elevados generan menos materia orgánica (45-53%) y más fracciones reciclables (42-34%) que países de ingresos medios y bajos, con 75-53% de materia orgánica y 15-23% de reciclables respectivamente. A pesar de todo esto, los plásticos muestran una tendencia diferente al compararlos con las demás fracciones reciclables. El contenido promedio de plásticos en las naciones de AFR, EARP y LAC demostró ser más elevado que los valores promedios de los países OCDE. Si bien no hay una clara causa de este fenómeno, existen diversas razones que podrían estar detrás de él. Una de ellas podría ser la rápida urbanización y desarrollo económico dado en dichas regiones (Gu et al., 2017), y la actividad turística que se da principalmente en el Caribe, el Pacífico y las islas africanas. Adicionalmente, también podría estar relacionada con la producción de plástico. En el año 2016, la producción mundial de plástico alcanzó los 280 millones de toneladas, siendo China el principal productor (29%), seguido por Europa (19%) y América del Norte (18%) (Plastic Europe, 2017).

Cuando se analiza la composición promedio de los RSM del Perú, la situación no es muy alejada a la vista en LAC. Un informe realizado por el MINAM en 2013 evaluó y ponderó datos de 375 estudios de la composición física de los residuos sólidos domiciliarios a lo largo de todo el Perú. De ella se obtuvo que la materia orgánica es, de igual modo, la fracción mayoritaria, con un 55%. A ella le sigue el papel y cartón, con 8% y los plásticos, con un 6%. En este caso se puede ver que ambas fracciones son menores al promedio latinoamericano. Posteriormente se encuentra el vidrio con 3%, y los metales con 2%. Finalmente, el 26% restante está compuesto por otras fracciones inorgánicas e inertes (residuos de construcción, caucho, cuero, entre otros).

2.3. Funcionamiento de un relleno sanitario

Los RRSS son infraestructuras diseñadas especialmente para almacenar los residuos, ya sean municipales, peligrosos o de cualquier otro tipo. Esto se hace de manera controlada, de modo que no genere un riesgo para el ambiente o para la sociedad. En dichos emplazamientos los residuos son confinados de manera permanente, asegurando así su correcto aislamiento de la intemperie. Los RRSS además generan condiciones idóneas para la degradación de los residuos sin mayor intervención externa. Este tipo de infraestructuras además es ampliamente utilizado en América Latina debido a su bajo costo de operación en comparación a otras alternativas más tecnificadas, como los digestores anaerobios o la incineración controlada.

Un RS está formado por diversos componentes que cumplen funciones específicas para poder asegurar un funcionamiento óptimo. En primera instancia, se tiene una estación de registro, por la cual ingresan todos los residuos y en donde son pesados y registrados. Luego, dependiendo de las labores que se realicen en el relleno, se tiene una estación de segregación de los residuos. En el caso del RS de Nauta si se cuenta con dicho terminal. El siguiente componente, y probablemente el más importante, es la celda. La celda es el lugar en el cual se disponen finalmente los residuos. Esta es una estructura diseñada con determinada pendiente para asegurar la estabilidad de los residuos según se van relleno y para poder manejar adecuadamente la percolación de los lixiviados. Además, esta estructura es impermeabilizada en la parte inferior para asegurar una colección de lixiviados completa, sin que se infiltren a la napa freática. Asimismo, la celda cuenta con chimeneas de evacuación de los gases que se generan dentro. En los rellenos con quema de biogás, dichas chimeneas cuentan con un quemador de biogás, mientras que en los rellenos con recuperación de energía las chimeneas van conectadas a una red de colección de biogás para su consumo. El siguiente componente de un RS es la poza de lixiviados. En dicha estructura se colecta y se les da tratamiento a todos los líquidos obtenidos de la celda. Por último, un RS debe también contar con edificaciones secundarias, de modo que se pueda asegurar el correcto estado de los trabajadores. Dichas instalaciones incluyen comedores, camerinos, servicios higiénicos y oficinas, entre otros.

2.4. Emisiones de GEI ligadas a la descomposición anaeróbica

El principal medio de tratamiento de RSM en el Perú es su disposición final en RRSS. Sin embargo, hay una elevada presencia de botaderos informales hacia los cuales se destina una importante cantidad de residuos. Esto representa un problema ya que la elevada presencia de material orgánico en los RSM combinada con el hecho de utilizar RRSS genera que se tengan elevadas tasas de descomposición anaeróbica. La descomposición anaeróbica es la degradación de los residuos que contienen carbono biogénico en ausencia de oxígeno. Este proceso ocurre debido a que los residuos en un RS son confinados bajo diversas capas de desechos y material cobertor, principalmente arcilla, las cuales impiden el ingreso de aire a las capas inferiores de la celda. En consecuencia, la gestión inadecuada de dichos residuos sólidos es una fuente de emisión de GEI importante. Esto se debe a que el proceso de descomposición de los desechos orgánicos genera diversos GEI, principalmente CO₂, CH₄ y, en menor medida, N₂O (Kirkeby et al., 2007). Estos gases, al no ser manejados de manera correcta son emitidos directamente al ambiente, contribuyendo al calentamiento del planeta. Estudios previos estiman que el carbono (C) constituye entre 75 y 105 kg por tonelada de RSM (Manfredi et al., 2009), el cual es emitido en forma de biogás al descomponerse anaeróbicamente (Manfredi et al., 2009). Por otra parte, el CH₄ y el N₂O, los dos gases de efecto invernadero más importantes después del CO₂, tienen un factor de caracterización (Potencial de Calentamiento Global) de 28 y 265 respectivamente en relación al CO₂ según el IPCC (2013), lo que implica un elevado aporte al calentamiento global (CG); 28 y 265 veces más altos que el aporte del CO₂ respectivamente.

Se estima que el biogás contiene entre 50 y 60% de CH₄ (Naskeo Environment, s.f.). Al ocurrir la combustión del metano, este reacciona con el oxígeno y se produce CO₂, agua (H₂O) y calor. A este proceso se le denomina pirólisis oxidativa, y ayuda a reducir considerablemente el aporte al cambio climático, ya que como se mencionó anteriormente, el CH₄ tiene un potencial de CG 28 veces más grande que el CO₂ (Quesada et al., 2007).

Asimismo, diversos autores consideran que es imperativo tener en cuenta que, debido a que la descomposición de los residuos se da mediante una tasa de decaimiento de primer orden (USEPA, 1998, 2005; IPCC, 2006), una serie de características geográficas y

climáticas como la temperatura, la humedad y las lluvias, afectan el decaimiento de los residuos, en especial en zonas tropicales y de altas temperaturas, en las que las tasas de generación de metano son mayores (Visvanathan et al., 1999; Machado, 2009). Por lo tanto, los estudios que tengan diferentes condiciones geoclimáticas no deben ser comparados entre sí, por lo que es fundamental diferenciar el tratamiento de residuos en zonas áridas, montañosas y tropicales, entre otras.

2.5. ACV como herramienta cuantitativa

Conforme a lo establecido en la Ley N° 27446, Ley del Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA), no podrá iniciarse la ejecución de proyectos ni actividades de servicios y comercio y ninguna autoridad nacional, sectorial, regional o local podrá aprobarlas, autorizarlas, permitir las, concederlas o habilitarlas si no cuentan previamente con la certificación ambiental contenida en la Resolución expedida por la respectiva autoridad competente. La misma que está referida a la aprobación del instrumento de gestión ambiental o estudio ambiental.

En consecuencia, para la aprobación de todo proyecto se requiere de la elaboración de un Estudio de Impacto Ambiental (EIA), dependiendo el nivel de detalle de la magnitud del proyecto (MINAM, 2016). Este documento técnico-administrativo se usa debido a que brinda información detallada en base a una evaluación minuciosa de los impactos ambientales en la zona de influencia del proyecto a desarrollar. Esto se realiza con la finalidad de que las autoridades competentes puedan aceptar, modificar o rechazar la propuesta de proyecto a ejecutar. Asimismo, esta herramienta está enfocada en que los ejecutores del proyecto puedan tomar medidas de prevención, mitigación y/o compensación de los impactos ambientales negativos más relevantes, e incrementar los efectos positivos que puedan existir (MINAM, 2016). Sin embargo, debido al enfoque cualitativo de la EIA, los impactos negativos solo pueden ser mitigados de una manera limitada, ya que los detalles de la evaluación se enfocan más en la aprobación del proyecto en sí que en la cuantificación de los impactos (Sánchez & Hacking, 2002). Dada la problemática mencionada anteriormente, queda en evidencia la necesidad de una herramienta de determinación y medición de impactos ambientales cuantitativa, de modo que se pueda

lograr una evaluación integral de los efectos ambientales que pueda tener la ejecución de cualquier proyecto.

Actualmente existe una herramienta que ha venido siendo desarrollada a lo largo de los últimos 30 años y que cumple con las características expuestas con anterioridad: el ACV (Carlson, 2011). La metodología de esta herramienta ambiental permite involucrar en el análisis todas las etapas de producción de un producto o sistema de productos, desde su inicio de vida, incluyendo la extracción de materias primas, hasta su fin de vida o disposición final, incluyendo todos los flujos de materiales que han sido involucrados a lo largo de las distintas etapas de la vida del sistema analizado (Pehnt, 2006). Debido a la relevancia que esta metodología ha cobrado en los últimos años, la *International Organization for Standardization (ISO)* la ha normado en su serie de normas ambientales ISO 14040, 14044 (2006a; 2006b). En ellas se detallan las 4 etapas que debe tener un estudio de este tipo: i) la definición del objetivo y alcance del estudio, en donde se define el objeto de análisis, así como los límites de su sistema y la meta a lograr, ii) el ICV, fase en la que se estudian las entradas y salidas del sistema en estudio y se modelan los inventarios a analizar, iii) el Análisis de Inventario de Ciclo de Vida (AICV), donde se evalúan mediante diferentes métodos y herramientas de cálculo los ICVs para determinar sus impactos ambientales, y por último iv) la interpretación de los resultados obtenidos por el análisis. Es importante señalar que todos los procesos mencionados son iterativos y se retroalimentan entre sí para poder conseguir resultados más representativos de la realidad. Asimismo, dado que el ACV involucra la identificación de flujos de materiales a lo largo de todo el ciclo de vida del sistema estudiado, posibilita la creación de estrategias de enfoque medioambiental para la reducción de impactos a lo largo de su ciclo de vida (ISO, 2006a; 2006b).

Por último, es necesario añadir que el ACV faculta al practicante de la metodología a evaluar los distintos aspectos ambientales mediante lo que se denomina como “categorías de impacto”, como por ejemplo el Cambio Climático (CC), donde se cuantifican las emisiones de GEI, así como otras categorías que miden el consumo de recursos fósiles, la eutrofización, la acidificación, y otros.

2.5.1. ACV en sistemas de tratamiento de residuos sólidos

El ACV es una herramienta que ha sido empleada extensamente para la evaluación de diversos métodos de gestión y tratamiento a lo largo de todo el mundo, desde emplazamientos precarios como botaderos informales hasta sistemas complejos como incineradoras. Asimismo, la aplicación del ACV a dichos sistemas ha logrado que se puedan optimizar los sistemas de modo que se logren diseños específicos por localidad, dependiendo principalmente de la composición física de sus residuos y sus impactos ambientales (Laurent et al., 2014a). En el año 2014, Laurent y colegas realizaron una extensa revisión de todos los estudios de este tipo a nivel mundial. Dicha revisión se hizo a nivel metodológico, considerando la unidad funcional (UF), el reporte de procesos analizados, los límites de los sistemas, la cobertura de los impactos, la calidad de los inventarios, y la aplicación de análisis de incertidumbre y sensibilidad de modo que se pueda ver la credibilidad de los resultados. Posteriormente, se evaluaron los alcances de los sistemas estudiados y los parámetros utilizados, de modo que puedan ser clasificados como estudios “buenos” y “medios”. Aquellos que no calificaban en dicho rango fueron descartados del estudio.

Esta evaluación analizó los resultados de 222 casos de estudio diferentes a lo largo de todos los continentes. La mayor concentración de estudios se encontró en Europa, principalmente en España, Italia, Suecia y Dinamarca. Adicionalmente, de dichas investigaciones, 196 incluyeron algún tipo de tratamiento térmico de los residuos, ya sea incineración (138), gasificación (20) y co-combustión (15), entre otros (23). En cuanto a los estudios sobre relleno de residuos, el siguiente tratamiento más investigado, 130 consistieron en rellenos sanitarios y 10 fueron sobre botaderos abiertos. El siguiente método más estudiado fue el tratamiento biológico (134), de los cuales 74 fueron sobre compostaje, 53 sobre digestión anaerobia y los 6 restantes sobre algún otro medio biológico. Finalmente, 78 estudios consistieron en evaluar algún tipo de pretratamiento físico-químico, siendo el tratamiento mecánico el predominante (60) por sobre el tratamiento químico (18). Algunos otros estudios recientes relevantes incluyen a Margallo et al. (2014), sobre incineración en España, Güereca et al. (2015), sobre el co-procesamiento de residuos en México, Faraca et al. (2016) sobre el reciclaje en

Dinamarca, y Henriksen et al. (2017) sobre la importancia de las condiciones geoclimáticas en el ACV de rellenos sanitarios.

Otro tema importante a mencionar cuando se refiere al ACV en los sistemas de tratamiento y gestión de los residuos sólidos, es el de los diversos modelos y softwares para llevarlos a cabo. En el mundo de los residuos sólidos, dado que no se comportan como productos convencionales, ya que pasan por procesos de degradación, se deben tener consideraciones importantes. Si bien para productos y sistemas agrícolas, industriales y de transporte existen diversos softwares como SimaPro (SimaPro, s.f.), Umberto (ifu Hamburg, s.f.), y GaBi (thinkstep GaBi, s.f.), estos no pueden ser utilizados para el modelado y análisis de sistemas de residuos sólidos debido a la complejidad de ambos (Gentil et al., 2010). Es por ello que diversas instituciones se han visto obligados a desarrollar sistemas específicos para la evaluación ambiental de los residuos y sus diversos modos de ser gestionados. Entre los principales destacan la Universidad Técnica de Dinamarca (DTU), la cual desarrolló en 2006 el software EASEWASTE (Kirkeby et al., 2006), y en 2014 la versión actualizada, EASETECH (Cavreul et al., 2014); la Universidad Técnica de Darmstadt mediante el Instituto WAR, de Alemania, con LCA-IWM (Den Boer et al., 2007), la Agencia Ambiental del Reino Unido con WISARD (McDougall et al., 2003), y la Agencia de Protección Ambiental estadounidense (EPA), con el software MSW-DST (Thorneloe et al., 2007). En el año 2010 Gentil y colegas realizaron una revisión de algunos de estos programas (los que habían sido desarrollados hasta la fecha) junto con otros más. Dicha revisión evaluó los parámetros considerados en los modelos y las suposiciones técnicas aplicadas. Finalmente, llegaron a la conclusión que todos los modelos eran adecuados para el ACV de RSM. Sin embargo, algunos fueron más idóneos que otros debido a la facilidad de interacción con el usuario, a la amplitud y flexibilidad de los sistemas de tratamiento y a la posibilidad de incluir diversos impactos, entre ellos EASEWASTE, de la DTU.

2.5.2. ACV en RRSS

En cuanto al ACV de un RS, existen resultados en la literatura en los que la mayor cantidad del impacto se da en la etapa de operación del relleno, entendiendo esta etapa como la disposición final de los residuos y la generación de biogás debido a la descomposición anaeróbica. En este contexto, la principal causa del impacto es la emisión directa de biogás a la atmósfera debido a su alto contenido en metano (Kirkeby et al., 2007; Manfredi et al., 2010a). A su vez, la alta producción de metano se debe principalmente a la descomposición anaeróbica de los residuos orgánicos, los cuales son la principal fracción de los RSM. Estos alcanzan el 32% del total en los países pertenecientes a la OCDE, mientras que en América Latina – Caribe llegan a un 54% del total según el Banco Mundial (2012). Sin embargo, es necesario resaltar que, si bien los gases generados en un RS tienen un alto impacto ambiental, este puede ser reducido al tratar el gas, ya sea ejerciendo una quema simple in-situ mediante sistemas de chimeneas y quemadores, o al realizar una recuperación energética del biogás, el cual a su vez reemplaza el uso de combustibles fósiles (Cherubini et al., 2009; Manfredi et al. 2010a, 2010b; Starostina et al., 2015).

Por otro lado, diversos estudios señalan que las etapas de construcción, mantenimiento y cierre solo contribuyen entre un 5% y 10% a los impactos ambientales de los RRSS (Mènard et al., 2004; Manfredi et al., 2010b). Incluso en RRSS con bajos contenidos de residuos orgánicos, dichas etapas tuvieron una contribución no mayor al 15% del total de impactos (Manfredi et al., 2010a), por lo que es evidente que debido al largo tiempo de vida de un RS – se considera que las emisiones por parte de la descomposición de los residuos, principalmente orgánicos, se dan a lo largo de 100 años – y a las grandes cantidades de desechos dispuestas en ellos, la etapa de uso es la fase primordial en el ACV de RRSS.

Asimismo, diversos estudios consideran que los gases son colectados y monitoreados entre 15 y 30 años después del cierre del RS, según las regulaciones regionales de cada relleno (Camobreco et al., 1999; Mènard 2004; Manfredi et al., 2010a). Posteriormente a este momento, el porcentaje remanente de gas por generar es inferior al 20% del total (Manfredi et al., 2010a).

Respecto a las emisiones generadas por la construcción y uso de RRSS, se encuentran en la literatura investigaciones realizadas en Asia, América del Norte y Europa. Asimismo, la mayoría de estudios de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) e inventarios para RRSS que se encuentran son de Europa septentrional. Los estudios analizan principalmente el desempeño de los RRSS en condiciones actuales y con mejoras, como quema del biogás y recuperación energética en Europa (Manfredi & Christensen, 2009; Niskanen et al., 2009; Manfredi et al., 2010a, 2010b; Bjelic et al., 2015), Asia (Wanichpongpan & Gheewala, 2007; Khoo et al., 2012; Yang et al., 2014) y Norteamérica (Camobreco et al., 1999; Mènard et al., 2004). En menor medida, otros estudios comparan el desempeño de los RRSS con otras tecnologías, como la incineración, el tratamiento biológico y el reciclaje, únicamente en Europa (Cherubini et al., 2009; Manfredi et al., 2011; Belboom et al., 2013) y Norteamérica (Kong et al., 2012).

2.5.3. ACV en Perú

En el Perú, a día de hoy, no existe ninguna publicación de ACV enfocado a sistemas de manejo de residuos sólidos publicado. Asimismo, tampoco existe gran cantidad de estudios publicados sobre ACV aplicado a obras de infraestructura. En cuanto a lo último, los únicos dos se encuentran enfocados en el desarrollo de proyectos viales. El primero de ellos se concentra en la cuantificación de las emisiones de GEI para una carretera no pavimentada en la selva del Manu en Cusco (Larrea-Gallegos et al., 2016). En cuanto al segundo, este se enfoca en la cuantificación ambiental para varias categorías de impacto en un tramo desértico de la carretera asfaltada Panamericana Sur (Verán et al., 2018). De manera similar, en el ámbito industrial se han realizado investigaciones sobre plantas de tratamiento de aguas residuales, producción cementera bajo distintos enfoques ambientales (Vázquez-Rowe et al., 2019), producción energética en centrales hidroeléctricas a nivel nacional (Verán et al., 2018) y productos de refinería.

Asimismo, en el Perú el principal grupo investigador en el rubro de la metodología del ACV ha sido la Red Peruana Ciclo de Vida y Ecología Industrial (PELCAN). Dicho grupo de investigación, perteneciente a la Pontificia Universidad

Católica del Perú (PUCP), se ha enfocado en los últimos 8 años en los sectores agroindustrial, pesquero y energético (Avadí et al., 2014; Quispe et al., 2016; Vázquez-Rowe et al., 2015a, 2015b, 2017; Larrea-Gallegos et al., 2017; Cancino-Espinoza et al., 2018). Si bien esta metodología ha sido desarrollada e implementada a lo largo del mundo durante los últimos 30 años, este grupo ha liderado esta rama investigativa recién desde el año 2005 en el país, manteniéndose a la vanguardia desde entonces. Además, su amplio rango de acción le ha permitido tener resultados positivos en diversos sectores, de modo que se ha podido impulsar la sostenibilidad tanto en el ámbito público, trabajando con instituciones nacionales, como en el privado. Teniendo esto en cuenta, han podido realizar una publicación en la que desglosan los NDCs de cada sector peruano y los analizan bajo una perspectiva de ciclo de vida (Vázquez-Rowe et al., 2019). Esto con el objetivo de verificar el real alcance que tienen las propuestas del MINAM y su efectivo cumplimiento.



Capítulo 3. Materiales y métodos

En el presente capítulo se detallarán los materiales y métodos empleados en este estudio. En cuanto a la metodología que requiere el presente proyecto de investigación, se utilizó el protocolo definido en las normativas ISO 14040 y 14044, las cuales especifican las acciones a llevar a cabo para el correcto desarrollo de un ACV (ISO, 2006a, 2006b).

3.1. ACV y la normativa ISO

El ACV es una herramienta de gestión ambiental que posibilita la descomposición de las distintas fases de la existencia de un producto, proceso o sistema, así mismo, ahondar con mayor profundidad en sus procesos de manufactura, uso y disposición. Esto permite, mediante diversas estrategias, determinar los potenciales impactos que puede tener cada etapa en el ambiente, y en consecuencia tomar decisiones menos lesivas para el mismo. Adicionalmente, el ACV está reglado por la ISO en diversas normas. Estas establecen los procedimientos y consideraciones que se deben de tener en cuenta para realizar la investigación de manera adecuada.

En primer lugar, la norma ISO 14040: “Gestión Ambiental – Análisis de Ciclo de Vida – Principios y marco de referencia” establece como se debe estructurar un estudio de esta naturaleza; estableciendo los principios en los que se basa un ACV y las fases que lo componen. Dichas fases son la definición del objetivo y el alcance del estudio, el análisis y estructuración del inventario, el análisis del impacto, y la fase de interpretación del estudio (ISO, 2006a). Estas fases se pueden observar en la **Figura 3.1**.

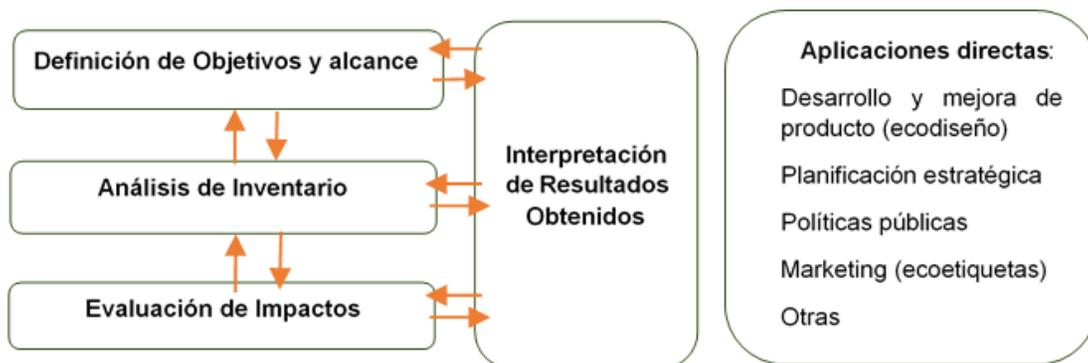


Figura 3.1: Fases de un Análisis de Ciclo de Vida.

Fuente: Adaptado de la Normativa ISO 14044, 2006b

En segundo lugar, la norma ISO 14044: “Gestión ambiental: Análisis del Ciclo de Vida - Requisitos y directrices” establece los parámetros mínimos e indispensables que debe cumplir un estudio de estas características. Asimismo, la normativa indica que se tiene que adquirir la información a analizar de fuentes directas, en este caso cuestionarios a la entidad que maneja el RS y visitas a campo, e indirectas, como lo son la bibliografía y las bases de datos.

3.2. Aplicación del ACV a RRSS

La realización de este ACV orientado a RRSS se aplica a la disposición de RSM en instalaciones construidas específicamente para dicho fin, en donde se toman en consideración las siguientes etapas de estudio: construcción, mantenimiento, operación y el fin de vida. Para la elaboración de este estudio, se deben de considerar ciertos factores importantes como el tipo de RS, su ubicación geográfica – ya que como se mencionó previamente, las condiciones geoclimáticas afectan el desempeño del RS –, la capacidad de operación, el tipo de tratamiento, el proceso constructivo y las tecnologías empleadas en el proyecto, entre otros factores. Cada uno de estos factores hace que la realización de un estudio de ACV para este tipo de sistema sea de un nivel elevado y completo, puesto que contiene una gran cantidad de elementos. Debido a esto, se posee un gran volumen de materiales y procesos relacionados. Finalmente, es importante cuantificar tanto las cargas ambientales directas por el propio ciclo de vida del proyecto como los impactos indirectos.

En la actualidad existe un software de ACV especializado en sistemas de tratamiento de residuos, denominado EASETECH. Este software, desarrollado por la DTU, permite modelar diversos tipos de tratamiento: ya sea desde sistemas simples y rudimentarios como los RRSS, hasta incineración, biodegradación, reciclaje, o sistemas complejos en los cuales se emplean diversos métodos (Clavreul et al., 2014). EASETECH es la versión actualizada y mejorada del software EASEWASTE (Kirkeby et al., 2006), desarrollado de igual manera por la DTU. Además, este programa fue revisado, junto a otros softwares de ACV para sistemas de residuos sólidos, por Gentil y colegas en 2010, quienes lo catalogaron como uno de los softwares más completos en el rubro. Este software permite al usuario hacer un seguimiento detallado de todas las sustancias químicas presentes en los residuos a lo largo de todo el sistema de tratamiento. Con dicha función el software permite la identificación efectiva de los componentes de mayor impacto, y así se puedan optimizar los procesos.

3.3. Caso de estudio: RS Nauta

El RS Nauta está ubicado a 6 km de la ciudad de Nauta, en la Provincia de Loreto – Nauta (PLN), en la región amazónica de Loreto. Asimismo, se encuentra a una distancia de 5 km del río Marañón, y a 14 km de donde este se une con el río Ucayali para formar el río Amazonas. Este relleno entró en operación en el año 2012 como parte del proyecto Araucaria XXI Nauta, cofinanciado por la Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo (AECID) y el MINAM. Es operado por la Municipalidad Provincial de Loreto – Nauta (MPLN), y se estima que tiene un tiempo de vida de 12 años de relleno, y 20 años de monitoreo adicionales. El proyecto cuenta con planes educativos para la población y de capacitación para las partes involucradas en él. Asimismo, en las instalaciones del RS, que cuentan con un área de aproximadamente 2 ha, se realiza la caracterización y segregación de lo relleno, el reciclado de inorgánicos y el compostaje de residuos orgánicos. Actualmente, el relleno cuenta con 1 celda concluida y sellada, en la cual se ha reforestado con especies autóctonas de la zona, una celda en operación, en la cual se vienen disponiendo los residuos, y 1 celda por aperturar. El emplazamiento inició operaciones recibiendo menos de 10 toneladas de RSM al día, y en la actualidad reciben cerca de 17 t/día. Por otro lado, no está en los planes de la entidad operadora quemar el biogás colectado o recuperar energía debido a razones presupuestales. En la **Figura 3.2** se muestra una vista satelital de la zona donde se ubica el RS Nauta.



Figura 3.2: Vista satelital del RS Nauta y su zona circundante. Fuente: Image © 2017 DigitalGlobe.

Adicionalmente, en las **Figuras 3.3, 3.4, y 3.5** se pueden observar las instalaciones del RS Nauta inspeccionadas por parte del grupo investigador durante una de las visitas.



Figura 3.3: Celda cerrada y en proceso de reforestación del RS Nauta. Fuente: Archivo personal



Figura 3.4: Planta de compostaje del RS Nauta. Fuente: Archivo personal



Figura 3.5: Celda actualmente abierta del RS Nauta. Fuente: Archivo personal

Es importante destacar las características geoclimáticas de la zona, ya que en la zona aledaña a la ciudad de Nauta se registran anualmente precipitaciones de 2448 mm y temperaturas medias anuales de 26.6°C (Climate-Data, s.f.), por lo que los ratios de descomposición de los residuos son considerablemente más elevados que en escenarios con climas templados, fríos o secos.

3.4. Aplicación del ACV al caso de estudio

La aplicación del ACV al RS se dividió en las 4 fases de desarrollo de la metodología ISO 14040 y 14044 previamente mencionadas. Se enfocó el estudio a la disposición final de los residuos en el RS, así como los procesos que experimentan luego de ser dispuestos, como la descomposición anaeróbica y la generación de los lixiviados. Asimismo, se cuantificó la cantidad de materiales y los flujos energéticos utilizados en el desarrollo del ciclo de vida del proyecto para poder obtener impactos ambientales más certeros y cercanos a la realidad.

3.4.1. Objetivo y alcance

El objetivo principal de la investigación y los objetivos específicos fueron desarrollados anteriormente en el **sub-capítulo 1.3**. Con ello en mente, se procedió a definir el alcance del presente estudio. Para el alcance del proyecto se consideraron las siguientes características del RS: preparación del terreno (remoción de la cobertura vegetal y deforestación en caso que hubiere), movimiento de tierras, construcción de las celdas e instalaciones, disposición de los residuos (y su caracterización local), sistemas de colección de lixiviados, sistemas de colección y tratamiento de gases, sistemas energéticos como grupos electrógenos, y la maquinaria utilizada en el emplazamiento (camiones, tractores, excavadoras entre otros). No se valoraron los elementos que se consideren fuera de los límites de la investigación como el transporte de los residuos hacia el RS, las obras aledañas, carreteras, campamentos de personal, transporte de personal en la etapa de construcción, entre otros. Además, tampoco se incluyeron aquellos materiales que por su peso no son significativos con respecto al peso total de los materiales utilizados en el proyecto.

3.4.2. Función y unidad funcional

Para poder definir la UF, primero debe definirse la función del sistema. Todo sistema tiene una función principal en base a la cual giran todas sus actividades. En el caso de los sistemas de valorización de RSM, la función es el tratamiento y valorización de estos. Por ejemplo, si se hablase de una planta de incineración, la función sería la incineración de los RSM, y todas las actividades se gestarían en relación a esta. Por ende,

en un RS, la función sería la disposición final de los RSM, y todas las actividades que se lleven a cabo en este funcionarían en torno a esta actividad.

La UF, como la define la ISO 14040 (2006a), es la “desempeño cuantificada de un sistema productivo para ser utilizado como unidad de referencia”, y es la unidad básica respecto a la que todos los impactos ambientales son asignados y referidos. La UF es un concepto metodológico importante a tener en mente, ya que permite que los resultados sean más fácilmente comprendidos y comparados respecto al flujo de referencia (Laurent et al., 2014b). En el mundo de ACV de los residuos sólidos es una práctica común el considerar los residuos como “*zero-burden*”, lo cual implica que no se tomen en cuenta los impactos *upstream* de los residuos. En otras palabras, no se consideran los impactos de los materiales dispuestos antes de haber sido ingresados al RS. Esto se debe a que las evaluaciones están enfocadas en determinar los impactos ambientales de los distintos tipos de tratamiento de los residuos en lugar del impacto específico del ciclo de producción de cada fracción contenida, debido a que los productos ahora residuales fueron creados con un propósito, y ya han sido empleados para tal fin.

Debido a que la composición de los residuos varía ampliamente según las distintas regiones geoclimáticas, cada zona estudiada en un ACV de RRSS debería tener una distinta UF teniendo en cuenta los diferentes residuos manejados. En el caso del RS Nauta, la UF fue de “1 tonelada de RSM rellena en el RS Nauta”, siendo dicha tonelada generada en Nauta. Además, se considera que el impacto es medido y generado a lo largo de 100 años desde que se disponen los RSM en el RS. Asimismo, es imperativo señalar que se fija la UF como una tonelada dispuesta y no tonelada recolectada o transportada, debido a que como en diversas instalaciones se realizan procesos de valorización adicionales a la disposición final, como la segregación o el compostaje, el total de los residuos recolectados no llegan a ser dispuestos en el RS.

3.4.3. Límites del sistema

Los datos y resultados obtenidos a lo largo de la investigación fueron contrastados con normas y datos presentados en la literatura por diversos autores. Con el objetivo de tener una buena calidad de datos y resultados, fue una prioridad reducir los límites del sistema a un nivel conveniente y con un alcance moderado, para poder realizar la

investigación de una forma específica. Los límites del sistema están contenidos en dos focos principales: la ecósfera y la tecnósfera.

Ecósfera: Refiere al ecosistema planetario, formado por la atmósfera, la geósfera, la hidrosfera y la biosfera. Se consideran relacionadas a la ecósfera aquellas entradas provenientes de la propia naturaleza y las salidas que van directo hacia la atmósfera, las aguas oceánicas, las aguas terrestres o el suelo.

Tecnósfera: Es el componente de la tierra formado por todos los productos generados por el ser humano, siendo en esta investigación, las entradas (combustibles y energía utilizada) y las salidas (propio producto o proyecto que consumió las materias primas) que ya tuvieron un proceso previo por parte de actividades antrópicas.

En la investigación realizada, los límites abarcaron la obtención de materiales, el proceso constructivo de cada RS, el transporte y abastecimiento de materiales, el consumo energético a lo largo de 3 etapas principales analizadas – la construcción, la operación y el cierre del RS –. Además, se detectaron procesos menores adicionales en cada etapa, como la deforestación, el compostaje y la reforestación, entre otros. Asimismo, se tomó en consideración como salida la liberación de los contaminantes emitidos en el proceso del ciclo de vida de las instalaciones. Por otro lado, no se incluyeron las fases de transporte de los RSM hacia los RRSS. Los límites del sistema y los procesos abarcados pueden verse en mayor detalle en la **Figura 3.6**.

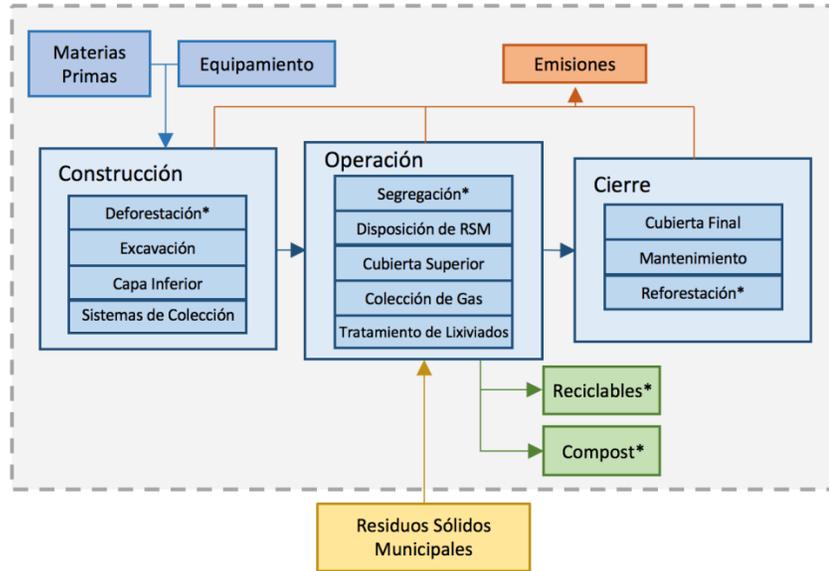


Figura 3.6: Límites de los sistemas a analizar. Fuente: Adaptación personal

3.4.4. Recolección de datos

El RS Nauta es un emplazamiento representativo de la selva amazónica peruana, y como se mencionó anteriormente, es gestionado por la MPLN. Además, el municipio accedió a formar parte del proyecto y proporcionar la información necesaria. A continuación, se expondrán las diversas fuentes de información utilizadas.

3.4.4.1. Fuentes de información primaria

Para la correcta construcción de un ICV, es imperativo obtener información de fuentes primarias y visitar los emplazamientos para adquirir nociones reales de lo que se quiere inventariar. Por ello, se obtuvo acceso al RS, en funcionamiento al momento de la visita, en febrero del 2018. A continuación, se detalla la información adquirida.

El RS del distrito de Nauta, ubicado en la región amazónica de Loreto, fue visitado y estudiado. Las autoridades respectivas pudieron llenar el cuestionario entregado de manera satisfactoria, y quedaron a disposición de los investigadores para brindar datos adicionales en caso de ser necesarios. Además, en dicha visita se pudo tener acceso a información primaria de alta calidad y detalle de todas las etapas de planificación y operación del relleno: desde planos del relleno, datos técnicos y estudios

de caracterización de los residuos hasta presupuestos y detalles de actividades secundarias de la instalación, como el compostaje. Asimismo, se pudo obtener la información geoclimática necesaria para el inventariado, como temperaturas y precipitaciones mensuales, y altitud, entre otros. En la **Figura 3.7** se puede observar la celda abierta en el momento que se realizó la visita.



Figura 3.7: Cargador frontal realizando labores de relleno en el RS Nauta. Fuente: Archivo Personal

3.4.4.2. Información Secundaria

Como en todo proceso de construcción de ICVs, no solo es necesaria la adquisición de información primaria, sino también de fuentes secundarias las cuales proporcionan información no disponible y de menor relevancia. En este estudio se contó con diversas fuentes de información secundaria, las cuales serán descritas a continuación.

Para el flujo de materiales y residuos se utilizó el software EASETECH (Clavreul et al., 2014). Este incluye una amplia base de datos con diversos materiales residuales a los cuales se les ha realizado análisis químicos para determinar su composición. Estos materiales van desde botellas de plástico y vidrio, papeles, textiles, caucho y otros elementos procesados, hasta componentes orgánicos como comida basada en animales y plantas, maleza y vegetación de diversos tipos.

En el caso de los vehículos, maquinaria auxiliar y combustibles empleados se consideró la base de datos de Ecoinvent (Ecoinvent, s.f.), la cual ha sido catalogada como una de las bases de datos más completas en el rubro de materiales, maquinaria, infraestructura y producción (Stafford, Dias, Arroja, Labrincha y Hotza, 2016; Martínez-Rocamora, Solís-Guzmán y Marrero, 2016). Para el uso de electricidad se consideró la matriz de producción eléctrica del Perú (SEIN), modelada y estudiada anteriormente por Vázquez-Rowe et al. (2015).

Por otro lado, debido a que la descomposición de los residuos sólidos sigue un modelo de degradación de primer orden (USEPA, 1998, 2005; IPCC, 2006), los residuos poseen un factor de decaimiento intrínseco (k) el cual puede variar según las condiciones climáticas en el cual se localicen. Dichos factores han sido medidos y definidos en estudios anteriores por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, 2011) y por el IPCC (2006) para diversas condiciones climáticas, dentro de las cuales existen condiciones que pueden ser extrapoladas y adaptadas a las estudiadas en este proyecto. Debido a la dificultad para medir y modelar dichos factores, serán empleados los mencionados anteriormente.

En caso de ser necesaria información secundaria adicional a la mencionada en el presente informe, esta será obtenida de artículos científicos publicados en revistas científicas evaluadas por pares, reportes de agencias e instituciones gubernamentales e internacionales, como el Ministerio de Ambiente del Perú (MINAM), la USEPA, la Agencia Europea Ambiental (EEA) o el IPCC, o investigaciones realizadas previamente por los ejecutores de la presente investigación.

3.4.5. Suposiciones y Limitaciones

Debido a que por diversos motivos no siempre se pueden conocer todos los datos concernientes a los emplazamientos estudiados, se tuvieron que hacer diversas suposiciones para alcanzar un modelado adecuado. Asimismo, siempre existen restricciones que limitan ciertos aspectos del estudio. A continuación, se detallarán las suposiciones y limitaciones concernientes al caso de estudio.

La primera limitación se da en relación a la constante de descomposición de los residuos. En la actualidad la mayoría de estudios para determinar esta constante han sido

realizados en localidades del hemisferio norte en las que las condiciones geoclimáticas son radicalmente distintas. Es por ello que, debido a la complejidad del cálculo de este factor, el IPCC (2006) ha estimado valores para distintas condiciones geoclimáticas en base a diversos estudios realizados en todo el mundo. Sin embargo, estos factores están expresados en rangos variables y pueden estar sujetos a malinterpretaciones. El IPCC establece que para su correcta determinación y uso se los debe elegir en base a criterios ambientales como la temperatura media anual, el potencial de evapotranspiración de la zona y la precipitación media anual. Al haberse obtenido estos datos se pudo determinar que el RS Nauta cumplía las condiciones de una zona “tropical y húmeda”. Por lo tanto, también se considera que la complejidad de la medición de los factores “k” para la descomposición de los residuos es una limitación que puede ser superada si se hiciesen investigaciones más profundas al respecto. Sin embargo, el IPCC especifica que los datos para regiones como esta poseen una incertidumbre mayor ya que no han sido directamente medidos, sino han sido derivadas de investigaciones sobre regiones templadas. Este factor es definitivamente una limitación importante para la construcción de inventarios de ciclo de vida relacionados a la descomposición de los residuos en zonas tropicales de gran importancia, como la Amazonía.

Adicionalmente, en cuanto a los vehículos, maquinaria pesada y otras obras de infraestructura adicionales se les consideró como elementos genéricos provenientes de la base de datos de Ecoinvent v3.3 (Ecoinvent, s.f.), ya que estudios previos señalan que los impactos por bienes capitales son menores al 10% y no es relevante inventariarlos en gran detalle, ya que sus impactos pueden llegar a ser insignificantes en comparación con los del tratamiento en sí de los residuos (Brogaard et al., 2013).

Capítulo 4. Inventario de Ciclo de Vida

La construcción del ICV se basó en la recolección de datos y en los cálculos realizados para cuantificar las aportaciones y salidas de cada uno de los elementos (ISO, 2006a). En el presente capítulo se detalla el proceso seguido para construirlos, según la etapa del ciclo de vida correspondiente.

4.1. Composición de los residuos

La composición de los residuos es un parámetro básico y fundamental al momento de describir y analizar un sistema de tratamiento de residuos sólidos. Asumir composiciones distintas a la real puede llevar a incertidumbres elevadas y resultados poco precisos (Bisinella et al., 2017). Asimismo, permite conocer mejor los flujos de masa en el sistema, así como que fracciones son realmente dispuestas en el emplazamiento. En la actualidad, debido a que en el RS Nauta se realizan labores de segregación para el compostaje y reciclado, si se hacen estudios de caracterización de los residuos. Dichos estudios cuentan con una amplia identificación de fracciones, incluyendo recuperables como reciclables y compostables. A continuación, en la **Tabla N°4.1** se muestra la composición de los residuos rellenos en el RS Nauta.

Tabla N°4.1: Composición de los residuos sólidos rellenos en el RS Nauta. Fuente: Adaptación del Estudio de Caracterización de Residuos Sólidos de Nauta (MPLN, 2013).

Tipo de Residuo	Porcentaje (%)	Tipo de Residuo	Porcentaje (%)
Aprovechable	78.07	Metales	2.18
Compostable	65.06	Fierro	0.76
Madera	0.74	Lata	1.35
Residuos de jardines	4.02	No ferrosos	0.07
Algodón	0.06	Cobre	0.06
Pluma	0.17	Bronce	0.01
Residuos de alimentos	60.07	Residuos no aprovechables	18.36
Reciclables	13.01	Bolsas plásticas	4.24
Papel	2.25	Envolturas de golosinas, plástico metalizado	0.99
Blanco	0.47	Tecnopor	0.27
Periódico	0.68	Telas	0.36
Mixto	1.10	Textiles	0.96
Fill	0.00	Carbón	0.24
Cartón	1.72	Ceniza	0.39
Blanco	0.05	Residuos de construcción	0.49
Marrón	1.04	Jebe	0.09
Mixto	0.63	Cuero	0.89
Vidrio	1.30	Hueso	0.24
Blanco	0.48	Material inerte	9.20
Marrón	0.55	Residuos sólidos peligrosos	3.55
Verde	0.27	Envases con aceites quemados	0.05
Plástico	5.35	Envases de reactivos	>0.01
PET	2.51	Focos	0.02
HDPE	0.8	Fluorescentes	0.02
PVC	0.21	Pintura	0.15
LDPE	0.37	Pilas	0.08
PP	0.26	Baterías	0.00
PS	0.39	Material de medicamentos	0.13
Otros	0.81	Papel higiénico	1.57
Tetrapak	0.21	Toalla higiénica	0.04
		Total	100

4.2. Infraestructura y bienes capitales

En cuanto a la infraestructura del relleno, cuenta con una balanza para el pesaje de los camiones entrantes con una capacidad máxima de 80 toneladas, y existen oficinas de madera. El relleno también cuenta con una planta de reaprovechamiento y un área destinada al acopio de abono orgánico, ambas techadas. Respecto a las vías de circulación, son vías de pavimento de concreto con una longitud total de 220 metros. Además, se cuenta con 2 pozos de lixiviados con una capacidad total de 8 m³. El relleno está conformado por 3 celdas tipo trinchera con una capacidad total de 30,000 toneladas. Actualmente existe 1 celda cerrada, 1 celda abierta, y 1 celda por abrir. Respecto a la cobertura de las celdas, esta es realizada con material arcilloso proveniente de una cantera dentro de las inmediaciones del terreno, a aproximadamente 200 metros de la celda actualmente abierta. Además, la cobertura realizada tiene un espesor de 20 cm. Asimismo, en la celda cerrada se ha realizado un trabajo de reforestación con especies autóctonas, y se tiene planeado replicarlo en las celdas por cerrar.

A continuación, en la **Tabla N°4.2** se muestra la cuantificación realizada de los materiales empleados en el RS adaptados a la UF.

Tabla N°4.2: Cuantificación de los materiales empleados en la construcción y mantenimiento del RS adaptados a la unidad funcional (UF).

Material	Unidad	Cantidad por tonelada rellena
Arena	m ³	5.76E-06
Concreto	m ³	4.92E-06
Acero	kg	5.62E-05
Movimiento de tierras	m ³	4.29E-05
Grava	t	1.18E-04
Arcilla	m ³	1.94E-05
Diésel	l	2.16E-04

4.3. Descomposición de los residuos

Como se mencionó en capítulos anteriores, la descomposición de los residuos se da mediante una tasa de decaimiento de primer orden (USEPA, 1998, 2005; IPCC, 2006) (ver capítulos 2.1. y 3.4.4.2.). Una reacción de primer orden depende linealmente de un solo reactivo. En este caso, la descomposición del total de compuestos se da mediante la suma agregada del proceso de descomposición de cada fracción existente en los desechos rellenados. La ecuación por la que se rige este proceso es la siguiente:

$$[A] = [A]_0 e^{-kt},$$

Donde $[A]$ es la concentración del reactivo en el tiempo “ t ”, $[A]_0$ es la composición del reactivo en el tiempo 0 (momento en el que se inicia la descomposición), y “ k ” es la constante de decaimiento de primer orden de los residuos. Como se mencionó con anterioridad (ver capítulo 3.4.5.), la determinación de estos factores involucra el desarrollo investigaciones de gran profundidad que no han podido desarrollarse al momento para las locaciones estudiadas, por lo que se utilizan los empleados por el IPCC (2006). El IPCC otorga los valores en un rango, con valores inferiores, medios y superiores. A continuación, en la **Tabla N°4.3** se muestran los factores de descomposición de los residuos para la composición dispuesta determinada para el RS Nauta.

Tabla N°4.3: Factores de descomposición de los residuos por fracción rellena en el RS Nauta.

Fuente: Adaptación de la Guía del IPCC para Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero (2006).

Fracciones	k _{inferior}	k _{medio}	k _{superior}
Materia orgánica	0.17	0.400	0.700
Madera, follaje	0.03	0.035	0.050
Papel	0.06	0.070	0.085
Cartón	0.06	0.070	0.085
Vidrio ¹	-	-	-
PET ¹	-	-	-
Plástico duro ¹	-	-	-
Bolsas ¹	-	-	-
Tecnopor y similares ¹	-	-	-
Metales ¹	-	-	-
Telas, textiles	0.06	0.070	0.085
Caucho, cuero y jebe ¹	-	-	-
Pilas	0.03	0.035	0.050
Restos de medicinas, focos	0.06	0.070	0.085
Residuos sanitarios	0.06	0.070	0.085
Papel periódico	0.06	0.070	0.085
Material Inerte	0.03	0.035	0.050
Ceniza, porcelana y otros ¹	-	-	-
Tetrapak	0.06	0.070	0.085

¹ Dado que estas fracciones no contienen carbono biodegradable en su composición química, se considera que no se degradan generando biogás (Olesen et al., 2014).

4.4. Generación y tratamiento del biogás

La generación del biogás se da en base a la descomposición de los residuos explicada en el capítulo anterior (ver acápite 4.3.). Cuando los residuos son descompuestos anaeróbicamente se genera fundamentalmente CH₄ y CO₂ debido a las condiciones anaeróbicas existentes en el RS, tal como se explicó anteriormente (ver acápite 2.1.).

Adicionalmente, en el biogás son emitidas diversas sustancias en menores composiciones, las cuales han sido investigadas y medidas por diferentes autores. A continuación, en la **Tabla N°4.4** se muestran las sustancias, su concentración y los autores que investigaron dichos fenómenos.

Tabla N°4.4: Sustancias adicionales presentes en el biogás. Fuente: Adaptación del Manual de modelado de rellenos sanitarios de EASETECH (Olesen et al., 2014).

Sustancia	Concentración (g/Nm ³ biogás)	Referencia
Arsénico (As)	3.0E-5	Niskanen et al. (2009)
Cadmio (Cd)	2.0E-6	Niskanen et al. (2009)
Mercurio (Hg)	1.0E-6	US EPA (2008)
Níquel (Ni)	8.0E-4	Niskanen et al. (2009)
Plomo (Pb)	2.0E-8	Feldmann y Hirner (1995)
Antimonio (Sb)	4.8E-5	Feldmann y Hirner (1995)
Estaño (Sn)	2.2E-5	Feldmann y Hirner (1995)
Monóxido de carbono	2.8E-2	US EPA (2008)
Sulfuro de hidrógeno	4.0E-2	US EPA (2008)
Compuestos orgánicos volátiles (VOC)	3.0E-1	Olesen et al. (2014)
Cloruro de vinilo	4.0E-3	US EPA (2008)
Dicloroetileno (DCE)	4.5E-2	US EPA (2008)
Tricloroetileno (TPE)	4.0E-3	US EPA (2008)
Percloroetileno (PCE)	1.0E-2	US EPA (2008)
Benceno	8.0E-3	US EPA (2008)
Clorobenceno	2.0E-3	US EPA (2008)
Diclorobenceno	6.0E-3	US EPA (2008)
Triclorobenceno	4.0E-5	US EPA (2008)
Etilbenceno	2.0E-2	US EPA (2008)
Propilbenceno	2.0E-3	US EPA (2008)
Cloruro de etilo	1.0E-2	US EPA (2008)
Clorometano	3.0E-4	US EPA (2008)
Diclorometano	2.0E-2	US EPA (2008)

Sustancia	Concentración (g/Nm ³ biogás)	Referencia
Cloroformo	3.0E-4	US EPA (2008)
Tetracloruro de carbono	5.0E-5	US EPA (2008)
Xyleno	4.0E-2	US EPA (2008)
Tolueno	1.1E-1	US EPA (2008)
Fenol	1.4E-3	US EPA (2008)
Naftaleno	6.0E-4	US EPA (2008)
Clorofluorocarbono (CFC) 11	1.0E-3	US EPA (2008)
CFC 12	5.0E-3	US EPA (2008)
CFC 113	5.0E-4	US EPA (2008)
Hidroclorofluorocarbono (HCFC) 21	1.0E-2	US EPA (2008)
HCFC 22	3.0E-3	US EPA (2008)

Por último, existe un porcentaje del biogás producido que no llega a ser capturado por las chimeneas, pero que es oxidado en la superficie del relleno. En la **Tabla N°4.5** se muestran las eficiencias de oxidación superficial de los gases.

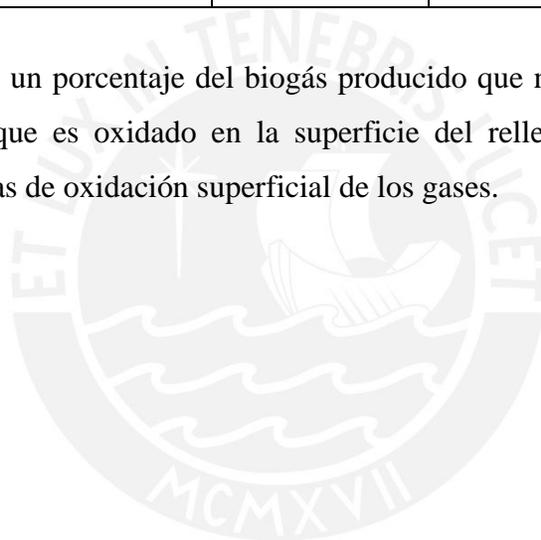


Tabla N°4.5: Eficiencia de oxidación superficial de componentes del biogás en un RS.

Fuente: Adaptación del Manual de modelado de rellenos sanitarios de EASETECH (Olesen et al., 2014).

Substancia	Ratio de oxidación (%)	Referencia
Sulfuro de hidrógeno	20	Manfredi y Christensen (2009)
VOC	60	Manfredi y Christensen (2009)
Cloruro de vinilo	74	Scheutz y Kjeldsen (2005)
DCE	65	Olesen et al. (2014)
TCE	57	Scheutz y Kjeldsen (2005)
PCE	10	Olesen et al. (2014)
Benceno	26	Manfredi y Christensen (2009)
Propilbenceno	20	Scheutz y Kjeldsen (2005)
Diclorometano	75	Scheutz y Kjeldsen (2005)
Cloroformo	61	Scheutz y Kjeldsen (2005)
Tetracloruro de carbono	88	Scheutz y Kjeldsen (2005)
Tolueno	44	Scheutz y Kjeldsen (2005)
CFC 11	90	Scheutz y Kjeldsen (2005)
CFC 12	30	Scheutz y Kjeldsen (2005)
CFC 113	0	Olesen et al. (2014)
HCFC 21	60	Scheutz y Kjeldsen (2005)
HCFC 22	40	Scheutz y Kjeldsen (2005)

4.5. Generación y tratamiento de lixiviados

La generación de los lixiviados se da por la percolación de los líquidos y la humedad contenida en los RSM. Estos líquidos arrastran consigo parte del contenido de los sólidos dispuestos, por lo que su composición química depende también de la de los RSM. Asimismo, la generación de los lixiviados también es afectada por la velocidad con la que se descomponen los residuos y la intensidad de las precipitaciones de la zona (Lema et al., 1988).

El RS Nauta está diseñado para que los lixiviados percolen a través de sus capas superiores y lleguen así a las inferiores, donde se encuentran los sistemas de colección. El terreno en el que está ubicado el RS Nauta contiene arcillas expansivas muy poco permeables, por lo que se puede considerar el terreno prácticamente impermeable. En el fondo de las celdas

existen canales impermeabilizados de arcilla y PET, los cuales transportan los lixiviados al pozo principal. En este se acumulan los lixiviados hasta determinados niveles y luego son bombeados, con la ayuda de motobombas, a la celda cerrada previamente, donde los lixiviados son reinyectados al relleno. Al llevar a cabo esta recirculación de lixiviados se acelera la descomposición de los residuos ya rellenos. Asimismo, dada la elevada cantidad de precipitaciones a lo largo del año, el volumen de lixiviados de esta localidad es considerablemente mayor al de las otras regiones. Las concentraciones de los compuestos presentes en el modelado pueden verse en la **Tabla N°4.6**.

Tabla N°4.6: Composición química de los lixiviados por etapa en EASETECH y concentraciones en mg/l (Olesen et al., 2014).

Substancia	Año 1	Años 2 a 3	Años 4 a 10	Años 11 a 100
Demanda Biológica de Oxígeno (DBO)	16000	10000	1000	40
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	20000	15000	5000	400
Total de sólidos en suspensión (TSS)	60	60	60	60
NH ₃	3500	2900	1600	110
PO ₄	1	1	1	1
SO ₄	500	440	250	80
Arsenico (As)	0.03	0.03	0.03	0.03
Bario (Ba)	0.50	0.43	0.3	0.16
Calcio (Ca)	1200	1000	550	60
Cadmio (Cd)	0.013	0.012	9E-3	6E-3
Cloro (Cl)	2120	1800	1000	360
Cromo (Cr)	0.07	0.065	0.055	0.04
Cobre (Cu)	0.07	0.07	0.07	0.07
Hierro (Fe)	780	660	320	15
Plomo (Pb)	0.05	0.045	0.035	0.02
Mercurio (Hg)	4E-4	3E-4	2E-4	1E-4
Magnesio (Mg)	470	390	240	60
Níquel (Ni)	0.07	0.07	0.07	0.07
Selenio (Se)	0.01	9E-3	6E-3	3E-3
Plata (Ag)	0.12	0.1	0.06	0.01
Sodio (Na)	700	590	360	100

Substancia	Año 1	Años 2 a 3	Años 4 a 10	Años 11 a 100
Zinc (Zn)	4	3.4	2.1	0.7
Benceno	6E-3	6E-3	6E-3	6E-3
Naftaleno	0.03	0.03	0.02	0.02
Etil Benceno	0.03	0.03	0.02	0.02
Propilbenceno	2E-4	2E-4	2E-4	2E-4
Etilcloruro	0.1	0.1	0.1	0.1
Tolueno	0.09	0.08	0.05	0.02
Xylenos	0.08	0.075	0.065	0.05
Fenol	1E-3	3E-3	5E-3	3E-3
Cloruro de vinilo	5E-3	4.8E-3	4.4E-3	4E-3
DCE	7E-4	1.1E-3	2.2E-3	3E-3
TCE	5E-3	5E-3	6E-3	6E-3
PCE	0.01	9E-3	6E-3	3E-3
Diclorometano	0.03	0.025	0.13	3E-3
Cloroformo	3E-4	3E-4	3E-4	3E-4
Tetracloruro de carbono	2E-4	2E-4	2E-4	2E-4
Clorobenceno	3E-3	3E-3	3E-3	3E-3
Diclorobenceno	6E-3	6E-3	6E-3	6E-3
DEHP	0.01	0.01	0.01	0.01

4.6. Análisis de Impacto de ciclo de vida

Los resultados del estudio son el principal producto obtenido de la etapa de AICV. Este proceso consiste en evaluar numéricamente, mediante diversos métodos establecidos, el impacto ambiental del sistema, tal como se anticipó en el subcapítulo 2.2. de este manuscrito. En esta etapa de la evaluación se enlaza el ICV construido previamente con un impacto ambiental potencial. Esto se realiza mediante el uso de diferentes categorías de impacto. En el presente capítulo se detallarán las categorías de impacto empleadas y los resultados obtenidos.

4.6.1. Elección de categorías de impacto

En la actualidad existen diversos métodos para realizar el análisis y caracterización de los impactos ambientales, cada uno de ellos con sus propios matices metodológicos.

Sin embargo, son solo algunos de estos los que son altamente recomendados. Hauschild y otros colegas elaboraron una revisión bibliográfica en 2013 por encargo de la Comisión Europea, en la cual evaluaron todos los métodos de evaluación de impactos y sus respectivas categorías de impacto. En ella, luego de una extensa verificación, clasificaron los métodos en: I) recomendables y satisfactorios; II) recomendables pero con mejoras necesarias, y III) recomendables pero aplicables con cautela. Por último, todos aquellos métodos no recomendables fueron excluidos de clasificación alguna.

En esta tesis se ha optado por emplear tanto métodos recomendados por la revisión mencionada previamente, como métodos ampliamente utilizados en la literatura. Asimismo, dada la naturaleza holística de los inventarios generados, se ha buscado evaluar los mismos en la mayor cantidad de categorías de impacto posibles. Es por ello que se ha elegido la aplicación del método *IPCC 2013*, el cual se enfoca en la caracterización de GEI (es decir el Potencial de CG), y el método *ReCiPe 2008*, el cual involucra diversas categorías de impacto como acidificación, eutrofización y agotamiento de la capa de ozono. A continuación, se explican las categorías de impacto empleadas en el presente estudio:

- Calentamiento Global (CG)/ Cambio Climático (CC): Se refiere al aumento gradual de las temperaturas de la atmósfera y océanos de la Tierra a consecuencia del incremento de la concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera. Dicho incremento es provocado por los procesos de combustión con fines energéticos de carburantes fósiles y por la deforestación, además de su continuo aumento que se proyecta en gran medida para el futuro (EPA 2016).
- Formación de Material Particulado (FMP): El material particulado son partículas de tamaños menores a 10 μm (micrómetros), las cuales al ser producidas se dispersan en la atmósfera. Estas son perjudiciales para la salud ya que las partículas emitidas penetran en el aparato respiratorio, dañando los pulmones y evitando el paso del aire de buena calidad a través del organismo (EPA, 2016).
- Potencial de acidificación (PA): La acidificación consiste en la reducción del pH de un medio. Esta es causada por la emisión de iones de hidronio en los ecosistemas terrestres y acuáticos. En los sistemas terrestres los efectos se

manifiestan como una disminución en el crecimiento del bosque y como consecuencia final su desaparición, puesto que se introducen de sustancias ácidas en el ambiente. Este proceso es provocado, entre otros, por las emisiones a la atmósfera de óxidos de azufre y de nitrógeno, provenientes principalmente de la quema de combustibles fósiles (EPA, 2016).

- **Potencial de agotamiento de la capa de ozono (ACO):** Se enfoca en la disminución de la capa de ozono como consecuencia de la introducción de gases contaminantes (Molina y Rowland et al., 1974). Este efecto se da fundamentalmente por la adición de los compuestos cloro-fluoro-carbonados (CFC), los cuales se encuentran esencialmente en aerosoles y sistemas de refrigeración (Velders et al., 2007; Fang et al., 2018).
- **Potencial de eutrofización:** La eutrofización es un proceso mediante el cual el medio acuático en cuestión es excesivamente enriquecido por nutrientes, generando una proliferación descontrolada de algas fitoplanctónicas y otros microorganismos. Dichos microorganismos posteriormente forman una capa en la parte superior del cuerpo de agua la cual previene el ingreso de luz solar. En consecuencia, esto causa que se dejen de dar los procesos fotosintéticos al interior de este cuerpo de agua, limitando así la vida. Esta eutrofización es producto de las actividades humanas tomándose en consideración la contaminación del agua debido a la emisión de sustancias tóxicas (Smith, 2003). Además, el largo carácter del enriquecimiento de nutrientes, especialmente debido al transporte fluvial de ellos, implica que el agua marina también se vea afectada, aunque debido a diferentes fuentes e impactos (ReCiPe, 2015). Por ello se divide en las categorías de potencial de eutrofización de agua dulce (EAD) y eutrofización de marina (EM).
- **Categorías de toxicidad:** Aquí existe la diferenciación entre toxicidad humana (TH) y ecotoxicidad. La ecotoxicidad explica la persistencia ambiental (destino) y la acumulación en la cadena alimentaria humana (exposición) y la toxicidad (efecto) de un producto químico (ReCiPe, 2015). Se divide en las categorías de ecotoxicidad terrestre (ET), ecotoxicidad de agua dulce (ETAD) y ecotoxicidad marina (ETM) (Hauschild et al., 2013).

Se procedió a presentar los resultados más importantes obtenidos del proceso de cálculo. Ello se hizo mediante el uso del software EASETECH y de los métodos de análisis. Para el caso del CC se empleó el método IPCC 2013 para cómputo general de potencial de CG, mientras que para las demás categorías de impacto a analizar se empleó ReCiPe Midpoint H (ReCiPe, 2008). En primer lugar, en la **Tabla N°4.6** se indican las sustancias de referencia que se tomaron en cuenta para reportar el impacto ambiental en cada categoría de impacto. Dichas sustancias, que son las que fijan los propios métodos de análisis, están representadas en kg equivalentes.

Tabla N°4.7: Sustancias de referencia usadas en la caracterización de las categorías de impacto seleccionadas.

Metodología	Categoría de Impacto	Unidad
IPCC 2013	Cambio Climático (CC)/ Calentamiento Global (CG)	kg CO ₂ -eq
ReCiPe 2008	Agotamiento de la capa de ozono (ACO)	kg CFC-11 eq
	Potencial de acidificación (PA)	kg SO ₂ eq
	Eutrofización de agua dulce (EAD)	kg P eq
	Toxicidad humana (TH)	kg 1,4-DB eq
	Formación de partículas (FP)	kg PM ₁₀ eq
	Ecotoxicidad terrestre (ET)	kg 1,4-DB eq
	Ecotoxicidad de agua dulce (ETAD)	kg 1,4-DB eq
Ecotoxicidad marina (EM)	kg 1,4-DB eq	

Capítulo 5. Resultados

Al tener los ICVs del sistema debidamente ensamblados, se procedió a analizarlos con los métodos mencionados en el capítulo anterior. Al realizar este análisis se pudieron identificar tanto las emisiones totales del sistema a lo largo de su ciclo de vida, como las emisiones parciales en cada etapa del tratamiento. Asimismo, también se pudo verificar la temporalización de las emisiones por la descomposición de los RSU. En la siguiente etapa del manuscrito se expondrán los resultados en cada uno de los escenarios evaluados.

4.7. Método IPCC 2013: Cambio Climático

A lo largo de los siguientes acápite se expondrán los resultados de la etapa de análisis con el método IPCC 2013. Esto se llevará a cabo mostrando los impactos según cada etapa del ciclo de vida, así como también la evolución temporal de estos.

5.2.1. Impacto por etapa del ciclo de vida

El impacto por las emisiones totales del RS de Nauta, según la UF empleada, asciende a un rango de entre 1350 kg kg CO₂-eq a 1378 kg CO₂-eq. Este impacto se encuentran en un rango promedio si se le compara con los impactos de las emisiones de otros rellenos sanitarios de similares características – sin quema de biogás ni recuperación de energía – en otras regiones como Europa y Estados Unidos. A pesar de ello, como se verá más adelante, la velocidad con la que se generan las emisiones es notablemente mayor a la de otras regiones y estudios realizados a lo largo del mundo. Por ello, la mayor cantidad de emisiones se dará en los primeros años luego de haberse dispuesto los RSU. Adicionalmente, las emisiones son ampliamente elevadas si se las compara con otras tecnologías que incluyen recuperación de energía o reactores semi-anaeróbicos. La **Tabla N°5.1** muestra el detalle de los impactos según el factor *k* de descomposición de residuos empleado.

Tabla N°5.1: Impacto por emisiones de GEI en kg CO₂-eq totales del RS de Nauta según la constante *k* empleada por escenario por unidad funcional (UF). (1 tonelada de RSM rellena en el RS Nauta).

	Impacto (kg CO ₂ -eq)		
	<i>k</i> _{inferior}	<i>k</i> _{medio}	<i>k</i> _{superior}
Botadero abierto	1615	1616	1616
RS sin tratamiento de biogás (actual)	1350	1376	1378
RS con quema de biogás	536.8	695.5	748.2
RS con recuperación de energía	188	354	402

En las secciones posteriores se realizará un desglose de los impactos con mayor detalle según los principales procesos llevado a cabo en el RS.

5.2.1.1. Infraestructura y bienes capitales

El impacto ambiental de la infraestructura del RS de Nauta, similarmente a lo que ocurre en el estudio realizado por Brogaard y otros colegas en 2013, es considerablemente reducido por UF. Asimismo, el impacto de este relleno es significativamente menor a lo expuesto en dicho estudio, en donde se concluye que los bienes materiales e infraestructura pueden representar hasta aproximadamente el 10% del impacto total del relleno. En este caso, el impacto total de la infraestructura equivale a 2.35 kg CO₂-eq, lo cual representa el 0.17% del impacto total en todos los casos. Esto se debe principalmente al volumen reducido del relleno y a la rudimentaria infraestructura del emplazamiento. Asimismo, dado que el valor del impacto de la infraestructura no varía con la composición de los residuos o de las condiciones climáticas, este se mantiene constante para los 3 casos. En la **Tabla N°5.2** se pueden ver dichos resultados según el *k* empleado.

Tabla N°5.2: Impacto por las emisiones de la infraestructura del RS Nauta según la constante k empleada para el escenario actual por unidad funcional (UF) (1 tonelada de RSM rellena en el RS Nauta).

	$k_{inferior}$	k_{medio}	$k_{superior}$
Impacto (kg CO ₂ -eq)	2.35	2.35	2.35
Porcentaje del impacto total	0.17%	0.17%	0.17%

Estos resultados se deben fundamentalmente a la naturaleza de la infraestructura del RS y al volumen de operación diaria del mismo. Dado que el RS tiene una extensión de aproximadamente 4.5 ha y percibe cerca de 17 toneladas de RSU al día, los principales contribuyentes al impacto son la quema de combustibles fósiles. Este uso de combustibles se da tanto para el funcionamiento de equipos electrónicos como para el uso de la maquinaria del lugar (retroexcavadoras, volquetes y otros).

5.2.1.2. Generación y tratamiento de biogás

Como se mencionó en capítulos previos (2.1. y 4.4.), en la etapa de generación y tratamiento del biogás ocurren diversas reacciones: unas generarán biogás, mientras que otras lo oxidarán. Por lo tanto, existe un porcentaje del biogás que no será realmente emitido y que, sobre el potencial total generado dentro del RS, puede considerarse como negativo, es decir, como una emisión evitada.

El impacto total de la etapa de generación y tratamiento de biogás en el RS de Nauta, sin considerar los procesos de secuestro de carbono por parte del relleno, varía entre 1615 kg CO₂-eq y 1616 kg CO₂-eq, dependiendo de la constante k considerada. En la siguiente tabla, la **Tabla N°5.3**, se ve con mayor detalle los procesos específicos de esta etapa, así como sus impactos según la constante empleada.

Tabla N°5.3: Impacto por emisiones de GEI en kg CO₂-eq totales del RS de Nauta según la constante k empleada por proceso por unidad funcional (UF) (1 tonelada de RSM rellena en el RS Nauta).

Proceso	Impacto (kg CO ₂ -eq)		
	$k_{inferior}$	k_{medio}	$k_{superior}$
Descomposición (años 0 a 5)	875.3	1299	1458
Oxidación (años 0 a 5)	-78.98	-117.2	-131.5
Descomposición (años 5 a 15)	559.6	251.0	105.1
Oxidación (años 5 a 15)	-50.54	-22.74	-9.60
Descomposición (años 15 a 100)	180.6	65.83	53.4
Oxidación (años 15 a 100)	-25.07	-9.14	-7.41
Ventilación	643.3	565.4	540.2
Impacto total	1615	1616	1616

Al analizar los resultados puede parecer un poco engañoso que el impacto total de esta etapa sea mayor al impacto total de todo el ciclo de vida del relleno sanitario. Sin embargo, como se verá en la sección siguiente, el impacto se ve reducido debido al secuestro de carbono que se produce en el confinamiento de los RSU en el RS.

Asimismo, al comparar los periodos de 0 a 5 años con los periodos de 15 a 100 años, se puede apreciar claramente que con el incremento de la constante k se invierte la tendencia de generación de GEI. Es decir, en los primeros 15 años se generará una mayor cantidad de emisiones al considerar el rango alto de los valores propuestos para la constante k , mientras que en los siguientes 85 años, con el mismo valor de la constante, se generarán menos emisiones que con los valores inferiores de la constante. Además, se puede ver que el proceso de ventilación también tiene un aporte bastante considerable a las emisiones. Esto se debe a que el biogás generado y colectado por las chimeneas es emitido directamente a la atmósfera sin previo tratamiento.

De igual modo, de existir quema de biogás, las emisiones de GEI se reducen, por ende el impacto también en comparación a la emisión directa del biogás. Esto se debe a la oxidación del metano que ocurre durante la combustión. En la **Tabla N°5.4**, se muestran los resultados de un modelado el cual simula las condiciones del RS de Nauta, con la diferencia que se asume una hipotética combustión del biogás.

Tabla N°5.4: Impacto por emisiones totales del RS de Nauta según la constante k empleada por proceso considerando la combustión del biogás por unidad funcional (UF) (1 tonelada de RSM rellenada en el RS Nauta).

Proceso	Impacto (kg CO ₂ -eq)		
	$k_{inferior}$	k_{medio}	$k_{superior}$
Descomposición (años 0 a 5)	875.3	1299	1458
Oxidación (años 0 a 5)	-78.98	-117.2	-131.5
Descomposición (años 5 a 15)	559.6	251.0	105.1
Oxidación (años 5 a 15)	-50.54	-22.74	-9.60
Descomposición (años 15 a 100)	180.6	65.83	53.40
Oxidación (años 15 a 100)	-25.07	-9.14	-7.41
Combustión	6.52	5.73	5.47
Impacto total	714	816	843

Por consiguiente, al comparar el escenario con quema de biogás y el escenario con emisión directa de este a la atmósfera, tenemos en la **Tabla N°5.5** las siguientes variaciones para los k 's respectivos:

Tabla N°5.5: Variación de los impactos generados en el RS entre el caso con quema de biogás y emisión directa, según la constante k utilizada por unidad funcional (UF) (1 tonelada de RSM rellenada en el RS Nauta).

Escenario	Impacto (kg CO ₂ -eq)		
	$k_{inferior}$	k_{medio}	$k_{superior}$
Emisión directa de biogás	1615	1616	1616
Quema de biogás	713.5	816.3	843.2
Reducción de impacto respecto a la emisión directa de biogás	56%	49%	48%

De igual modo, se debe decir que de existir quema de biogás, como se adelantó en capítulos anteriores, si bien se generan emisiones de GEI, también se reduce el impacto en comparación a la emisión directa del biogás: esto es debido a la oxidación del metano que ocurre al quemarlo. En la **Tabla N°5.6** se muestran los resultados de un modelado que

simula las condiciones del RS de Nauta, con la diferencia que se asume una hipotética combustión del biogás.

Tabla N°5.6: Impacto por emisiones totales del RS de Nauta según la constante k empleada por proceso considerando la combustión del biogás por UF (1 tonelada de RSM rellena en el RS Nauta):

Proceso	Impacto (kg CO ₂ -eq)		
	$k_{inferior}$	k_{medio}	$k_{superior}$
Descomposición (años 0 a 5)	875.3	1299	1458
Oxidación (años 0 a 5)	-78.98	-117.2	-131.5
Descomposición (años 5 a 15)	559.6	251.0	105.1
Oxidación (años 5 a 15)	-50.54	-22.74	-9.60
Descomposición (años 15 a 100)	180.6	65.83	53.40
Oxidación (años 15 a 100)	-25.07	-9.14	-7.41
Recuperación de energía	-518.9	-456.0	-435.7
Impacto total	383	550	597

Por consiguiente, al comparar el escenario con recuperación de energía y el escenario con emisión directa de este a la atmósfera, se tiene en la **Tabla N°5.7** las siguientes variaciones para las constantes “ k ” respectivas.

Tabla N°5.7: Variación de los impactos generados en el RS entre el caso con recuperación de energía y emisión directa, según la constante k utilizada.

Escenario	Impacto (kg CO ₂ -eq)		
	$k_{inferior}$	k_{medio}	$k_{superior}$
Emisión directa de biogás	1615	1616	1616
Recuperación de energía	383.3	549.6	597.2
Reducción de impacto respecto a la emisión directa de biogás	76%	66%	63%

De estos resultados puede apreciarse que al existir la quema del biogás, los impactos disminuyen notoriamente. Por ende, se puede decir que el simple hecho de quemar el biogás reduciría en hasta un 56% el impacto total de un RS en condiciones similares a las del

emplazamiento de disposición final de Nauta. Por otro lado, de existir recuperación de energía, dicho porcentaje incrementaría hasta el 76%, por lo que los beneficios ambientales de su incorporación serían considerablemente más amplios. Sin embargo, debido a la distribución temporal de las emisiones, estos beneficios no son tan elevados como ocurre en otras regiones. Esta problemática será expuesta en acápites posteriores.

5.2.1.3. Generación y tratamiento de lixiviados

Como se explicó en el acápite **4.5.**, la generación de los lixiviados se da en relación a las descomposición de los desechos, las temperaturas y las precipitaciones de la zona. Luego, un porcentaje de los lixiviados es colectado por los sistemas de tratamiento. El porcentaje restante percola ligeramente hacia las capas superiores de la arcilla de impermeabilización, donde se ve retenido en parte por esta. Ambas fracciones, las cuales tienen la misma composición, arrastran consigo una parte del carbono presente en los RSU dispuestos en el RS. Los lixiviados colectados son transportados a pozos especiales, para luego ser reinyectados al relleno. Al ser reinyectados, se acelera la descomposición de los residuos, pero además estos vuelven a percolar hasta el fondo del relleno, en donde una vez más, un porcentaje se infiltra en el subsuelo y otro porcentaje es colectado por los sistemas de colección.

Existe una fracción de los residuos dispuestos que a lo largo de los 100 años analizados no se logra descomponer. Dichos residuos contienen una fracción compuesta por carbono, la cual al no ser emitida al ambiente, puede ser considerada como una emisión evitada. En consecuencia, se considera que el relleno secuestra el carbono de dichos residuos por su almacenamiento. En la **Tabla N°5.8**, se pueden ver las cantidades de carbono secuestradas por los lixiviados según la constante k utilizada, así como el porcentaje evitado que representan sobre el total de emisiones generadas por la descomposición (acápites **5.1.1.2.**).

Tabla N°5.8: Secuestro de carbono total RS de Nauta según la constante k empleada por proceso por unidad funcional (UF) (1 tonelada de RSM rellena en el RS Nauta).

Proceso	Impacto (kg CO ₂ -eq)		
	k_{inferior}	k_{medio}	k_{superior}
Secuestro de carbono por almacenamiento de residuos	-195.2	-195.1	-195.1
Porcentaje (%) sobre el total de emisiones generadas en la descomposición	12.1	12.1	12.1

Debido a los altos ratios de residuos orgánicos generados en nauta, los cuales poseen una constante k elevada, es decir, se descomponen más rápido, los porcentajes de secuestro de carbono son considerablemente menores que a los casos anteriores.

5.1.2. Impacto temporalizado

Al analizar el ciclo de vida de un RS, debido a la naturaleza de la descomposición de los residuos, es imperativo descomponer las generación de biogás a lo largo del tiempo. De esa manera se puede afrontar en mejor medida las estrategias necesarias para darle un mejor desempeño al RS. A continuación, en la **Figura 5.1**, se dan las emisiones generadas debido a la descomposición de los residuos a lo largo de los primeros 30 años de vida del RS. Se eligió un tiempo de visualización de 30 años debido a que, tal como se ve en esta, en dicha cantidad de años se generó entre el 74% y el 87% de las emisiones totales (a 100 años), según la constante k empleada. Asimismo, en dicha figura solo se muestran los impactos producidos por la generación del biogás.

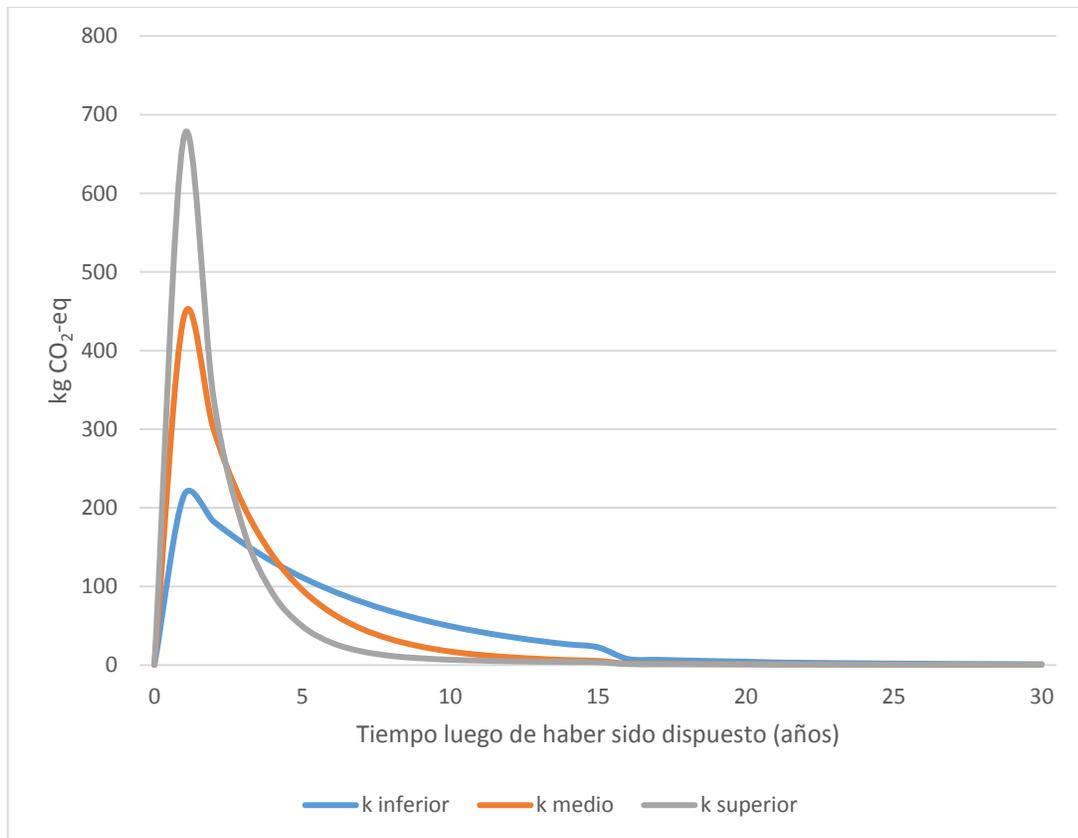


Figura 5.1: Emisiones anuales de GEI en kg CO₂-eq del RS Nauta para los 30 primeros años de haberse dispuesto la unidad funcional (UF), según la constante k , sin considerar tratamiento de biogás.

De este gráfico se puede apreciar de una manera más clara lo mencionado en el **subcapítulo 5.1.1.2** sobre la inversión de las cantidades anuales descompuestas según las constantes k a partir de determinado año, en este caso a partir del año 3. Asimismo, se puede observar con mayor claridad que la mayor parte de los residuos se descomponen de una manera más acelerada. Esto se da debido a las altas y constantes temperaturas y precipitaciones de la selva amazónica. En consecuencia, dentro de los 5 primeros años se generan entre el 54% y el 90% de los gases totales disponibles a emitir a la atmósfera. Asimismo, se puede ver que del año 16 en adelante las emisiones anuales son prácticamente despreciables, ya que a partir de dicho año, solo quedan por emitir entre el 11% y el 3% de las emisiones totales según la constante k empleada. Considerar estos resultados es crucial para el entendimiento de un RS en condiciones similares y, por ende, para el diseño y manejo de futuras instalaciones de este tipo.

De similar manera pueden ser presentados los resultados incluyendo la combustión del biogás. En este caso, dado que se da en similar medida para los 3 coeficientes, solo se presentará en la imagen el escenario con el k medio.

En la **Figura 5.2** se puede diferenciar con mayor claridad las variaciones presentes en cada uno de los 3 casos. Asimismo, en ella se puede ver la mejora sustancial que representan la quema del biogás y en mayor medida la recuperación de energía respecto de la emisión directa de este. Las disminuciones de las emisiones que se pueden apreciar en el año 5 se deben fundamentalmente a que se asumió que en dicho año se aumentaba la eficiencia con la que se colectaba el biogás por asuntos operativos y técnicos propios de los RRSS. Asimismo, esto se debió a que a partir de dicho año habría cantidades suficientes de residuos para poder intensificar las labores de colección de biogás en el RS. Adicionalmente, al realizar un análisis minucioso a ambas figuras queda claro que la mayor cantidad de emisiones se da en los primeros años. Sin embargo, a diferencia de los RRSS anteriores, es luego del año 15 que prácticamente no se emiten gases a la atmósfera; para el año 5 se ha emitido entre el 54% y el 90%, y para el año 15 se ha emitido entre el 89% y 97%. Es por ello que en escenarios como el de Nauta solo sería necesario continuar con la quema del biogás por lo menos hasta 5 años luego de clausurar el RS.

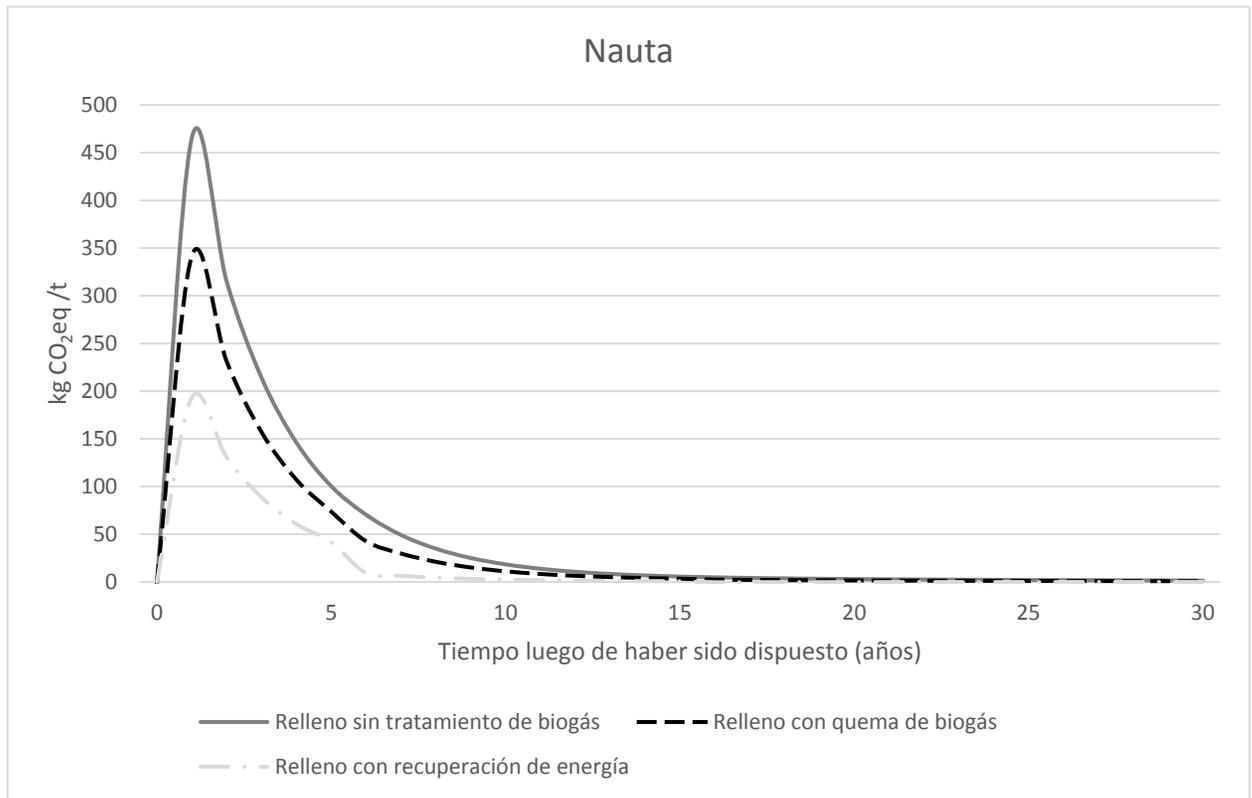


Figura 5.2: Emisiones anuales del RS Nauta para los 30 primeros años de haberse dispuesto la unidad funcional (UF), con la constante k media, considerando la quema de biogás y la recuperación de energía.

4.8. Método ReCiPe 2008

A lo largo del presente acápite se expondrán los resultados del relleno para las categorías de impacto del método ReCiPe 2008. Además, estos impactos solo serán expuestos para el escenario actualmente en operación.

5.2.1. Agotamiento de la capa de ozono (ACO)

En la categoría de impacto de ACO se puede ver claramente como el biogás, al tener en su composición otros gases contaminantes además del CO₂ y CH₄, contribuye prácticamente en su totalidad al impacto del RS. Asimismo, en menor medida contribuye a él la etapa denominada “infraestructura”. Esto se debe al uso de combustibles y otros materiales en la construcción y operación del RS. Los resultados para el RS con las diferentes constantes k utilizadas se pueden ver a continuación en la **Tabla N°5.9**.

Tabla N°5.9: Resultados para la categoría de Agotamiento de la Capa de Ozono (ReCiPe 2008) para el RS según las constantes k y las etapas del ciclo de vida analizadas por unidad funcional (UF).

Etapa	Agotamiento de la capa de ozono (kg CFC-11-eq)		
	$k_{inferior}$	k_{medio}	$k_{superior}$
Oxidación	5.22E-04	5.79E-04	5.96E-04
Ventilación	3.49E-04	3.06E-04	2.92E-04
Infraestructura y operación	8.39E-08	8.39E-08	8.39E-08
Lixiviados	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Total	8.71E-04	8.85E-04	8.88E-04

De la **Tabla N°5.9** se puede observar la etapa de oxidación es la que mayor cantidad de contaminantes emite. Asimismo, esta es seguida de la etapa de ventilación del biogás. Esto se debe a que al generarse el biogás no solo se producen GEIs, sino también otros gases, entre los cuales se encuentran algunos con alto potencial de agotamiento de la capa de ozono, como los CFCs y HCFCs (Molina y Rowland, 1974). Estos gases, al entrar en contacto con el ozono estratosférico (O₃), reaccionan con él como sustancias catalizadoras,

en conjunto con la radiación ultravioleta, y lo descomponen (Fang et al., 2018). Esto genera una disminución en la concentración del O_3 en la capa de ozono, lo cual produce que una mayor cantidad de radiación ultravioleta ingrese en la troposfera. Debido a todo esto, al incrementarse la tasa de descomposición de los residuos, se ve como se incrementa el impacto en la etapa de oxidación. Este efecto ocasiona en el largo plazo graves afectaciones a la salud humana, como el cáncer de piel.

Por otra parte, de existir sistemas de combustión de biogás, algunos de estos gases como el diclorometano, tetracloruro de carbono y el dicloroetano serían eliminados en hasta un 98% (Olesen et al., 2014). La combustión de estos gases juega un papel importante en la reducción del impacto de ACO. Esto sería sumamente beneficioso teniendo en consideración la firma de la enmienda de Kigali al Protocolo de Montreal, en el que los países firmantes se comprometieron a reducir progresivamente las emisiones de HCFC's, CFC's y HFC's (Velders et al., 2007). Cabe mencionar que al reducir dichos HFC's, el acuerdo de Kigali fortalece y complementa el Acuerdo de París, ya que dichos contaminantes también tienen un elevado potencial de CG y no son considerados en el mismo como principales GEI a reducir.

5.2.2. Acidificación terrestre (AT)

En la categoría de impacto de AT se puede ver claramente como la etapa de infraestructura y operación, al consumir combustibles fósiles y otros materiales contaminantes, tiene una participación considerable del impacto total del RS. Los resultados no mostraron variación alguna con las diferentes constantes k estudiadas, razón por la cual estas no han sido incluidas en la **Tabla N°5.10**, la cuales muestran los resultados para la presente categoría de impacto.

Tabla N°5.10: Resultados para la categoría de Acidificación Terrestre (ReCiPe 2008) para el RS según las etapas del ciclo de vida analizadas por unidad funcional (UF).

Etapas	Acidificación Terrestre (kg SO₂-eq)	Porcentaje (%)
Oxidación	0.00E+00	0
Ventilación	0.00E+00	0
Infraestructura y operación	7.81E-03	100
Lixiviados	0.00E+00	0
Total	7.81E-03	100

Como se puede apreciar de la **Tabla N°5.10**, el impacto generado por los procesos de descomposición – oxidación, ventilación y lixiviación – no generan impacto alguno en la presente categoría. Por el contrario, el grueso de las emisiones se da en la etapa de infraestructura. Esto se debe a la presencia de sustancias altamente acidificantes como el SO₂ y los óxidos de nitrógeno (NO_x) en los materiales utilizados en la construcción y operación del emplazamiento. Entre ellos se encuentra principalmente el combustible. La quema de combustibles fósiles es intensiva en la emisión de SO₂ y NO_x, por lo que el transporte relacionado a la obtención de los materiales también estaría asociado a este impacto.

5.2.3. Eutrofización de agua dulce (EAD)

En la categoría de impacto de EAD se puede ver claramente como los lixiviados, al tener en su composición nutrientes compuestos con fósforo (P), contribuye prácticamente en su totalidad al impacto del RS. Asimismo, en menor medida contribuye a él la etapa denominada “infraestructura”. Esto se debe al uso de combustibles y otros materiales en la construcción y operación del RS. Los resultados para el RS se pueden ver a continuación en la **Tabla N°5.11**. Al igual como en otras categorías de impacto anteriores, la variación de las constantes *k* no afecto la emisión de los compuestos de mayor impacto, por lo que solo se incluyen los resultados generales y por etapas.

Tabla N°5.11: Resultados para la categoría de Eutrofización de Agua Dulce (ReCiPe 2008) para el RS según las etapas del ciclo de vida analizadas por unidad funcional (UF).

Etapa	Eutrofización de Agua Dulce (kg P-eq)	Porcentaje (%)
Oxidación	0.00E+00	0
Ventilación	0.00E+00	0
Infraestructura y operación	2.77E-05	13
Lixiviados	1.94E-04	87
Total	2.21E-04	100

De estos resultados se puede observar claramente como la etapa de lixiviados es la más intensiva en cuanto a este tipo de emisiones, las cuales son nutrientes que contienen elementos como el P, los cuales incentivan la proliferación de microorganismos eutrofizantes. El motivo por el cual la etapa de lixiviados es tan intensiva en estas emisiones se debe a que al existir elevados niveles de precipitaciones anuales en la región (aproximadamente 2500 mm/año), los fosfatos presentes en los residuos de todo tipo son lavados y disueltos en el agua. Al ocurrir esto y percolar los lixiviados, debido a la carencia de sistemas de mayor nivel técnico e ingenieril, los nutrientes ingresan a los suelos y a los medios acuosos, ocasionando así la proliferación de los microorganismos que eventualmente pueden generar eutrofización.

5.2.4. Eutrofización marina (EM)

De manera similar a la categoría de impacto expuesta previamente, los impactos de esta categoría son altamente dependientes de las precipitaciones de la región. Por ende, la generación de lixiviados es altamente determinante en la magnitud del impacto. Asimismo, se ve como esta etapa contribuye prácticamente en su totalidad al impacto del RS. Similarmente, pero en menor medida, aporta a este la etapa de infraestructura. La causal de esto es debido al uso de combustibles y otros materiales en la construcción y operación del RS. Los resultados para el RS se pueden ver a continuación en la **Tabla N°5.12**. Es pertinente mencionar que, al igual que en algunas categorías de impacto previas, las distintas constantes de descomposición k no han sido empleadas para presentar los resultados debido a la carencia de variación del impacto en ellos.

Tabla N°5.12: Resultados para la categoría de Eutrofización Marina (ReCiPe 2008) para el RS según las etapas del ciclo de vida analizadas por unidad funcional (UF).

Etapas	Eutrofización de Agua Dulce (kg N-eq)	Porcentaje (%)
Oxidación	0.00E+00	0
Ventilación	0.00E+00	0
Infraestructura y operación	3.93E-04	0
Lixiviados	1.93E-01	100
Total	1.94E-01	100

En el caso del fenómeno de eutrofización en medios marinos, a diferencia del que se da en medios acuáticos, este es medido en función al nitrógeno presente en los lixiviados. Esto se basa en que el nitrógeno disuelto en el agua genera la proliferación de microorganismos en ecosistemas marinos costeros y estuarios, tales como el fitoplancton. Dichos microorganismos han mostrado ser sumamente sensibles a los cambios en concentración de estos nutrientes (Smith, 2003).

5.2.5. Toxicidad humana (TH)

A diferencia de otras categorías de impacto, en la de TH se puede ver de manera clara que todas las fases del RS contribuyen en similar medida al impacto. Este impacto, como se adelantó previamente, se mide en kilogramos de 1.4 diclorobenceno (DB), y mide los efectos tóxicos de distintos compuestos en la salud humana. Los resultados para el RS se pueden ver a continuación en la **Tabla N°5.13**. Al igual que en algunas categorías de impacto previas, las distintas constantes de descomposición k no han sido empleadas para presentar los resultados debido a la carencia de impacto en ellos.

Tabla N°5.13: Resultados para la categoría de Toxicidad Humana (ReCiPe 2008) para el RS según las etapas del ciclo de vida analizadas.

Etapas	Toxicidad Humana (kg P-eq)	Porcentaje (%)
Oxidación	4.39E-01	36
Ventilación	2.30E-01	19
Infraestructura y operación	1.81E-01	15
Lixiviados	3.56E-01	30
Total	1.21E+00	100

De la **Tabla N°5.13** se puede ver claramente cómo, en este caso, los impactos en cada una de las etapas se mantienen en el mismo orden de magnitud. Esto se da principalmente porque en esta categoría de impacto se miden diversos contaminantes y metales pesados emitidos a los tres medios físicos evaluados – agua, suelo y aire. Adicionalmente, se ve una predominancia en cuanto al impacto ocasionado tanto por los lixiviados como por la etapa de oxidación. Esto se da fundamentalmente a que en ambos procesos se emiten la mayor cantidad de contaminantes, ya sea disueltos en los lixiviados, o como gases complementarios en el biogás.

5.2.6. Ecotoxicidad terrestre (ET)

La categoría de impacto de ET es una categoría de impacto similar a TH, sin embargo, a diferencia de la anterior, esta mide los efectos potenciales que tendrían los distintos contaminantes tóxicos en los suelos. En contraste a la categoría anterior, los contaminantes con mayores afectaciones se encuentran en la etapa de infraestructura. Esto se debe al uso de combustibles y otros materiales en la construcción y operación del RS. Los resultados para el RS se pueden ver a continuación en la **Tabla N°5.14**.

Tabla N°5.14: Resultados para la categoría de Ecotoxicidad Humana (ReCiPe 2008) para el RS según las etapas del ciclo de vida analizadas.

Etapas	Ecotoxicidad Terrestre (kg P-eq)	Porcentaje (%)
Oxidación	1.62E-05	0
Ventilación	7.60E-06	0
Infraestructura y operación	2.27E-04	100
Lixiviados	7.13E-08	0
Total	2.51E-04	100

En esta categoría puede verse que el impacto de la infraestructura llega a formar aproximadamente el 90% del total, mientras que la oxidación y la ventilación forman el resto. Es importante destacar como la participación del impacto por parte de los lixiviados es prácticamente despreciable al ser comparado con las demás etapas. Esto es causado principalmente por las interacciones con los diversos compartimientos ambientales que se tienen; los lixiviados interactúan en mayor medida con el medio acuoso mientras que la infraestructura lo hace principalmente con el suelo.

5.2.7. Ecotoxicidad de agua dulce (ETAD)

En la categoría de impacto de ETAD se observa que, de similar manera a las categorías de eutrofización, los lixiviados son los principales aportantes al impacto. Asimismo, en menor medida contribuye a él la etapa denominada “infraestructura”. Esto se debe al uso de combustibles y otros materiales en la construcción y operación del RS, los cuales van a lograr infiltrarse a lo largo de los años en el medio acuoso. Los resultados para el RS se pueden ver a continuación en la **Tabla N°5.15**.

Tabla N°5.15: Resultados para la categoría de Ecotoxicidad de Agua Dulce (ReCiPe 2008) para el RS según las etapas del ciclo de vida analizadas.

Etapa	Ecotoxicidad de Agua Dulce (kg P-eq)	Porcentaje (%)
Oxidación	1.60E-06	0
Ventilación	8.28E-07	0
Infraestructura y operación	5.11E-04	3
Lixiviados	1.73E-02	97
Total	1.78E-02	100

5.2.8. Ecotoxicidad marina (ETM)

En similar medida que la categoría de ETAD, en la categoría de impacto de ETM se aprecia que los lixiviados conforman la mayor parte del impacto. Además, en menor medida, pero en mayor proporción respecto a ETAD, contribuye a él la etapa de infraestructura. Esto se da igualmente por el uso de combustibles y otros materiales en la construcción y operación del RS. Los resultados para el RS se pueden ver a continuación en la **Tabla N°5.16**.

Tabla N°5.16: Resultados para la categoría de Ecotoxicidad Marina (ReCiPe 2008) para el RS según las etapas del ciclo de vida analizadas.

Etapa	Ecotoxicidad Marina (kg P-eq)	Porcentaje (%)
Oxidación	2.19E-04	0
Ventilación	1.04E-04	0
Infraestructura y operación	2.12E-03	35
Lixiviados	1.49E-02	65
Total	1.74E-02	100

En esta oportunidad se puede ver como la proporción de los impactos varía respecto a la categoría ETAD, a pesar de ser una categoría similar. Además, acá se ve como la etapa de oxidación cobra una ligera importancia, sin embargo, sigue pudiendo ser considerada como

despreciable. Además, es de notar que la proporción con la que impacta la infraestructura es mayor. Todo ello se debe a los diversos contaminantes químicos emitidos a lo largo del ciclo de vida del RS.

5.2.9. Formación de material particulado (FMP)

En la categoría de impacto de FMP que solo es la etapa de infraestructura la que tiene impactos. Esto se debe al uso de combustibles y otros materiales en la construcción y operación del RS, y debido a la ausencia de emisiones particuladas de las diversas otras etapas, las cuales son principalmente gases y líquidos. Los resultados para el RS se pueden ver a continuación en la **Tabla N°5.17**.

Tabla N°5.17: Resultados para la categoría de Formación de Material Particulado (ReCiPe 2008) para el RS según las etapas del ciclo de vida analizadas.

Etapa	Formación de Material Particulado (kg PM ₁₀ -eq)	Porcentaje (%)
Oxidación	0.00E+00	0
Ventilación	0.00E+00	0
Infraestructura y operación	4.05E-03	100
Lixiviados	0.00E+00	0
Total	4.05E-03	100

Luego de haber presentado todos los impactos de cada categoría, de manera comparativa se presentan todos los impactos compilados en la **Figura 5.3**. En ella se muestra el aporte porcentual de cada etapa del ciclo de vida del RS al impacto total de cada afectación ambiental.

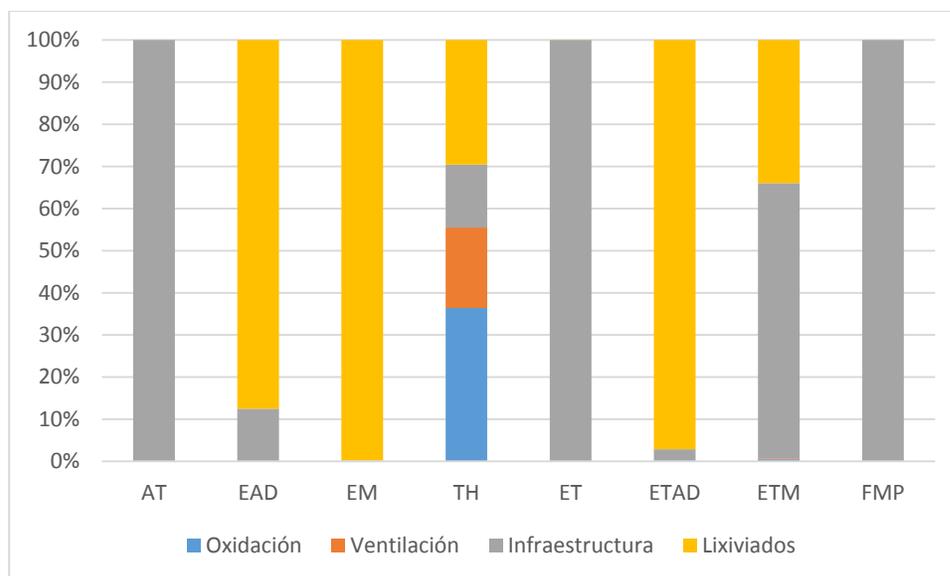


Figura 5.3: Aporte porcentual de cada etapa del ciclo de vida a cada categoría de impacto, por unidad funcional (UF). (AT: acidificación terrestre; EAD: eutrofización de agua dulce; EM: eutrofización marina; TH: toxicidad humana; ET: ecotoxicidad terrestre; ETAD: ecotoxicidad de agua dulce; ETM: Ecotoxicidad marina; FMP: formación de material particulado).

5.3. Comparación del caso de estudio con un botadero abierto

En forma complementaria a todo el análisis realizado a lo largo de este trabajo de tesis, se realizó una breve evaluación de todas las categorías de impacto estudiadas, en dos tipos de botadero abierto. Estos consistieron en ser un botadero abierto poco profundo (con profundidad menor a los 5 m), y un botadero profundo (profundidad entre 5 y 10 m), en las mismas condiciones geoclimáticas. Para ello, se consideró que no existió ninguna infraestructura construida en el botadero, ni consumo de materiales en la operación. Además, se emplearon los criterios del IPCC para determinar la descomposición de los residuos (IPCC, 2006). Ellos consideran un factor de reducción de la generación de metano de 0.4 en el caso de botaderos poco profundos y de 0.8 para botaderos profundos. Esto se basa en que, al ser un botadero abierto, no existe una capa de cobertura superficial diaria, ni intermedia, ni final. Por ende, los residuos se encontrarán en condiciones aeróbicas y semi-aeróbicas, y la generación de CH₄ será menor. Para ello, se consideró la generación metanogénica base estudiada en los capítulos anteriores.

Respecto al análisis de las condiciones del botadero y su modelado, este fue realizado de similar medida en el software EASETECH. Para ello se consideró que las precipitaciones ingresantes al emplazamiento percolarían a través de las capas de 5 y 10 metros de RSM dispuestos para el botadero poco profundo y profundo respectivamente. En la **Tabla N°5.18** se pueden ver los resultados comparativos con los del RS Nauta para cada categoría de impacto.

Tabla N°5.18: Resultados comparativos para el RS Nauta y los casos de botaderos abiertos en la región para todas las categorías de impacto (IPCC 2013 y ReCiPe 2008).

Categoría de impacto	Unidad	RS Nauta	Botadero poco profundo	Botadero profundo
CC	kg CO ₂ eq	1376	523	1138
ACO	Kg CFC-11eq	8.88E-4	1.05E-3	1.05E-3
AT	kg SO ₂ eq	7.81E-3	0.00	0.00
EAD	kg P eq	2.21E-4	1.21	1.03E-2
EM	kg N eq	1.94E-1	25.06	7.40
TH	kg 1,4-DCBeq	1.21	1.13E4	19.70
ET	kg 1,4-DCBeq	2.51E-4	2.15	3.12E-5
ETAD	kg 1,4-DCBeq	1.78E-2	1.95E2	9.19E-1
ETM	kg 1,4-DCBeq	1.74E-2	64.00	7.95E-1
FMP	kg PM10eq	4.05E-3	0.00	0.00

De los resultados mostrados, lo más notorio es la reducción del impacto en la categoría de impacto de CC. Dicho resultado es lógico cuando se comprende que en un botadero abierto existen condiciones semi-aeróbicas, sin embargo, es contradictorio a lo esperado por el MINAM, especialmente en su compromiso en el Acuerdo de París por reducir emisiones de GEI con la aplicación de RRSS. A pesar de ello, este problema puede ser revertido al aplicar técnicas de tratamiento de biogás como se expuso en capítulos anteriores. Además, se debe destacar la importancia de los *tradeoffs* que existen en el resto de categorías de impacto; mientras se incrementa el impacto en CC, se reducen el resto de impactos, a excepción de la categoría de FMP. Es completamente lógico aducir que dichas categorías se ven reducidas, ya que en un RS los residuos y contaminantes que son posteriormente generados, quedan confinados en el emplazamiento. Por el contrario, en un botadero abierto, especialmente bajo las condiciones tropicales amazónicas, los residuos y contaminantes están expuestos a la intemperie y a los

embates de la naturaleza, por lo que se introducen en los diferentes ecosistemas y compartimientos ambientales existentes, generando degradación en ellos. En el caso específico de AT y FMP, que al igual que CC el impacto se ve incrementado, ello se debe a la infraestructura del emplazamiento. Al existir un uso de diversos materiales generadores de partículas y sustancias acidificantes, como el cemento y posteriormente concreto, además de la quema de combustibles fósiles, se generan partículas emitidas a la atmósfera, mientras que, al disponerse los residuos en un botadero abierto sin infraestructura ni tratamiento alguno, no se dan estos procesos. Debido a lo expuesto, y a pesar de haber un incremento en la categoría de CC, es de destacar que el cambio del uso de botaderos a RRSS es extremadamente importante y representa un paso importante en la lucha por la protección del medio ambiente. Con ello quedaría demostrado que, efectivamente, un RS tiene diversos beneficios más allá de los sociales.



Capítulo 6. Discusión de resultados

Para la creación de los ICVs se ha tenido que estudiar el comportamiento y desempeño del RS bajo diversos escenarios de comportamiento. Asimismo, a lo largo de la presente investigación se han analizado las fuentes de impactos ambientales principales en este tipo de emplazamiento. Para ello, se tuvo que considerar el ciclo de vida de este medio de disposición final de residuos sólidos y las interacciones de este con el ambiente, validando flujos y balances de masa en las diversas etapas de vida del RS. En la presente sección se discutirán los principales resultados a los que se ha llegado a lo largo del estudio, así como las recomendaciones propuestas de mejora respecto a los principales resultados obtenidos.

6.1. Principales contribuciones a los impactos

Como se expuso a lo largo del estudio, cuando se habla de RRSS es necesario tener en cuenta la ubicación geográfica del emplazamiento. Esta será de alta relevancia para la climatología de la zona en la que se ubiquen las instalaciones de tratamiento y disposición final de los RSU. En consecuencia, los diversos parámetros climáticos y geográficos propios de la locación en la que se encuentren estos emplazamientos serán determinantes para la velocidad de descomposición y generación de lixiviados en el relleno. Al tener temperaturas y precipitaciones más elevadas, se tendrá una descomposición de los residuos más veloz, como se puede observar en el escenario de Nauta (Kim y Townsend, 2012). Asimismo, el manejo de lixiviados es más complejo. Por el contrario, si se tienen ubicaciones más templadas y secas, se tendrán ratios de descomposición más bajos, lo que ocasionará que la descomposición sea más uniforme a lo largo del tiempo (Henriksen et al., 2017). Esto se puede ver con mayor claridad al analizar comparativamente el comportamiento general de otros RRSS expuestos en la literatura (Camobreco et al., 1999; Menard et al., 2004; Wanichpongpan et al., 2007; Khoo et al., 2012; Bjelic et al., 2015), y al evaluar detenidamente la naturaleza exponencial del comportamiento de la descomposición de los residuos sólidos.

Teniendo esto en cuenta, y analizando los resultados de las diversas categorías de impacto, se puede ver que el RS de Nauta tiene impactos elevados en aquellas categorías directamente ligadas tanto a las condiciones geoclimáticas (temperaturas y precipitaciones fundamentalmente),

como lo son CC, EAD, EM, ET, ETAD y ETM. Especialmente en las categorías relacionadas al agua se ve como la ausencia del manejo de los lixiviados y aguas pluviales tiene grandes impactos. Por lo tanto, sería adecuado tomar en cuenta estas consideraciones para mejorar el funcionamiento de los RRSS en condiciones similares (tropicales amazónicas y otras), de modo que dichos impactos se vean reducidos. Asimismo, siguiendo la misma línea y analizando las mismas categorías de impacto, se puede verificar que los resultados más bajos para la categoría de CC se dan para el escenario con recuperación de energía. Esto se debe a la quema del biogás. Dicha combustión reduce el efecto de diversos contaminantes en el ambiente, los cuales están presentes en el biogás (Kirkeby et al., 2007; Olesen et al., 2007). Sin embargo, genera también otras afectaciones, como un impacto mayor en categorías de impacto como FMP y AT respecto a la emisión directa de estos gases. No obstante, estos impactos podrían verse reducidos y controlados de implementarse medidas técnicas como filtros posteriores al quemado de biogás en las chimeneas (Brogaard et al., 2013; Olesen et al., 2014).

Pese a lo mencionado anteriormente, las categorías de impacto no convencionales, es decir aquellas categorías relacionadas a la toxicidad (TH, ET, ETAD y ETM) deben ser analizadas con cuidado. Estas categorías están basadas en métodos empíricos que siguen en desarrollo, por lo que pueden ser poco precisas y no considerar gases u otros contaminantes que podrían tratarse como importantes (Hauschild et al., 2013). Es por ello que actualmente siguen llevándose a cabo intensivas investigaciones al respecto (Hellweg y i Canals, 2014) .

Por otra parte, como era de esperarse, al considerarse métodos de tratamiento del biogás se redujeron los impactos ambientales en el RS. Sin embargo, hubo un tratamiento que fue superior a los demás, especialmente en la categoría de impacto de Cambio Climático: la recuperación de energía. Ello se debió a que en el escenario de recuperación de energía se considera que se dejan de utilizar otros combustibles fósiles, específicamente gas natural, para emplear el biogás como fuente de energía. Al considerar dicho margen se reduce considerablemente el impacto. Contrariamente, la combustión simple de biogás no conduce a un reaprovechamiento de la energía, por lo que existiría un potencial energético desperdiciado.

Considerando lo expuesto anteriormente, lo más apropiado para que el Perú pueda cumplir sus metas propuestas en los NDC sería lograr la implementación de mecanismos de combustión o recuperación de energía en los RRSS. Con miras a reducir al menos el 10% de las emisiones de GEI mediante estas medidas, dada la temporalidad de las emisiones, sería de crucial importancia

priorizar su implementación en emplazamientos tropicales sobre regiones no tropicales. Asimismo, como se vio en capítulos anteriores, de implementar la combustión de biogás en emplazamientos como el de Nauta se reduciría aproximadamente el 70% de las emisiones actuales. Por último, estas medidas no solo ayudarían al cumplimiento del Acuerdo de París, sino también al Acuerdo de Kigali (2016). Esto se ocurriría ya que se reduciría la emisión de sustancias altamente contaminantes que tienen alto potencial de CG y alto potencial de agotamiento de la capa de ozono, como lo son los HFC's (Velders et al., 2007; Fang et al., 2018).

6.2. Transición de botaderos a rellenos sanitarios

Como se pudo ver en la sección de resultados, si bien el cambio de un botadero a un relleno sanitario lleva asociados mayores impactos en cuanto a la categoría de CC, la mayoría de los demás impactos se ven reducidos. En primera instancia podría parecer perjudicial para el Estado Peruano, especialmente teniendo en cuenta su compromiso con el Acuerdo de París, este incremento en cuanto a GEI. Sin embargo, este hallazgo representa un argumento clave para poder justificar científica y numéricamente, más allá de todos los impactos sociales beneficiosos que conlleva, la implementación de un RS en lugar de un botadero abierto.

La disminución en cuanto a todas las categorías de impacto menos CC, FMP y AT, representa un factor clave en cuanto al mejoramiento de la calidad de vida de los ciudadanos usuarios de cada emplazamiento. Al existir esta variación, ellos estarán expuestos en menor medida no solo a vectores infecciosos, sino también a diversos contaminantes, ya sea directamente (a través del agua potable) o indirectamente (debido a la impregnación de contaminantes en la cadena trófica).

Además de lo expuesto anteriormente, los beneficios no solo se verán en la salud pública, sino también en la calidad ambiental de los distintos medios, así como en los diversos ecosistemas. Como se sabe, en cuanto al caso específico de este caso de estudio, la ciudad de Nauta se encuentra ubicada en la orilla del río Marañón opuesta a la Reserva Nacional de Pacaya – Samiria. Esta reserva es la más extensa del país y una de las zonas de conservación de mayor importancia en la región. El manejo inadecuado de los residuos, así como otras actividades humanas (deforestación, minería ilegal y caza furtiva, entre otros) han venido destruyendo ecosistemas de alta sensibilidad en la Amazonía. Por esos motivos, las emisiones de

contaminantes deben ser controladas con rigurosidad en la región, de modo que se pueda garantizar una adecuada conservación de los ecosistemas y no haya afectaciones negativas que puedan tener consecuencias devastadoras para las diversas poblaciones existentes en ellos.

6.3. Medidas de mitigación de impactos y optimización de la operación

Habiendo identificado las principales fuentes de impacto a lo largo del ciclo de vida del RS, se procederá a proponer las medidas de mitigación de impactos. La primera medida radica en la educación a la población en la jerarquía del manejo de residuos. Ella se basa en la prevención de la generación, el reúso, el fomento segregación para el reciclado y compostaje, la recuperación energética y finalmente la disposición final (European Commission, 2008). Al reducir los materiales ingresantes a los RRSS se reducirán sus impactos, y además se estará en camino de una economía circular. Asimismo, al darse esto también se optimiza el volumen disponible en las celdas para la disposición de residuos inorgánicos, y por ende se extiende su tiempo de vida.

La segunda recomendación se da en algo en lo que ha venido trabajando el MINAM en los últimos años: la transición de botaderos abiertos a RRSS. Esta solución implica cierto control en la disposición de los residuos, por lo que los impactos se ven reducidos en diversos aspectos como se vio en el acápite 6.2. Esto también conllevaría a la tecnificación de los emplazamientos, incorporando así cubiertas impermeables como geomembranas, sistemas de colección de gases y lixiviados, y otros sistemas pertinentes. Esto permitiría reducir impactos ambientales en todas las categorías estudiadas. Asimismo, podría articularse un sistema de cooperación con recicladores informales que actualmente laboran en emplazamientos como estos en nefastas condiciones, de modo que ambos actores se vean beneficiados.

Una tercera medida de mitigación y de optimización del manejo del RS, principalmente para hacerle frente a las condiciones geoclimáticas adversas, como lo serían las elevadas precipitaciones en RRSS tropicales, sería la implementación de sistemas de impermeabilización contra aguas pluviales en las celdas. Esto podría ir de soluciones menos costosas como el techado de las celdas, a más costosas como colocado de sistemas de bombeo, geomembranas y otras alternativas técnicas para prevenir el ingreso de dichas aguas y evacuarlas sin que afecten al relleno. Además, con ello se podría reducir considerablemente la generación de lixiviados y sus impactos vinculados. Asimismo, la incorporación de estructuras techadas facilitaría las labores

de segregación que se llevan a cabo en el RS, ya que estas cesan cuando se dan precipitaciones de intensidades elevadas.

En cuarto lugar, para optimizar la oxidación del biogás se propone que se apliquen capas denominadas “biocubiertas”, o de oxidación de metano. Estas contienen concentraciones altas de bacterias metanogénicas que consumen parte del CH_4 producido y lo transforman en CO_2 . Si bien esta alternativa no reduce las emisiones en proporciones muy elevadas si se la compara con la quema del biogás, es una alternativa que no conlleva mayores inversiones, y podría aplicarse en cualquier RS.

Como quinta recomendación, y aplicable a los RRSS con manejos controlados y estables, estaría la quema simple del biogás. La generación de biogás y su emisión directa a la atmósfera se ha caracterizado por ser uno de los puntos críticos en cuanto a la emisión de contaminantes. La implementación de sistemas como este no requiere de inversiones muy significativas respecto al costo total del RS y genera beneficios ambientales elevados en diversos ámbitos. Sin embargo, si bien esta alternativa incrementa sustancialmente la tasa de descomposición del CH_4 en CO_2 respecto a la biocubierta, también se incrementan los costos de operación. Como se vio en capítulos anteriores, la aplicación de esta medida en emplazamientos como estos reduciría su impacto en más del 50%. Además, esta medida podría ser aplicable a todo relleno independientemente de la cantidad de residuos que percibe diariamente.

La sexta medida se asemeja a la anterior, sin embargo, solo se podría implementar para condiciones futuras. Esta consiste en implementar sistemas de generación de energía en los RRSS. Estos sistemas pueden ser de dos tipos: el primero consiste en la construcción de una planta de recuperación de energía en el emplazamiento de relleno. La segunda implica transportar el biogás generado por medio de tuberías a industrias cercanas que puedan emplear el biogás para generar energía. Como se vio anteriormente, la recuperación de energía es la medida que mayores beneficios ambientales brinda. Sin embargo, demanda altos costos de inversión iniciales, además de no ser técnica ni económicamente viable para RRSS pequeños y medianos, específicamente para aquellos que perciben menos de 200 toneladas de RSM diarias.

Capítulo 7. Conclusiones

Luego de haber expuesto a detalle los principales impactos que se dan a lo largo del ciclo de vida del RS, sus principales causales y los puntos clave para la reducción de las emisiones, se expondrán las principales conclusiones a las que ha llegado el presente estudio. Las conclusiones a exponer a continuación están fuertemente ligadas con las recomendaciones expuestas a lo largo del capítulo anterior, y en consecuencia con los mayores hallazgos de esta tesis. Asimismo, se hará un recuento sobre el cumplimiento de los objetivos, tanto general como específicos, y se verificará el cumplimiento de la hipótesis investigativa planteada al inicio de este proyecto. Por último, se evaluarán las medidas de implementación de las propuestas de mejora sugeridas en el presente estudio por parte de las entidades involucradas en la creación de políticas públicas afines, como el MINAM.

Posteriormente a haber evaluado y discutido los resultados del presente trabajo de investigación, se puede llegar a la primera conclusión: la hipótesis investigativa ha sido demostrada. Esta dice lo siguiente: *“La etapa de descomposición de los residuos sólidos en el RS es la que genera mayores emisiones de GEI e impactos ambientales en el ciclo de vida del RS de Nauta”*. Al ver los resultados de las diferentes fases de vida del RS (**Tabla 5.4**), se puede ver claramente como la degradación de los RSM es la etapa de mayor impacto. Esto indicaría que efectivamente las suposiciones realizadas en primera instancia fueron las adecuadas, y en consecuencia garantizando el cumplimiento del primer objetivo específico de investigación.

Debido a la elevada contribución a los impactos de la etapa de descomposición y tratamiento de los residuos, se puede asimismo concluir que, tal como se vio en los capítulos **5** y **6**, la manera más efectiva de reducir los impactos del RS es intervenir en tal etapa. Esto se puede realizar con las diferentes medidas propuestas, que van desde la segregación de residuos, hasta el tratamiento tecnificado del biogás. De igual manera, estas alternativas traerían beneficios adicionales a la población en general, a pesar de los diferentes costos iniciales que puedan tener. Además, estas mejoras no solo traerían ventajas a la población influenciada por el emplazamiento respectivo, sino también se verían reducidos impactos ambientales importantes que afectan regiones ambientalmente vulnerables. Este aspecto se puede apreciar en el subcapítulo **5.3**, en el que se ve claramente la diferencia entre los diversos impactos ambientales en la zona amazónica. Esto sería de elevada importancia y replicabilidad en otras zonas cercanas

a Áreas Naturales Protegidas por el Estado (ANP), especialmente porque dichas reservas también están bajo jurisdicción del MINAM. Es importante destacar que en dichas reservas no solo se protege a la flora y la fauna salvaje, sino también a diversas poblaciones indígenas, entre las cuales en la actualidad existen las denominadas como “no contactadas”.

Siguiendo la línea anterior, también se puede llegar a la conclusión de que la transición de un botadero abierto informal a un emplazamiento con las condiciones mínimas de seguridad y control como lo es el RS Nauta, puede asegurar una reducción considerable de impactos. Si bien algunos impactos se verían incrementados, como es el caso del CC, otras afectaciones ambientales, sociales, económicas y culturales serían ampliamente beneficiadas, como se ha dado en el caso de Nauta. Es además imperativo que en los nuevos RRSS de construcción futura en las regiones amazónicas se tome en consideración la presencia elevada de las precipitaciones, de modo que se puedan tomar medidas preventivas para reducir al máximo los impactos vinculados. Cabe recalcar que esta transición marcaría un paso importante por parte del País en la lucha contra la informalidad existente en el SRRSS, y consiguientemente pondría los cimientos para la creación de una cultura de manejo responsable de los residuos sólidos.

Por otro lado, a diferencia de lo que propone el MINAM por medio de las NDCs peruanas ante el Acuerdo de París, la transición de botaderos abiertos a RRSS sin tratamiento de biogás no representarían reducción alguna de las emisiones de GEI. Dicha transición, como se ha desarrollado anteriormente, implicaría un aumento en las emisiones de dichos gases. Sin embargo, las propuestas que sí serían beneficiosas para dicho acuerdo, y que en efecto sí reducirían las emisiones actuales, serían todas aquellas con tratamiento de biogás. Es decir, la opción con quema de biogás y la alternativa de recuperación de energía. Sin embargo, cabe resaltar que dichas propuestas del Estado no deberían implementarse sin una estrategia clara. Para la correcta implementación, funcionamiento y sostenibilidad en el tiempo, dichas medidas deben estar acompañadas por campañas de educación y concientización a la población. De tal manera, se podría incentivar la segregación, reuso, reducción y prevención de la generación de los residuos, lo que encaminaría al país hacia las tendencias actuales a nivel mundial en cuanto al manejo de RSM. Esto sería acorde a la jerarquía de los residuos sólidos que plantea la Comisión Europea (European Commission, 2008), y sería una pieza fundamental para poder llegar a tener una economía circular.

Finalmente, se puede concluir que el presente trabajo de investigación ha logrado cumplir todos los objetivos planteados en un principio. Asimismo, se han podido responder todas las interrogantes existentes respecto al comportamiento de los residuos y el desempeño ambiental del RS Nauta. Sin embargo, para poder profundizar en mayor medida los resultados, adquirir más precisión en determinados aspectos y ganar replicabilidad hacia otras locaciones similares, se deberán seguir llevando a cabo mayores estudios de similar índole. Asimismo, se deberán ejecutar investigaciones en medios locales y regionales para poder solventar las limitaciones que han existido a lo largo del presente trabajo de tesis de pregrado. Por último, se puede decir que el desarrollo continuo de nuevos métodos de medición y evaluación de los impactos ambientales, así como de inventariado de información, permitirán a investigadores futuros poder adquirir resultados de mayor trascendencia.



REFERENCIAS

- Barlaz, M. A. (1998). Carbon storage during biodegradation of municipal solid waste components in laboratory-scale landfills. *Global Biogeochemical Cycles*, *12*(2), 373-380.
- Belboom, S., Digneffe, J. M., Renzoni, R., Germain, A., & Léonard, A. (2013). Comparing technologies for municipal solid waste management using life cycle assessment methodology: a Belgian case study. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *18*(8), 1513-1523.
- Biogas composition*. (2017). *Biogas-renewable-energy.info*. Recuperado el 22 de mayo de 2017, de http://www.biogas-renewable-energy.info/biogas_composition.html
- Bisinella, V., Götze, R., Conradsen, K., Damgaard, A., Christensen, T. H., & Astrup, T. F. (2017). Importance of waste composition for Life Cycle Assessment of waste management solutions. *Journal of Cleaner Production*, *164*, 1180-1191.
- Bjelić, D., Čarapina, H. S., Markić, D. N., Pešić, Ž. Š., Mihajlov, A., & Vukić, L. (2015). Environmental assessment of waste management in Banjaluka region with focus on landfilling. *Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ)*, *14*(6).
- Brogaard, L. K., Stentsøe, S., Willumsen, H. C., & Christensen, T. H. (2013). Quantifying capital goods for waste landfilling. *Waste Management & Research*, *31*(6), 585-598.
- Brundtland, G. (1987). Our Common Future—Call for Action. *Environmental Conservation*, *14*(4), 291-294.
- Camobreco, V., Ham, R., Barlaz, M., Repa, E., Felker, M., Rousseau, C., & Rathle, J. (1999). Life-cycle inventory of a modern municipal solid waste landfill. *Waste Management and Research*, *17*(6), 394-408.
- Cancino-Espinoza, E., Vázquez-Rowe, I., & Quispe, I. (2018). Organic quinoa (*Chenopodium quinoa* L.) production in Peru: Environmental hotspots and food security considerations using Life Cycle Assessment. *Science of The Total Environment*, *637*, 221-232.
- 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.

Clavreul, J., Baumeister, H., Christensen, T. H., & Damgaard, A. (2014). An environmental assessment system for environmental technologies. *Environmental Modelling & Software*, 60, 18-30.

DEFRA (2004) Review of Environmental and Health Effects of Waste Management: Municipal Solid Waste and Similar Wastes. Department for Environment, Food and Rural Affairs, London, UK

Dennison, G.J., Dodd, V.A., Whelan, B., 1996. A socio-economic based survey of household waste characteristics in the city of Dublin, Ireland. I. Waste composition. Resour. Conserv. Recy. 17, 227-244.

European Commission, 2015. Closing the Loop - an EU Action Plan for the Circular Economy, Com (2015) 614 Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. European Commission, Brussels.

Environmental Research and Education Foundation (1998) Final Report on the Life-Cycle Inventory of a Modern Municipal Solid Waste Landfill. Prepared by Ecobalance

Fang, X., Ravishankara, A. R., Velders, G. J., Molina, M. J., Su, S., Zhang, J., ... & Prinn, R. G. (2018). Changes in Emissions of Ozone-Depleting Substances from China Due to Implementation of the Montreal Protocol. *Environmental science & technology*, 52(19), 11359-11366.

Feldmann, J. and Hirner, V. (1995) Occurrence of volatile metal and metalloid species in landfill and sewage gases. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 60, 339-359

Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N. M., & Hultink, E. J. (2017). The Circular Economy—A new sustainability paradigm? *Journal of Cleaner Production*, 143, 757-768.

Gentil, E. C., Damgaard, A., Hauschild, M., Finnveden, G., Eriksson, O., Thorneloe, S., ... & Li, R. (2010). Models for waste life cycle assessment: review of technical assumptions. *Waste Management*, 30(12), 2636-2648.

Ghisellini, P., Cialani, C., & Ulgiati, S. (2016). A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal of Cleaner Production*, 114, 11-32.

Gu, B., Jiang, S., Wang, H., Wang, Z., Jia, R., Yang, J., He, S., Cheng, R., 2017. Characterization, quantification and management of China's municipal solid waste in spatiotemporal distributions: A review. [Waste Manage.](#) 61, 67-77.

Guerrero, L. A., Maas, G., & Hogland, W. (2013). Solid waste management challenges for cities in developing countries. *Waste Management*, 33(1), 220-232.

Hauschild, M. Z., Goedkoop, M., Guinée, J., Heijungs, R., Huijbregts, M., Joliet, O., ... & Sala, S. (2013). Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(3), 683-697.

Hellweg, S., & i Canals, L. M. (2014). Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. *Science*, 344(6188), 1109-1113.

Hernández-Berriel, M.C., Aguilar-Virgen, Q., Taboada-González, P., Lima- Morra, R., Eljaiek-Urzola, M., Marqués-Benavides, L., Buenrostro-Delgado, O., 2016. Generación de los residuos sólidos urbanos en América Latina y el Caribe, *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 32 11-22.

Hoorweg, D., Bhada-Tata, P., 2012. What a waste. A Global Review of Solid Waste Management. Urban Development and Local Government Unit, World Bank, Washington, USA.

International Organization for Standardization (ISO) 14040:2006, *Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework*.

International Organization for Standardization (ISO) 14044:2006, *Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines*.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2006). IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. *Institute for Global Environmental Strategies, Hayama, Japan*, 2, 48-56.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2013). Climate Change 2013 – The physical Science Basis. Disponible en: http://www.climatechange2013.org/images/report/WG1AR5_ALL_FINAL.pdf

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2018). Global Warming of 1.5°C. IPCC, Geneva. Disponible en: http://report.ipcc.ch/sr15/pdf/sr15_glossary.pdf

Johannessen, L. M., & Boyer, G. (1999). *Observations of solid waste landfills in developing countries: Africa, Asia, and Latin America*. The World Bank.

Kawani, K., Tasaki, T., 2016. Revisiting estimates of municipal solid waste generation per capita and their reliability. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 18(1), 1-13.

Kirkeby, J. T., Birgisdottir, H., Hansen, T. L., Christensen, T. H., Bhandar, G. S., & Hauschild, M. (2006). Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASEWASTE. *Waste Management & Research*, 24(1), 3-15.

Kirkeby, J. T., Birgisdottir, H., Bhandar, G. S., Hauschild, M., & Christensen, T. H. (2007). Modelling of environmental impacts of solid waste landfilling within the life-cycle analysis program EASEWASTE. *Waste Management*, 27(7), 961-970.

Khan, D., Kumar, A., Samadder, S.R., 2016. Impact of socioeconomic status on municipal solid waste generation rate. *Waste Manage.* 49, 15-25.

Khoo, H. H., Tan, L. L., & Tan, R. B. (2012). Projecting the environmental profile of Singapore's landfill activities: Comparisons of present and future scenarios based on LCA. *Waste Management*, 32(5), 890-900.

Kong, D., Shan, J., Iacoboni, M., & Maguin, S. R. (2012). Evaluating greenhouse gas impacts of organic waste management options using life cycle assessment. *Waste Management & Research*, 30, 800-812.

Larrea-Gallegos, G., Vázquez-Rowe, I., & Gallice, G. (2017). Life cycle assessment of the construction of an unpaved road in an undisturbed tropical rainforest area in the vicinity of Manu National Park, Peru. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(7), 1109-1124.

Larrea-Gallegos, G., Vázquez-Rowe, I., Wiener, H., & Kahhat, R. (2019). Applying the Technology Choice Model in Consequential Life Cycle Assessment: A Case Study in the Peruvian Agricultural Sector. *Journal of Industrial Ecology*, <https://doi.org/10.1111/jiec.12812>.

Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bernstad, A., Niero, M., Gentil, E., ... & Christensen, T. H. (2014a). Review of LCA studies of solid waste management systems—Part I: Lessons learned and perspectives. *Waste Management*, 34(3), 573-588.

Laurent, A., Clavreul, J., Bernstad, A., Bakas, I., Niero, M., Gentil, E., ... & Hauschild, M. Z. (2014b). Review of LCA studies of solid waste management systems—Part II: Methodological guidance for a better practice. *Waste Management*, 34(3), 589-606.

Lema, J. M., Mendez, R., & Blazquez, R. (1988). Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 40(3-4), 223-250.

Lieder, M., & Rashid, A. (2016). Towards circular economy implementation: a comprehensive review in context of manufacturing industry. *Journal of Cleaner Production*, 115, 36-51.

Machado, S. L., Carvalho, M. F., Gourc, J. P., Vilar, O. M., & do Nascimento, J. C. (2009). Methane generation in tropical landfills: Simplified methods and field results. *Waste Management*, 29(1), 153-161.

Manfredi, S., Tonini, D., Christensen, T. H., & Scharff, H. (2009). Landfilling of waste: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research*, 27(8), 825-836.

Manfredi, S., Christensen, T. H., Scharff, H., & Jacobs, J. (2010a). Environmental assessment of low-organic waste landfill scenarios by means of life-cycle assessment modelling (EASEWASTE). *Waste Management & Research*, 28(2), 130-140.

Manfredi, S., Tonini, D., & Christensen, T. H. (2010b). Contribution of individual waste fractions to the environmental impacts from landfilling of municipal solid waste. *Waste Management*, 30(3), 433-440.

Manfredi, S., Tonini, D., & Christensen, T. H. (2011). Environmental assessment of different management options for individual waste fractions by means of life-cycle assessment modelling. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(11), 995-1004.

Manfredi, S., & Christensen, T. H. (2009). Environmental assessment of solid waste landfilling technologies by means of LCA-modeling. *Waste Management*, 29(1), 32-43.

Ménard, J. F., Lesage, P., Deschênes, L., & Samson, R. (2004). Comparative life cycle assessment of two landfill technologies for the treatment of municipal solid waste. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(6), 371-378.

Ministerio de Ambiente (MINAM) (2012). *Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INGEI) 2012*. Disponible en: <http://sinia.minam.gob.pe/documentos/inventario-nacional-gases-efecto-invernadero-ingei-2012>

Ministerio de Ambiente (MINAM) (2013). *Informe: Diagnóstico de los Residuos Sólidos en el Perú*. Disponible en: [https://www.nefco.org/sites/nefco.org/files/pdf-files/1 diagnostico de los residuos solidos en el peru.pdf](https://www.nefco.org/sites/nefco.org/files/pdf-files/1%20diagnostico%20de%20los%20residuos%20solidos%20en%20el%20peru.pdf)

Ministerio de Ambiente (MINAM) (2014). *Sexto informe nacional de residuos sólidos de la gestión del ámbito municipal y no municipal 2013*. Disponible en: <http://redrrss.minam.gob.pe/material/20160328155703.pdf>

Ministerio de Ambiente (2015). *La Contribución Nacional del Perú – iNDC: agenda para un desarrollo climáticamente responsable*. Disponible en: <http://www.minam.gob.pe/cambioclimatico/wp-content/uploads/sites/11/2015/12/LA-CONTRIBUCI%C3%93N-NACIONAL-DEL-PER%C3%9A1.pdf>

Ministerio de Ambiente (MINAM) (2016). *Plan Nacional de Gestión Integral de Residuos Sólidos 2016 – 2024*. Disponible en: <http://hera.pcm.gob.pe/eficiencia/wp->

content/uploads/2016/09/Plan Nacional Gestion Integral Residuos Solidos 2016 2024.pdf

Mohee, R., Mauthorr, S., Bundhoo, Z.M.A., Somarro, G., Soobhany, N., Gunasee, S., 2015. Current status of solid waste management in small island developing states: A review. *Waste Manage.* 43, 539-549.

Niskanen, A., Manfredi, S., Christensen, T. H., & Anderson, R. (2009). Environmental assessment of Ämmässuo Landfill (Finland) by means of LCA-modelling (EASEWASTE). *Waste Management & Research*, 27(5), 542-550.

Ole Udrup Olesen, A., Damgaard, A., (2014). Landfilling in EASETECH: Data collection and modeling of the landfill modules in EASETECH. *Internal report.*

Plastic Europe (2017) Plastics – the Facts 2017 Available at: https://www.plasticseurope.org/application/files/5715/1717/4180/Plastics_the_facts_2017_FINAL_for_website_one_page.pdf

Quesada, R., Salas, N., Arguedas, M., & Botero, R. (2007). Generación de Energía Eléctrica a partir de Biogás. *Revista Tierra Tropical*, 139-147.

Rajaeifar, M.A., Ghanavati, H., Dashti, b.B, Heijungs, R., Aghbashlo, M., Tabatabaei, M., 2017. Electricity generation and GHG emission reduction potentials through different municipal solid waste management technologies: A comparative review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 79, 414-439.

Relleno Sanitario Huaycoloro / Petramás. (2017). *Petramas.com*. Recuperado el 22 de mayo de 2017, de <http://www.petramas.com/relleno-sanitario-huaycoloro-2/>

Scheutz, C. and Kjeldsen, P. (2005) Biodegradation of Trace Gases in Simulated Landfill Soil Cover Systems. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 55, 878-885

Starostina, V., Damgaard, A., Rechberger, H., & Christensen, T. H. (2014). Waste management in the Irkutsk Region, Siberia, Russia: Environmental assessment of current practice focusing on landfilling. *Waste Management & Research*, 32(5), 389-396.

Taghipour, H., Amjad, Z., Aslani, H., Armanfar, F., Dehghanzadeh, R., 2016. Characterizing and quantifying solid waste of rural communities. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 18 (4), 790-797.

UNDP, 2017. United Nations Development Programme. Available at: <http://hdr.undp.org/en/content/human-development-index-hdi>. Accessed 29/01/2018.

United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) (2010). Copenhagen Accord – Appendix II - Nationally appropriate mitigation actions of developing country Parties. Disponible en: http://unfccc.int/meetings/cop_15/copenhagen_accord/items/5265.php

United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) (2015). Adoption of the Paris Agreement. Report No. FCCC/CP/2015/L.9/Rev.1, Disponible en: <http://unfccc.int/resource/docs/2015/cop21/eng/l09r01.pdf>

US EPA (1998). Landfill Air Emissions Estimation Model (Version 2.01). EPA-68-D1-0117, EPA 68-D3-0033, US Environmental Protection Agency.

US EPA (2005). First-Order Kinetic Gas Generation Model Parameters for Wet Landfills. EPA-600/R-05/072, US Environmental Protection Agency.

US EPA (2006) *Solid Waste Management and Greenhouse Gases: A Life-cycle Assessment of Emissions and Sink*. 3rd edition. US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. Disponible en: <http://www.epa.gov/climatechange/wyacd/waste/downloads/fullreport.pdf>

Vázquez-Rowe, I., Reyna, J. L., García-Torres, S., & Kahhat, R. (2015). Is climate change-centrism an optimal policy making strategy to set national electricity mixes? *Applied Energy*, 159, 108-116.

Vázquez-Rowe, I., Larrea-Gallegos, G., Villanueva-Rey, P., & Gilardino, A. (2017). Climate change mitigation opportunities based on carbon footprint estimates of dietary patterns in Peru. *PloS one*, 12(11), e0188182.

Vázquez-Rowe, Ziegler-Rodriguez, K., Laso, J., Quispe, I., Aldaco, R., Kahhat, R. (2019). Production of cement in Peru: understanding carbon-related environmental impacts and their policy implications. *Conservation & Recycling*. (Bajo revisión).

Velders, G. J., Andersen, S. O., Daniel, J. S., Fahey, D. W., & McFarland, M. (2007). The importance of the Montreal Protocol in protecting climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(12), 4814-4819.

Visvanathan, C., Pokhrel, D., Cheimchaisri, W., Hettiaratchi, J. P. A., & Wu, J. S. (1999). Methanotrophic activities in tropical landfill cover soils: effects of temperature, moisture content and methane concentration. *Waste Management & Research*, 17(4), 313-323.

Wanichpongpan, W., & Gheewala, S. H. (2007). Life cycle assessment as a decision support tool for landfill gas-to energy projects. *Journal of Cleaner Production*, 15(18), 1819-1826.

Yang, N., Damgaard, A., Lü, F., Shao, L. M., Brogaard, L. K. S., & He, P. J. (2014). Environmental impact assessment on the construction and operation of municipal solid waste sanitary landfills in developing countries: China case study. *Waste Management*, 34(5), 929-937.

