

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA
ESCUELA DE QUÍMICA
CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Proyecto Final de Graduación para optar por el grado de Licenciatura en Ingeniería
Ambiental

**“Metodología para calcular costos y beneficios ambientales del Centro de
Transferencia y Transformación de Materiales”**

Cindy Cruz Barahona

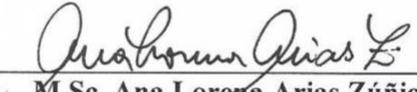
CARTAGO, marzo, 2019

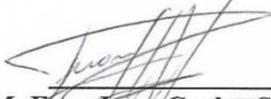
TEC | Tecnológico de Costa Rica
Ingeniería Ambiental

“Metodología para calcular costos y beneficios ambientales del Centro de Transferencia y Transformación de Materiales”

Informe presentado a la Escuela de Química del Instituto Tecnológico de Costa Rica como requisito parcial para optar por el título de Ingeniero Ambiental con el grado de licenciatura

Miembros del tribunal

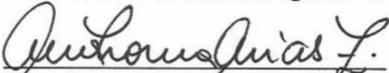

M.Sc. Ana Lorena Arias Zúñiga
Director


M. Eng. Juan Carlos Salas Jiménez
Lector 1


M.Sc. Luis Guillermo Valerio Pérez
Lector 2


M.Sc. Diana Zambrano Piamba
Coordinador COTRAFIG


M.G.A. Ricardo Coy Herrera
Director Escuela de Química


M.Sc. Ana Lorena Arias Zúñiga
Coordinadora Carrera de Ingeniería Ambiental

DEDICATORIA

A mi familia, por el apoyo de toda la vida.

AGRADECIMIENTOS

A mis papás y a mi hermana, por todo el apoyo incondicional que me han dado a través de los años.

A Raquel, Natalia, Amanda, Ana y Lourdes, por ayudarme y apoyarme durante todo este proceso. Hicieron que todo fuera más fácil de sobrellevar.

A la profesora Ana Lorena, por guiarme y ayudarme a mantener la perspectiva durante este paso de la carrera.

Al profesor Juan Carlos, Ronald, Jacqueline y Elia, en el Centro de Transferencia y Transformación de Materiales, por brindarme toda la ayuda necesaria para sacar adelante este trabajo de investigación.

TABLA DE CONTENIDO

1	INTRODUCCIÓN	9
2	OBJETIVOS	11
2.1	<i>Objetivo general</i>	11
2.2	<i>Objetivos específicos</i>	11
3	REVISIÓN DE LITERATURA	12
3.1	<i>Generalidades de la producción y manejo de los residuos</i>	12
3.2	<i>Valoración económica ambiental</i>	15
3.2.1	Cuantificación de los costos y beneficios externos	17
4	MATERIALES Y MÉTODOS	19
4.1	<i>Definición del caso de estudio</i>	19
4.2	<i>Definición del alcance</i>	20
4.3	<i>Recolección de datos</i>	20
4.3.1	Datos del CTTM	20
4.3.2	Datos asociados a los costos externos evitados	21
4.4	<i>Ganancias y costos</i>	23
4.4.1	Ganancia por venta de los RS	23
4.4.2	Costos externos evitados	26
4.5	<i>Valoración económica ambiental</i>	28
4.5.1	Cuantificación de los costos externos evitados	28
4.6	<i>Confección de la herramienta</i>	30
4.7	<i>Confección de la guía</i>	30
4.8	<i>Limitaciones</i>	31
5	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	32
5.1	<i>Costos externos evitados</i>	32
5.1.1	Papel y cartón	33
5.1.2	Tarimas de madera	37
5.1.3	Plástico	39
5.1.4	Thinner	41

5.1.5	Cables	41
5.1.6	Metal	43
5.1.7	Baterías PbA	46
5.1.8	Electrónicos	48
5.1.9	Totales	51
5.2	<i>Valoración económica ambiental</i>	53
5.3	<i>Herramienta</i>	58
5.4	<i>Guía de cálculo</i>	62
6	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	63
7	REFERENCIAS	65
8	APÉNDICES	75
	Apéndice 1: Cálculos de cambio de unidades de los factores de emisión y de consumo de madera del cartón y las tarimas de madera	76
	Apéndice 2: Guía de cálculo	77
9	ANEXOS	89
	Anexo 1: Precios de venta de los residuos del CTTM	90
	Anexo 2: Datos asociados a los costos externos evitados	93
	Anexo 3: Precios de venta de metales de los gestores autorizados consultados	96

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1. Jerarquización del manejo de los residuos. Basado en información de (Asamblea Legislativa de la República de Costa Rica, 2010).	13
Figura 5.1. Composición porcentual de los residuos sólidos vendidos.	32
Figura 5.2. Desglose de emisiones de CO ₂ eq totales evitadas por la venta de cartón.	34
Figura 5.3. Desglose de emisiones de CO ₂ eq totales evitadas por la venta de papel.	35
Figura 5.4. Emisiones promedio mensuales evitadas por tratamiento de metales.	44
Figura 5.5. Aporte total de emisiones promedio mensuales de CO ₂ eq por tipo de residuo.	51
Figura 5.6. Consumo total de agua y madera por tipo de residuo.	52
Figura 5.7. Ganancia ambiental por kg vendido de material.	57
Figura 5.8. Pestaña de “Ingreso de datos del comprador” de la herramienta de cálculo de costos y beneficios ambientales.	60
Figura 5.9. Pestaña de residuos de papel de la herramienta de cálculo de costos y beneficios ambientales.	61
Figura 5.10. Pestaña de certificado de papel de la herramienta de cálculo de costos y beneficios ambientales.	61

LISTA DE CUADROS

Cuadro 3.1. Investigaciones de cuantificación de costos y beneficios externos.	17
Cuadro 4.1. Categorías y subcategorías de residuos vendidos en el CTTM.	21
Cuadro 4.2. Costos externos evitados tomados en cuenta para el cálculo de externalidades.	21
Cuadro 4.3. Datos para el cálculo de emisiones por tratamiento final de residuos en relleno sanitario.	23
Cuadro 4.4. Costos unitarios para el cálculo de la cuantificación de los costos externos evitados.....	28
Cuadro 5.1. Consumos promedio mensuales de madera y agua, y las emisiones promedio mensuales de CO ₂ eq evitadas por la venta del papel.....	36
Cuadro 5.2. Consumo promedio mensual de agua y madera, y emisiones promedio mensuales de CO ₂ eq evitadas por la venta del cartón.	37
Cuadro 5.3. Promedios mensuales del consumo de madera y la emisión de CO ₂ eq evitada por la venta de las tarimas de madera.	38
Cuadro 5.4. Emisiones promedio mensuales de CO ₂ eq evitadas por la venta del plástico. .	40
Cuadro 5.5. Emisiones promedio mensuales de CO ₂ eq evitadas por la venta del thinner. ..	41
Cuadro 5.6. Emisiones promedio mensuales de CO ₂ eq evitadas por la venta de los cables.	42
Cuadro 5.7. Emisiones promedio mensuales de CO ₂ eq evitadas por la venta de los metales.	43
Cuadro 5.8. Comparación de consumo mensual de agua por producción con materia virgen contra producción con material reciclado del promedio mensual de metales vendidos por el CTTM en el año 2017.	46
Cuadro 5.9. Emisiones promedio mensuales de CO ₂ eq evitadas por la venta de las baterías PbA.	47
Cuadro 5.10. Emisiones totales de CO ₂ eq evitadas por tratamiento final en relleno sanitario por la venta de los electrónicos.....	49
Cuadro 5.11. Emisiones promedio mensuales de CO ₂ eq evitadas por la venta de las baterías Li-ion.	50

Cuadro 5.12. Cuadro resumen de los impactos ambientales totales evitados por la venta promedio mensual de los residuos sólidos.	53
Cuadro 5.13. Desglose de las ganancias ambientales por costo externo evitado.	54
Cuadro 5.14. Resumen de los costos ambientales mensuales asociados a los residuos vendidos para el año 2017.	55
Cuadro 5.15. Guía de uso de la herramienta de cálculo de costos y beneficios ambientales para el CTTM.	59
Cuadro 3.1. Costos unitarios para el cálculo de la cuantificación de los costos externos evitados.....	81
Cuadro 4.1. Costos fijos del CTTM	83
Cuadro 4.2. Categorías y subcategorías de RS vendidos en el CTTM.....	83
Cuadro 4.3. Datos de costos externos evitados	84

LISTA DE SIGLAS Y ACRÓNIMOS

CTTM	Centro de Transferencia y Transformación de Materiales
TEC	Tecnológico de Costa Rica
CIPA	Centro de Investigación en Protección Ambiental
CO ₂ eq	Dióxido de carbono equivalente
CH ₄	Metano
FE	Factor de emisión
RS	Residuo
FUNDATEC	Fundación Tecnológica de Costa Rica
PVC	Policloruro de vinilo
PE	Polietileno
HDPE	Polietileno de alta densidad
LDPE	Polietileno de baja densidad
PP	Polipropileno
PET	Tereftalato de polietileno
GEI	Gases de efecto invernadero
PbA	Ácido-plomo
CC1 CC2	Cilindros de cartón
CR	Cartón de reciclaje
CATYCO	Cajas de reutilización
PBI	Papel blanco impreso
PPM	Papel primera mezcla
PSM	Papel segunda mezcla
PTM	Papel Termomecánico
PP	Papel periódico
PEBCC	Polietileno baja color chicloso

RESUMEN

Actualmente, no existe una metodología en Costa Rica que permita cuantificar las ganancias ambientales producto del manejo de los residuos sólidos en los centros de transferencia de materiales. Por lo tanto, se desarrolló una metodología para calcular los costos y beneficios ambientales asociados al manejo de los residuos sólidos en el Centro de Transferencia y Transformación de Materiales (CTTM) del Tecnológico de Costa Rica (TEC). Se cuantificaron las emisiones por producción primaria, las emisiones por tratamiento final en relleno sanitario, y los consumos por producción de agua y madera, así como los costos externos evitados mensualmente para el año base 2017 producto de la gestión de los residuos. Se utilizó una modificación del método de cuantificación de externalidades de rellenos sanitarios de la Comisión Europea para cuantificar las emisiones totales evitadas y se asignó un costo unitario por m³ de consumo de agua y madera evitado según el precio del mercado nacional de agua de Costa Rica y el mercado internacional de madera. Además, se desarrolló una herramienta y una guía de cálculo para uso futuro por parte del centro de transferencia. Los resultados obtenidos demostraron un promedio mensual de emisiones evitadas de 393 773,05 kg CO₂eq, 26 385,97 m³ de agua y 81,54 m³ de madera. Asimismo, se obtuvo una diferencia entre ventas y costos de los materiales de \$3 302,29 (USD) y una ganancia ambiental de \$33 346,17 (USD).

Palabras clave: costos y beneficios ambientales, cuantificación, externalidades, centro de transferencia de materiales.

ABSTRACT

Currently, there is no methodology in Costa Rica to quantify the environmental benefits resulting from the management of solid waste in material transfer centers. Therefore, a methodology was developed to calculate environmental costs and benefits associated with the waste management in the Center for Transfer and Transformation of Materials (CTTM) of the Technological Institute of Costa Rica (TEC). The externalities quantified were the emissions from primary production, the emissions due to the final treatment in landfills, the consumption of water and wood for production, as well as the external costs avoided monthly for the base year 2017 product of the managing of the waste. A modification of the method for quantifying the externalities of landfills of the European Commission was used to quantify the total emissions avoided; a unit cost per m³ of water and wood consumption was assigned according to the price of the national water market of Costa Rica and the international timber market. Furthermore, a tool and a calculation guide were developed for the future use of the transfer center. The results show a monthly average of avoided emissions of 393 773,05 kg CO₂eq, 26 385,97 m³ of water and 81,54 m³ of wood. The average monthly difference between the profit and the costs for the sale of the materials was calculated at \$3 302,29 (USD) with an environmental gain of \$33 346,17 (USD).

Key words: environmental costs and benefits, quantification, externalities, transfer materials center.

1 INTRODUCCIÓN

La creciente cantidad de residuos sólidos producidos por la sociedad supone no sólo altos costos, sino que además constituye una de las principales formas de deterioro del ambiente. Para el año 2015, se estimó una producción mundial anual de 7 a 10 billones de toneladas de residuos que incluyen desde residuos de construcción y comerciales a residuos sólidos municipales (UNU-IAS, 2015). En países como Costa Rica, es un problema que se ha visto acrecentado por el constante crecimiento de la población y los patrones de consumo. Para el año 2016, en Costa Rica, se ha estimado que los rellenos sanitarios reciben el 58.3% de los residuos sólidos recolectados, los vertederos controlados un 19.8% y los botaderos a cielo abierto un 21.3% (Ministerio de Salud, 2016).

La generación de desechos sólidos trae consigo efectos negativos al ambiente que hacen necesario buscar la manera de calcular los costos por contaminar, así como la manera más efectiva y menos contaminante de producir y consumir. Sin embargo, estos no poseen un valor definido en el mercado, lo que ocasiona que el aspecto ambiental no sea considerado en la toma de decisiones en el manejo de los residuos, por lo tanto, el trabajo ambiental no sea bien remunerado y en algunos casos, ni siquiera sea considerado. La valoración económica cumple el papel de asignar un valor a los costos y beneficios ambientales a fin de mejorar el bienestar de la comunidad o población ante transformaciones que sucedan en el hábitat (Vera, M.; Macías, G.; Boza, J.; Loo, M.; Tenorio, D. & Meza, 2016).

El CTTM es un gestor autorizado por el Ministerio de Salud de Costa Rica, que pertenece a la Escuela de Química del Instituto Tecnológico de Costa Rica, por lo que tiene un papel esencial en el manejo de los residuos generados en el país. El centro de transferencia se especializa en el manejo de residuos ordinarios como el papel, plástico, metales, cartón; además de residuos de manejo especial como electrónicos, baterías, electrodomésticos y fluorescentes. Reciben residuos de instituciones públicas, de empresas privadas pertenecientes al Parque Industrial de Cartago y de otras empresas privadas.

Actualmente, no se cuenta con una metodología definida para asignar un valor monetario a las emisiones y consumos de recursos evitados por el manejo en un sistema de venta de residuos en un centro de transferencia de materiales. Con el presente trabajo de investigación se desea obtener una herramienta digital y una guía que permita el cálculo de costos y beneficios ambientales asociados a la salida de residuos valorizables del Centro de Transferencia y Transformación de Materiales. De esta manera, se espera que el CTTM pueda hacer uso de ella para mantener un control sobre los procesos realizados y sus efectos sobre el ambiente.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GENERAL

Desarrollar una metodología que permita calcular los costos y beneficios ambientales de los residuos valorizables que procesa el Centro de Transferencia y Transformación de Materiales del Tecnológico de Costa Rica.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar los costos y beneficios asociados de los residuos valorizables que se gestionan en el CTTM para venta.
- Desarrollar una herramienta que permita calcular el valor económico y ambiental de los residuos que son procesados en el CTTM.
- Proponer una guía de cálculo de costos y beneficios ambientales.

3 REVISIÓN DE LITERATURA

3.1 GENERALIDADES DE LA PRODUCCIÓN Y MANEJO DE LOS RESIDUOS

En un modelo linear de consumo de recursos estos son procesados, transformados, utilizados y desechados al medio en la forma de residuos sólidos, líquidos y gaseosos (Singh, Laurenti, Sinha, & Frostell, 2014). El manejo de estos residuos es considerado como uno de los mayores contribuyentes a la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) (Fitzgerald, Krones, & Themelis, 2012), durante su tratamiento y proceso de disposición (Lu, Sun, Ren, & He, 2015).

Su impacto ambiental, social y económico del manejo ha llevado a que se desarrollen políticas que aborden su gestión. En el año 2010 se aprobó en Costa Rica la Ley de Gestión Integral de Residuos (No 8839), la cual responsabiliza a las municipalidades y a todos los actores que intervienen en el ciclo de vida útil del producto cuando se convierten en residuos en su gestión, incluyendo a los gestores autorizados para su manejo, tratamiento y disposición.

El lugar de estudio de este trabajo de investigación entra dentro de la clasificación de responsables en la gestión de los residuos del país al ser un gestor autorizado por el Ministerio de Salud, bajo esta ley. Según (Eshet, Ayalon, & Shechter, 2006) un centro de transferencia es una localidad ubicada cerca de zonas comerciales o urbanas que recibe y almacena desechos provenientes de camiones recolectores hasta el momento en que puedan transferirse a vehículos de transferencia de mayor capacidad para ser llevado a rellenos sanitarios, centro de procesamiento o zonas de compostaje. En ocasiones, estos centros también proveen el servicio de caracterización de desechos y servicios de reciclaje.

Entre los residuos que maneja el CTTM se encuentran los ordinarios y de manejo especial. La ley 8839 define los residuos ordinarios como aquellos cuyo generador debe o requiere deshacerse y que puede o debe ser valorizado o tratado responsablemente por sistemas de disposición final adecuados. Los residuos que pueden ser valorizados se conocen como residuos valorizables. En el caso de los residuos de manejo especial los describe como

aquellos que implican riesgos significativos a la salud y degradación sistemática de la calidad del ecosistema, por lo que deben ser separados de corriente normal de residuos ordinarios (Asamblea Legislativa de la República de Costa Rica, 2010).

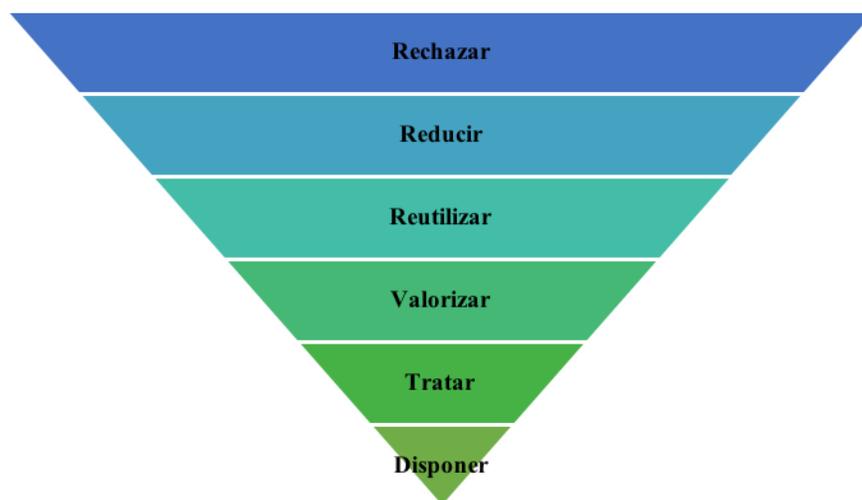


Figura 3.1. Jerarquización del manejo de los residuos. Basado en información de (Asamblea Legislativa de la República de Costa Rica, 2010).

Por su parte, el artículo 4 de la ley 8839 establece que dicha legislación se basa en la jerarquización del manejo de los residuos mostrada en la figura 3.1. En la base de la pirámide se encuentran las medidas más deseables de manejo. Estas se refieren al rechazo y reducción que implican evitar la generación en su origen al eludir el consumo innecesario, esto es importante también en la manufacturación de productos (EPA, 2017).

Seguidamente, la reutilización se refiere a alargar la vida útil. El reuso posee implicaciones ambientales importantes al evitar el escenario de fin de vida y al evitar la producción de nuevos bienes que requieran el consumo de energía y recursos (Fortuna & Diyamandoglu, 2017). El reuso es una actividad importante que debe ser impulsada dentro de una economía circular debido a que requiere una menor demanda de recursos y energía (Korhonen, Honkasalo, & Seppälä, 2018) y los procesos de reuso resultan en emisiones adicionales de GEI sólo si el material se utiliza de manera ineficiente, debe ser modificado

con material nuevo o requiere mantenimiento adicional (Allwood, Ashby, Gutowski, & Worrell, 2011).

El siguiente escenario ideal después del reuso y la reducción es la valoración. Esta categoría incluye primeramente al reciclaje. Este es proceso que involucra la recolección de residuos para su separación y procesamiento en materiales que puedan ser manufacturados en nuevos productos (EPA, 2017). Sus beneficios incluyen reducción del consumo de energía utilizado para la producción primaria de los materiales, que implica una producción haciendo uso de materiales vírgenes, conservación de recursos y reducción de la disposición de residuos en rellenos sanitarios (Ferreira et al., 2012). Dentro de la categoría de valorización también se encuentra el aprovechamiento energético del material que involucra la utilización de los residuos no reciclables para la producción de electricidad y calor (EPA, 2018).

Por último, se encuentran el tratamiento y la disposición. El tratamiento se realiza a los residuos antes de enviarlos a su disposición final para disminuir el volumen y la toxicidad (EPA, 2017), mientras que la última opción, se refiere a asegurarse que la menor cantidad sea dispuesta de manera sanitaria y ecológicamente adecuada (Asamblea Legislativa de la República de Costa Rica, 2010). La disposición final suele llevarse a cabo mediante el uso de rellenos sanitarios (EPA, 2017).

El modelo linear de consumo que usualmente ha sido utilizado implica que la industria no hace uso del material luego de utilizado, por lo que no se aprovecha completamente el uso del producto. Se debe incluir por lo tanto el papel de la industria durante la producción en los impactos negativos al ambiente. En este modelo las emisiones de GEI y otras sustancias están relacionadas no sólo con el manejo de los residuos, sino también con las emisiones resultantes de la producción de los materiales para reemplazar a los perdidos en los desechos no recuperados (Fischedick et al., 2014).

Una alta porción de la demanda de energía del sector industrial y sus emisiones de GEI están relacionadas con el procesamiento de material virgen (Tonn et al., 2014). Históricamente, la industria ha hecho uso del modelo linear de producción que conjunto con el uso intensivo de recursos ha provocado impactos en el ambiente. Estos impactos se ven

reflejados en emisiones de GEI y otras sustancias nocivas directamente relacionados con la producción de bienes (Worrell & Reuter, 2014). Por lo tanto, el manejo de los residuos tiene un papel fundamental en la reducción de estos impactos mediante políticas de reciclaje y reutilización (Acuff & Kaffine, 2013). Se requiere un enfoque orientado al manejo de los recursos y en el tratamiento sostenible de los residuos. La jerarquía de manejo puede aportar a la reducción de emisiones de GEI en el sector de la industria (IPCC, 2014).

3.2 VALORACIÓN ECONÓMICA AMBIENTAL

La valoración económica de bienes y servicios ambientales tiene un papel primordial en la regulación del medio ambiente (Linares Llamas & Romero López, n.d.). Sirve para conceptualizar su valor económico para fundamentar la viabilidad de la percepción económica asociada al proceso de toma de decisiones concernientes al uso de recursos naturales (Santoyo, Vilardell, Sánchez, Fernández, & León, 2013). Por lo tanto, es una herramienta de toma de decisiones que permite considerar los costos y beneficios resultantes de acciones que signifiquen afectaciones a los bienes ambientales. El no valorar los bienes ambientales equivale a que su verdadero valor sea ignorado en el esquema total de la sociedad y el mercado.

El asociar un valor económico a un bien ambiental o el impacto producido en él permite adjudicar un indicador monetario del valor que tiene el activo para un individuo o conjunto de individuos (Linares Llamas & Romero López, n.d.). Por lo tanto, es una herramienta esencial para la toma de decisiones concernientes al manejo de los residuos. A menos de que los verdaderos costos y beneficios de las políticas de tratamiento de los residuos sean consideradas se cae en la posibilidad de que se adopten políticas que incurren en mayores impactos ambientales que sus contrapartes (European Commission, 2000).

Los costos y beneficios externos, o externalidades, son las consecuencias positivas o negativas que le sucede a un tercero de una o más actividades económicas de producción o consumo. Una externalidad positiva produce un beneficio a quien lo recibe. Una externalidad negativa, por el contrario, genera efectos perjudiciales como por ejemplo en formas de

contaminación (Molina Barrera, Moso Africano, & Torres Rodríguez, 2015). Estas surgen de diversas actividades durante el ciclo de vida de un producto: en su producción, transporte, uso y disposición (Bruel, Troussier, Guillaume, & Sirina, 2016).

La valoración económica, por medio de la contabilidad ambiental, aplicada al manejo de los residuos permite la contabilización de los flujos monetarios, de los costos ambientales ocultos y de los impactos ambientales externos de los flujos de residuos (Qian & Burritt, 2007). Los impactos ambientales externos o costos externos son distintos a los costos financieros o internos y toman formas variadas como la contaminación y depleción de recursos. La valoración de estos costos es complicada debido a que no son observables en el mercado, así que se recurre a métodos de valoración que muchas veces resultan en grandes imprecisiones (European Commission, 2000). Sin embargo, es de gran importancia que tanto los costos como los beneficios ambientales externos sean tomados en cuenta en la toma de decisiones de los proyectos de manejo de residuos.

En general, las externalidades no se contabilizan y la cuantificación resulta ser un problema clave. La evaluación monetaria en este caso podría ser una herramienta útil para explicar las externalidades ambientales (Bruel et al., 2016). Es importante recalcar que todas las estrategias alternativas de gestión de residuos dan lugar a externalidades que se generan en las etapas de recogida, transporte y eliminación (Eshet et al., 2006).

En un caso ideal, la escogencia entre las opciones de manejo de residuos será de acuerdo a los costos sociales netos totales por tonelada de residuos. Lo que significa tomar en cuenta la suma de los costos financieros más los costos externos menos los beneficios externos. Sin embargo, la toma de decisiones para los métodos de manejo de residuos se basa usualmente en las opciones con los costos financieros más bajos, a pesar de que los costos ambientales y sociales sean más altos (Nahman, 2011).

3.2.1 Cuantificación de los costos y beneficios externos

Como se mencionó, cuantificar los costos y beneficios externos requiere que les sea asignado un valor monetario. Los estudios realizados en relación al manejo de los residuos se han enfocado en el cálculo de externalidades de las emisiones de GEI y efectos de disconformidad relacionados con el tratamiento final en sistemas como los rellenos sanitarios, como se observa en el cuadro 3.1.

Cuadro 3.1. Investigaciones de cuantificación de costos y beneficios externos.

Investigación	Caso de estudio	Externalidades cuantificadas
(European Commission, 2000)	Se realizó una valoración económica de los costos y beneficios externos producto del tratamiento de residuos por incineración y por disposición en un caso hipotético en la Unión Europea.	Emisiones atmosféricas Emisiones al suelo y agua Efectos del ruido, olor, tráfico
(Nahman, 2011)	Se calcularon los costos externos de un relleno sanitario en la ciudad de Cape Town, Sudáfrica.	Emisiones atmosféricas Emisiones al suelo y agua Efectos del ruido, olor, tráfico
(González-Martínez, 2001)	Se analizaron los costos y beneficios ambientales del reciclaje en México.	Ahorro de energía por tipo de planta eléctrica Transporte al lugar de reciclaje

En los estudios realizados por (European Commission, 2000; Nahman, 2011), la cuantificación de emisiones de GEI producidas por el tratamiento en relleno sanitario se calculó mediante el uso de la vía de impacto. La vía de impacto relaciona los volúmenes de residuos con costos monetarios. Este hace uso de dos datos: los factores de emisión (FE) medidos en kg por tonelada de residuo y los costos unitarios medidos en costo monetario por kg de emisión. Haciendo que sólo se necesite la información acerca de la cantidad de residuos para cuantificar los costos externos de una tonelada.

El estudio de (González-Martínez, 2001), por su parte, calcula el ahorro de energía producto del reciclaje de aluminio en términos de ahorro monetario. Relaciona el costo del MWh con el ahorro energético producto del reciclaje del material. Lo que permite asignar un

valor monetario a los consumos de recursos evitados. A pesar de esto, la medición de los costos externos ambientales no posee una metodología establecida en Costa Rica, a conocimiento de este trabajo de investigación, para procesos de reutilización o reciclaje resultantes de la actividad de centros de recuperación y transferencia de materiales. Por lo tanto, es necesario la realización de una metodología que permite realizar estas cuantificaciones en el país.

4 MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 DEFINICIÓN DEL CASO DE ESTUDIO

Este proyecto final de graduación se desarrolló en el CTTM, el cual se ubica en el Parque Industrial de Cartago, provincia de Cartago, cantón Cartago, distrito Guadalupe.

El CTTM es un centro que forma parte del CIPA (Centro de Investigación en Protección Ambiental) del Tecnológico de Costa Rica que está registrada como un gestor autorizado por el Ministerio de Salud. Este brinda el servicio de manejo y tratamiento de desechos a empresas privadas e instituciones del Estado mediante convenios que permiten a estas organizaciones realizar un adecuado tratamiento de sus desechos y reducir su impacto en el medio ambiente (Quesada, 2016). Además, brinda asesoría y apoyo en el manejo responsable de las mermas, subproductos y desperdicios producidos por las industrias presentes en el Parque Industrial de Cartago (Mora, 2016).

El centro realiza la venta de los residuos recibidos luego de un proceso de separación, clasificación y almacenamiento, que ocasiona que estos sean reciclados o reutilizados. Por lo tanto, el cálculo de los costos externos se realizó asumiendo que los impactos ambientales provocados por la producción primaria de los materiales son evitados con la venta. Al igual que las emisiones provocadas por el tratamiento final de los residuos en un relleno sanitario. Una vez obtenidos los resultados se realizó una comparación entre las ganancias por venta de los residuos y las externalidades ambientales asociadas a su tratamiento.

4.2 DEFINICIÓN DEL ALCANCE

El presente proyecto se definió dentro de los límites del proceso realizado en el CTTM durante el año 2017, sin tomar en cuenta los procesos por los que son o serán sometidos los residuos antes de ingresar al CTTM y luego de ser adquiridos por los compradores. El proceso realizado consiste en la separación, la clasificación, el almacenamiento y la venta de los residuos.

4.3 RECOLECCIÓN DE DATOS

4.3.1 Datos del CTTM

En este estudio se consideraron los datos de residuos vendidos para el año 2017 de los registros de materiales llevados por el CTTM. Se mantuvo un contacto abierto con el personal de la institución para la aclaración de dudas con respecto a la separación y clasificación. El encargado de producción Ronald Rojas Pérez aclaró las dudas relacionadas con la clasificación y venta. La información relacionada con los costos fijos de la institución fueron obtenidos mediante la encargada de recursos humanos, Licda. Elia Zúñiga Brenes. Los 28 costos fijos en que incurre el CTTM se resumen en el Anexo 1.

Para la valoración económica se tomaron en cuenta solamente los residuos que se lograron recuperar y vender bajo un precio fijo establecido por el CTTM. En el cuadro 4.1 se observan las 10 categorías de residuos presentes en el registro. La valoración económica no tomó en cuenta la categoría de “Otros ingresos” para los cálculos, debido a que son materiales misceláneos y no presentan un precio de venta preestablecido. Por lo tanto, la categoría de “Otros ingresos” sólo se contempló dentro de los cálculos de las externalidades ambientales dentro de la categoría de “Metales” al considerarse que su composición representa un 90% de metal. Los precios de venta y el desglose de los electrónicos vendidos se encuentra en el Anexo 1.

Cuadro 4.1. Categorías y subcategorías de residuos vendidos en el CTTM.

Categorías	Subcategorías
Papel	Papel blanco impreso
	Primera mezcla
	Segunda mezcla
	Papel periódico
	Fólder
Cartón	Termomecánico
	cartón de reciclaje
	cilindros
Tarimas de madera	Cajas
Plástico	Inyección
	Transparente y limpio
	Color y chicloso
	Grasa y cinta
Thinner	
Cable	
Baterías PbA	
Metales	Aluminio
	Hierro
	Cobre
	Bronce
	Acero inoxidable
	Plomo
	Radiadores
Otros ingresos	
Electrónicos	

4.3.2 Datos asociados a los costos externos evitados

Las externalidades utilizadas se delimitaron a los impactos ambientales positivos producto de la venta de los residuos. Se asumió que el resultado de la venta de los materiales será evitar la producción de los mismos por medio de materias vírgenes y evitar la disposición final en un relleno sanitario. Por lo tanto, los costos externos evitados tomados en cuenta en este proyecto de graduación son los resumidos en el 4.2.

Cuadro 4.2. Costos externos evitados tomados en cuenta para el cálculo de externalidades.

Costos externos evitados
Emisiones por producción primaria
Emisiones por tratamiento final en relleno sanitario
Consumo de agua
Consumo de madera

Para la medición de las emisiones por producción primaria se utilizaron los FE asociados a cada tipo de residuo para su producción en un escenario de la cuna a la puerta, en donde las emisiones de GEI son consideradas desde la extracción del material hasta el punto donde el producto terminado abandona la fábrica (Vasan, Sood, & Pecht, 2014). Bajo el mismo escenario se consideraron los consumos de agua y de madera como m³ por kg de material producido.

Para identificar los FE, los consumos de agua y los consumos de madera, se realizó una búsqueda en bases de datos y trabajos de investigación. Se obtuvo acceso a la herramienta SimaPro v8.5.2 ya finalizada la investigación, por lo que su uso se limitó a comparar las externalidades encontradas y cambiar las que presentaran diferencias significativas. En el Anexo 2 se observan dichos FE y los consumos de los recursos.

Los cálculos realizados para convertir las unidades de las tarimas de madera y cartón a m³/ton y kg CO₂eq/kg se encuentran en el Apéndice 1.

Por último, se obtuvo el FE de CH₄ asociado al tratamiento de residuos sólidos en el relleno sanitario. Este valor fue tomado en cuenta para calcular las emisiones de CO₂eq evitadas al manejar los residuos en el CTTM, en lugar de una disposición final de los residuos en el relleno sanitario. Los datos necesarios para el cálculo de las emisiones evitadas por tratamiento final por relleno sanitario se encuentran en el cuadro 4.3.

Cuadro 4.3. Datos para el cálculo de emisiones por tratamiento final de residuos en relleno sanitario.

Potencial de calentamiento del CH₄	21	(IMN, 2018)
FE por tratamiento final de residuos en relleno sanitario	0,0581 kg CH ₄ /ton	(IMN, 2018)

4.4 GANANCIAS Y COSTOS

4.4.1 Beneficio neto por venta de los residuos

Haciendo uso del programa Microsoft Excel se realizó un análisis estadístico de los datos obtenidos del CTTM para el año 2017. Se calculó el promedio mensual para cada categoría de residuo, mostrada en el cuadro 4.1, mediante la ecuación 1; mientras que el promedio mensual anual de cada costo fijo, mostrado en el Anexo 1, se calculó mediante la ecuación 2.

$$P_{RS} = \frac{T_{RS}}{12} \quad (1)$$

Donde:

P_{RS} = promedio mensual de la categoría de RS (kg)

T_{RS} = Total de la categoría de RS vendidos en el año (kg)

$$P_{CF} = \frac{T_{CF}}{12} \quad (2)$$

Donde:

P_{CF} = promedio mensual de la categoría del costo fijo (colones)

T_{CF} = Total anual de la categoría de costo fijo (colones)

Seguidamente, se calculó el porcentaje representativo de cada categoría de residuo sobre el total vendido mensualmente mediante la ecuación 3.

$$\%RS = \frac{P_{RS}}{\sum P_{TRS}} \times 100 \quad (3)$$

Donde:

$\%RS$ = porcentaje representativo de la categoría de RS

P_{RS} = promedio mensual de la categoría de RS (kg)

P_{TRS} = promedio mensual de cada categoría de RS (kg)

Una vez obtenido el porcentaje representativo de venta de cada material, se calculó el valor de los costos fijos mensuales por cada categoría de residuo mediante la ecuación 4.

$$CF_{RS} = \sum \%RS \times CF \quad (4)$$

Donde:

CF_{RS} = costos fijos mensuales por categoría de RS (colones)

$\%RS$ = porcentaje representativo de la categoría de RS

CF = categoría de costo fijo (colones)

Por último, se calcularon los beneficios netos por venta de cada categoría de residuo mediante la ecuación 5.

$$B_{VRS} = P_{RS} \times PV_{RS} - CF_{RS} \quad (5)$$

Donde:

B_{VRS} = Beneficio neto por venta del RS (colones)

P_{RS} = promedio mensual de la categoría de RS (kg)

PV_{RS} = precio de venta de la categoría de RS (colones/kg)

CF_{RS} = costos fijos mensuales por categoría de RS (colones)

La categoría de plásticos del CTTM está dividida en las cuatro categorías mencionadas en el cuadro 4.1, sin embargo, se debe aclarar que esta clasificación no fue mantenida durante todo el año 2017. Del mes de enero a agosto la clasificación de los plásticos para la venta se designaba únicamente dentro de la categoría PEBCC, por lo que se realizó un promedio mensual total de los plásticos contabilizados para la venta y se dividió entre las cuatro categorías establecidas.

4.4.2 Costos externos evitados

Los cálculos se manejaron con unidades de kg de residuo vendido ya que el CTTM maneja los precios de venta y los registros en estas unidades.

Las emisiones evitadas por la confección de los materiales por producción primaria se calcularon mediante la ecuación 6.

$$E_{PP} = FE \times P_{RS} \quad (6)$$

Donde:

E_{PP} = emisiones evitadas por producción primaria (kg CO₂eq)

FE = factor de emisión de la categoría de RS (kg CO₂eq/kg)

P_{RS} = promedio mensual de la categoría de RS (kg)

Las emisiones evitadas por tratamiento final en relleno sanitario de los residuos se calcularon mediante la ecuación 7.

$$E_{RS} = FE \times P_{RS} \times PC_{CH_4} \quad (7)$$

Donde:

E_{RS} = emisiones evitadas por tratamiento final en relleno sanitario (kg CO₂eq)

FE = factor de emisión de la categoría de RS (kg CO₂eq/kg)

PC_{CH₄} = potencial de calentamiento del CH₄ (kg)

P_{RS} = promedio mensual de la categoría de RS (kg)

El consumo de agua evitado por la venta de los residuos se calculó mediante la ecuación 8.

$$CE_{H_2O} = P_{RS} \times CP_{H_2O} \times \frac{1}{1000} \quad (8)$$

Donde:

CE_{H2O} = consumo de agua evitado (m^3)

P_{RS} = promedio mensual de la categoría de RS (kg)

CP_{H2O} = consumo de agua por producción del material (m^3/ton)

Por último, se calculó el consumo de madera evitado por la venta de los residuos mediante la ecuación 9.

$$CE_{MD} = P_{RS} \times CP_{MD} \times \frac{1}{1000} \quad (9)$$

Donde:

CE_{MD} = consumo de madera evitado (m^3)

P_{RS} = promedio mensual de la categoría de RS (kg)

CP_{MD} = consumo de madera por producción del material (m^3/ton)

La categoría de metales procesados para venta en el CTTM toma en cuenta radiadores, sin embargo, el registro llevado por la institución no distingue el tipo de metal mayoritario de cada unidad, por lo que los cálculos para este material se realizaron utilizando una composición de 70% cobre/bronce y 30% aluminio según las observaciones de los encargados del material en el centro.

Se encontró falta de información en la venta de los cilindros de cartón según el grosor por lo que se asignaron los precios correspondientes de manera proporcional a cada categoría.

4.5 VALORACIÓN ECONÓMICA AMBIENTAL

4.5.1 Cuantificación de los costos externos evitados

Los costos externos evitados se cuantificaron modificando el método descrito por la (European Commission, 2000) para el cálculo de las emisiones de GEI de un relleno sanitario. Esto debido a que no se cuenta con un método definido para cuantificar las emisiones y los consumos de recursos evitados por el manejo en un sistema de venta de residuos en un centro de transferencia de materiales. Se calculó el valor monetario de las emisiones evitadas por producción primaria haciendo uso del costo unitario por tonelada de CO₂eq compensado en el mercado costarricense.

El costo unitario utilizado para el consumo de madera corresponde al precio de venta de madera aserrada en el mercado internacional, en este caso el precio de exportación del pino brasileño, mientras que el costo unitario por consumo de agua corresponde al valor en el mercado costarricense de un m³ de agua en tarifa preferencial. Los costos unitarios por costo externo evitado se encuentran en el cuadro 4.4.

Cuadro 4.4. Costos unitarios para el cálculo de la cuantificación de los costos externos evitados

Costo unitario	Valor	Fuente
Costo por m ³ de madera	190 dólares	(International Tropical Timber Organization, 2018)
Costo por m ³ de agua	331 colones	(AyA, 2018)
Costo por tonelada de CO ₂ eq	7,50 dólares	(FONAFIFO, 2018)

La ganancia ambiental producto del consumo de madera evitado se calculó mediante la ecuación 10.

$$GA_{MD} = CE_{MD} \times CU_{MD} \quad (10)$$

Donde:

GA_{MD} = Ganancia ambiental por consumo de madera evitado (dólares)

CE_{MD} = consumo de madera evitado (m^3)

CU_{MD} = costo unitario por m^3 de madera (dólares)

La ganancia ambiental producto del consumo de agua evitado se calculó mediante la ecuación 11.

$$GA_{H2O} = CE_{H2O} \times CU_{H2O} \times \frac{1}{TC} \quad (11)$$

Donde:

GA_{H2O} = Ganancia ambiental por consumo de agua evitado (colones)

CE_{H2O} = consumo de agua evitado (m^3)

CU_{H2O} = costo unitario por m^3 de agua (colones)

TC = tasa de cambio (dólares/colones)

La ganancia ambiental producto de las emisiones de CO_{2eq} evitadas se calculó mediante la ecuación 12.

$$GA_{EE} = (E_{RS} + E_{PP}) \times CU_{CO2} \times \frac{1}{1000} \quad (12)$$

Donde:

GA_{EE} = ganancia ambiental por emisiones evitadas (dólares)

E_{RS} = emisiones evitadas por tratamiento final en relleno sanitario (kg CO_{2eq})

E_{PP} = emisiones evitadas por producción primaria (kg CO_{2eq})

CU_{CO2} = costo unitario por tonelada de CO_{2eq} (dólares)

Por último, la ganancia ambiental total por residuos se calculó mediante la ecuación 13.

$$GA_T = GA_{MD} + GA_{H2O} + GA_{EE} \quad (13)$$

Donde:

GA_T = ganancia ambiental total por RS (dólares)

GA_{EE} = ganancia ambiental por emisiones evitadas (dólares)

GA_{H2O} = Ganancia ambiental por consumo de agua evitado (colones)

GA_{MD} = Ganancia ambiental por consumo de madera evitado (dólares)

4.6 CONFECCIÓN DE LA HERRAMIENTA

Se utilizó el programa Microsoft Excel para desarrollar la herramienta. Esta incorporará las ecuaciones y cálculos utilizados en este trabajo final de graduación para obtener los costos y beneficios ambientales resultantes del procesamiento de los residuos en el CTTM.

4.7 CONFECCIÓN DE LA GUÍA

Se realizó una guía de para el cálculo de costos y beneficios ambientales. Dicha guía incluirá el procedimiento utilizados en este trabajo de investigación para cuantificar los costos fijos por tipo de material vendido y los costos externos evitados.

4.8 LIMITACIONES

El registro obtenido del año 2017 fue proporcionado al CTTM por parte de FUNDATEC para normalizar la digitalización de los datos bajo un mismo sistema. Sin embargo, el registro contiene faltantes de información correspondiente a la asignación de precios por subcategoría de residuo, como es el caso de los cilindros, y en la composición de materiales como los radiadores. Además, las categorías de residuos no fueron homogéneas para todo el año por lo que los cálculos son aproximaciones de los residuos tratados para el año 2017.

Debido a la complejidad y variedad de la categoría de electrónicos no se identificaron los impactos ambientales asociados de cada uno de los tipos de residuos electrónicos manejados por el CTTM. Solamente de las baterías litio ion.

Se omiten ciertas externalidades de la producción de los residuos debido a una faltante de información disponible en los artículos científicos consultados y a la dificultad de asignarle un valor económico a los otros parámetros encontrados con la herramienta SimaPro, por lo que los resultados obtenidos son valores representativos de los parámetros mínimos.

5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 COSTOS EXTERNOS EVITADOS

A continuación, se presentan los impactos ambientales evitados del promedio mensual de residuos vendidos por el CTTM durante el año 2017. Se explican las emisiones de CO₂ evitadas debido al proceso realizado por el centro de transferencia, tanto por no enviar los residuos al relleno sanitario como tratamiento final como por evitar la producción primaria virgen. También, se incluyen los consumos de recursos ambientales evitados por las acciones del centro de transferencia. Se presentan los resultados pertinentes a cada tipo de material.

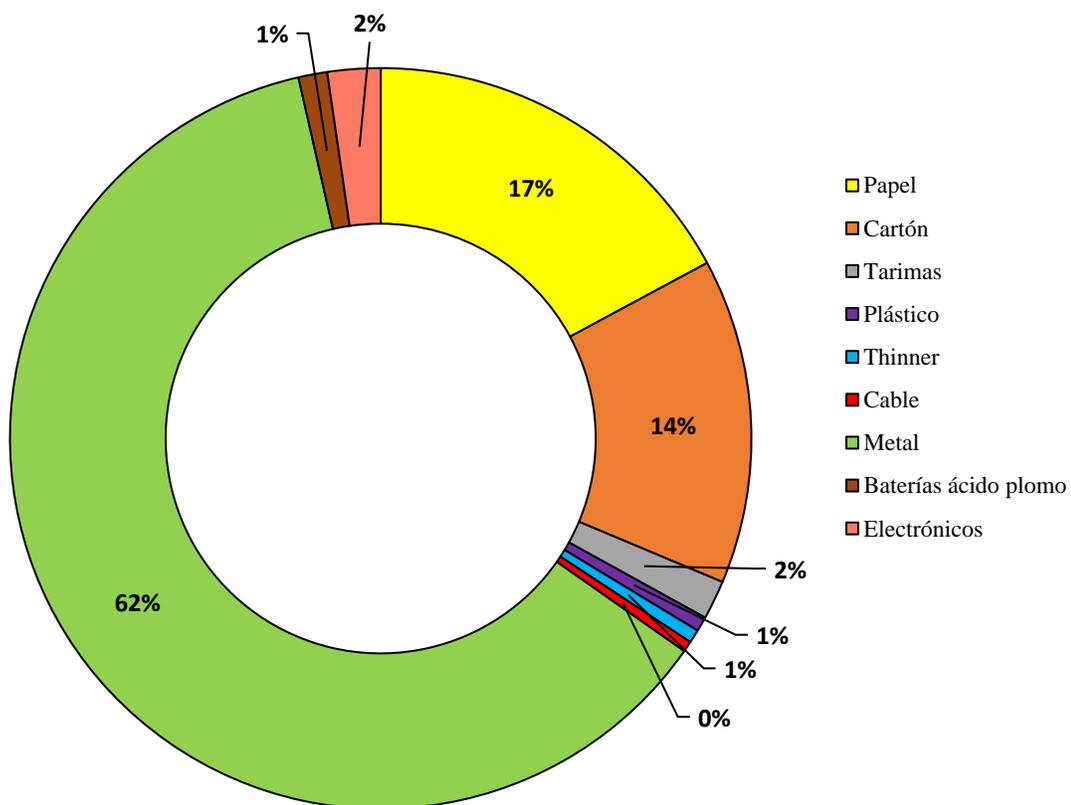


Figura 5.1. Composición porcentual de los residuos sólidos vendidos.

En la figura 5.1 se muestra la composición porcentual del promedio mensual de los residuos vendidos para el año 2017. Los metales, el papel y el cartón representan las categorías más vendidas para un total del 93% de los residuos. Los impactos ambientales asociados a las categorías vendidas se discutirán a continuación.

5.1.1 Papel y cartón

Las categorías de papel y cartón serán discutidas en conjunto debido a la proximidad en su sistema productivo. El cartón corrugado es producido mediante capas condicionadas de papel, ya sea virgen o reciclado, requiriendo un uso aproximado de 1,10 toneladas de papel para producir una tonelada de cartón corrugado, de la misma manera, la principal diferencia entre el papel y el cartón es usualmente el grosor o el gramaje (Cepi ContainerBoard & European Federation of Corrugated Board Manufacturers, 2015; World Economic Forum, 2016). Por lo tanto, el análisis de los consumos de recursos y producción de emisiones presentará similitudes.

Las categorías de papel fueron tratadas utilizando un mismo factor de emisión por producción primaria estándar, a excepción del papel periódico.

Como se observa en la figura 5.1 el papel y el cartón representan el segundo y tercer grupo de venta en importancia para el año 2017, para un 17% y 14% respectivamente. Las emisiones resultantes de la producción primaria para el papel fueron la mayor contribución a las emisiones evitadas, tal como lo indica la figura 5.3. Las emisiones por producción primaria en ambos casos están asociadas al consumo de energía necesario para el procesamiento de los materiales. La industria del papel requiere una alta demanda de energía, agua y celulosa, siendo el tercer consumidor de energía a nivel global detrás de las industrias químicas, de petróleo y metalúrgicas. (Blanco, Negro, Monte, Fuente, & Tijero, 2004). Asimismo, la producción de papel virgen utiliza una mayor cantidad de energía debido a los requerimientos de los procesos de cosecha de madera, fabricación de la pasta, el refinamiento y el secado, mientras que la producción de papel reciclado utiliza material que ya ha sido

refinado, por lo que la energía utilizada se reduce a la re fabricación de la pasta, el mezclado y el secado (Villanueva & Wenzel, 2007).

En el caso del cartón, las emisiones por relleno sanitario tuvieron una mayor contribución a las emisiones totales evitadas, según lo indica la figura 5.2. Se debe considerar que las emisiones evitadas producto de la disposición final en relleno sanitario no toman en cuenta la descomposición específica del papel y cartón. El dato de producción de emisiones brindado por el (IMN, 2018) es un factor de emisión general por kg de residuo tratado. Además, el papel y el cartón como desecho contienen energía que puede ser recuperada mediante procesos como la incineración, este potencial se pierde cuando se dispone del material en un relleno sanitario o vertedero. La utilización del material dada por el comprador, ya sea como insumo para el reciclaje o para aprovechamiento energético, permite alargar la utilidad de los residuos.

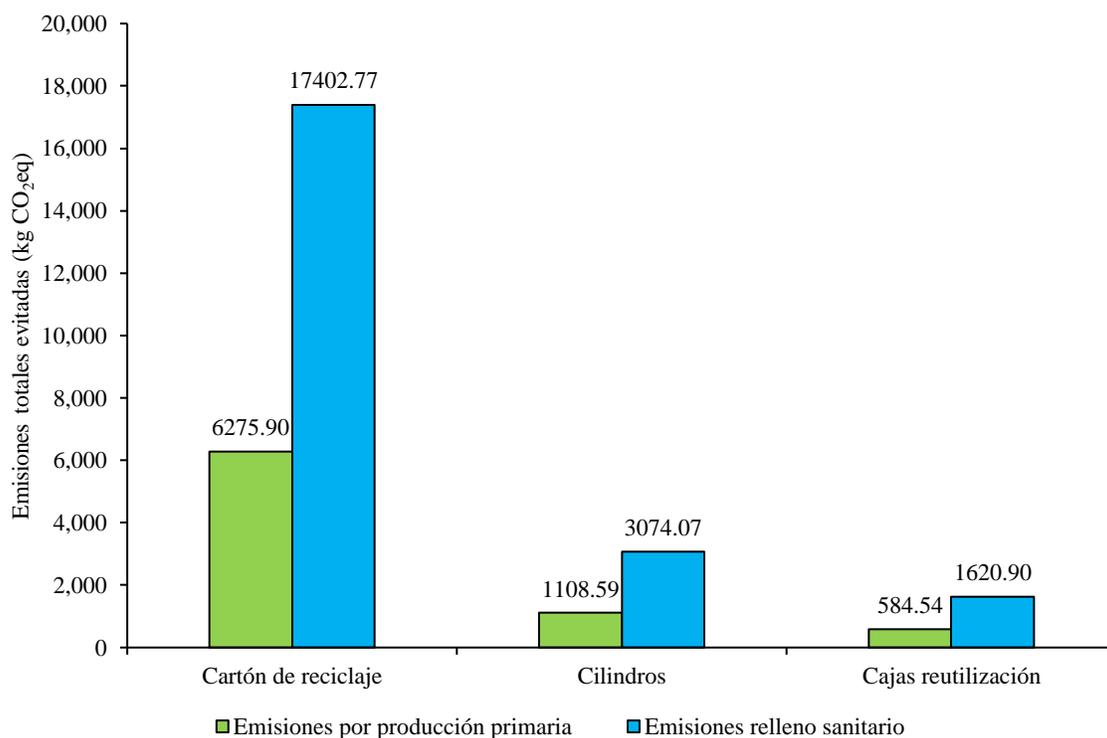


Figura 5.2. Desglose de emisiones de CO₂eq totales evitadas por la venta de cartón.

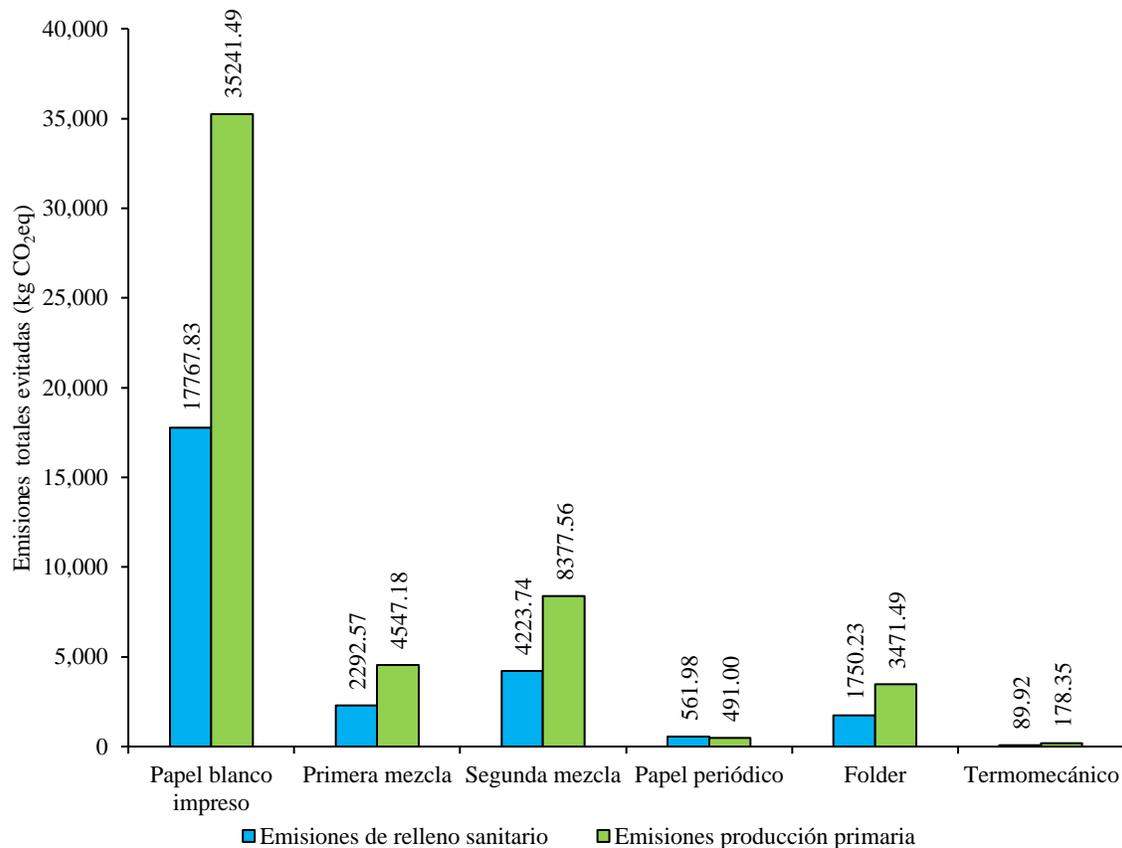


Figura 5.3. Desglose de emisiones de CO₂eq totales evitadas por la venta de papel.

La industria del papel es una gran beneficiaria del reciclaje al lograr suplir parte de su materia de producción mediante papel recuperado. Sin embargo, las fibras recuperadas necesitan ser complementadas con fibras vírgenes, con un aporte que puede ir desde 20% a 100%, para mantener la calidad del material (Villanueva & Wenzel, 2007). El papel tiene un límite de reciclaje de 3 a 6 veces, antes de que las fibras se acorten más allá de lo que permite el proceso, requiriendo un suministro de fibras nuevas que pueden ser provistas mediante la combinación con fibras de papel recuperado (Bureau of International Recycling, 2008; World Economic Forum, 2016). El CTTM introdujo un promedio mensual de 21 872,20 kg de papel recuperado, como se observa en el cuadro 5.1, aumentando el suministro de fibras recuperadas en el país disponibles para sustentar el ciclo de reciclaje de papel.

El consumo mensual de madera evitado por la producción primaria del cartón fue de 6,45 m³ y de 67,80 m³ para el papel, según se muestra en los cuadros 5.1 y 5.2. Este consumo

es debido principalmente a que se requiere obtener la materia prima de troncos que deben ser procesados para la producción de la pulpa. El material bruto de la fibra puede ser obtenido de la pulpa de madera virgen y de la fibra de pulpa reciclada. Por lo tanto, el reciclaje cumple un papel primordial en la reducción del uso de madera virgen en el proceso de producción (Ervasti, 2016). En cuanto al consumo mensual de agua evitado, de 22 328,09 m³ para el papel y 240,88 m³ para el cartón, se atribuye al proceso de descortezado. Durante este proceso se remueve la corteza de los troncos utilizando un aproximado de entre 0,6-2 m³ de agua por m³ de madera (Suhr et al., 2015). Al utilizar un porcentaje de fibra recuperada para complementar la producción de la pulpa se reduce el consumo de agua total ya que no toda la fibra empleada necesitará el proceso de descortezado para su obtención.

Cuadro 5.1. Consumos promedio mensuales de madera y agua, y las emisiones promedio mensuales de CO₂eq evitadas por la venta del papel.

Tipos de Papel	Cantidad (kg)	Emisiones totales (kg CO₂eq)	Consumo de madera (m³)	Consumo de agua (m³)
Papel blanco impreso	14 562,60	53 009,32	45,14	14 984,92
Primera mezcla	1 879,00	6 839,75	5,82	1 933,49
Segunda mezcla	3 461,80	12 601,30	10,73	3 562,19
Papel periódico	460,60	1 052,98	1,43	387,36
Folder	1 434,50	5 221,72	4,45	1 384,29
Termomecánico	73,70	268,28	0,23	75,84
Totales	21 872,20	78 993,34	67,80	22 328,09

Cuadro 5.2. Consumo promedio mensual de agua y madera, y emisiones promedio mensuales de CO₂eq evitadas por la venta del cartón.

Tipos de cartón	Cantidad (kg)	Emisiones totales (kg CO₂eq)	Consumo de agua (m³)	Consumo de madera (m³)
Cartón de reciclaje	14 263,40	23 678,67	189,70	5,08
Cilindros	2 519,53	4 182,66	33,51	0,90
Caja reutilización	1 328,50	2 205,44	17,67	0,47
Totales	18 111,43	30 066,78	240,88	6,45

Por último, la calidad del producto, los tipos y las cantidades de desechos producidos dependen en gran parte de la calidad del insumo utilizado. En el caso del papel y cartón recuperado depende de la condición del material y las impurezas presentes. Las impurezas pueden consistir en grapas, metales, plásticos, y representan alrededor del 6,5% del peso (Monte, Fuente, Blanco, & Negro, 2009). El CTTM se encarga de procesar el material para remover estas impurezas, además de entregar el material clasificado y separado, por lo que la calidad entregada a los compradores está asegurada.

5.1.2 Tarimas de madera

Las tarimas son la plataforma de carga más utilizada para transportar y almacenar bienes en la industria, haciendo que su impacto ambiental asociado sea amplificado debido a la escala de las operaciones de las que forma parte (Carrano, Pazour, Roy, & Thorn, 2015). La madera es el material de composición más utilizado para su fabricación debido a los bajos costos material y de producción (Buehlmann, Bumgardner, & Fluharty, 2009).

La vida útil de las tarimas depende de la estructura y el material del que estén hechas, así como de las condiciones de servicio a las que sean expuestas. Su duración influye en el impacto ambiental del producto ya que determina el número de reparaciones y sustituciones necesarias (Tornese, Carrano, Thorn, Pazour, & Roy, 2016). Según un estudio realizado por

(Ainoa Mazeika Bilbao, 2011), la reparación de las tarimas y el aprovechamiento de los materiales como partes de madera implica un menor impacto ambiental, en términos de emisiones de carbono, en relación con procesos como la disposición final en relleno sanitario o la manufacturación de nuevas tarimas. Los primeros dos procesos son realizados en el CTTM.

Las tarimas de madera ingresadas en el CTTM son clasificadas en dos categorías: buen estado y mal estado. Si las tarimas se encuentran en buen estado son puestas a la venta sin ninguna modificación, mientras que, si están en mal estado, dependiendo de la condición, serán reparadas para su venta o vendidas como madera. El peso de las tarimas depende de la estructura de composición y del tipo de madera utilizado, sin embargo, para este trabajo de graduación, se trabajó con un peso promedio de 20 kg, el peso promedio de las tarimas de madera que ingresan al CTTM.

La cantidad de madera consumida mensualmente por producción primaria de las tarimas procesadas por el CTTM es de 7,29 m³, como se observa en el cuadro 5.3, lo cual significa que esa cantidad fue puesta de nuevo en circulación, alargando la vida útil del material y evitando un nuevo consumo de la misma. Además, se debe considerar que, según la literatura, las emisiones producidas por la reparación son menores al valor de 389,29 kg CO₂eq producto de la producción primaria de una nueva tarima y a los 2 653,47 kg CO₂eq producto del tratamiento final en un relleno sanitario. Sin embargo, es importante mencionar que las emisiones de carbono derivadas del proceso de remanufacturación son en su mayoría producto de los materiales necesarios para reparar las tarimas (Tornese et al., 2016), haciendo que dependan de la condición inicial del material recibido en el CTTM.

Cuadro 5.3. Promedios mensuales del consumo de madera y la emisión de CO₂eq evitada por la venta de las tarimas de madera.

Material	Cantidad (kg)	Emisiones por producción primaria (kg CO ₂ eq)	Emisiones por relleno sanitario (kg CO ₂ eq)	Emisiones totales (kg CO ₂ eq)	Consumo de agua (m ³)	Consumo de madera (m ³)
Tarimas	2 174,80	389,29	2 653,47	3 042,76	7,61	7,29

La disposición final en un relleno sanitario permite la recuperación de energía producto de la descomposición anaeróbica de la madera (Bilbao, Carrano, Thorn, & Hewitt, 2010), sin embargo, implicaría que el relleno sanitario en cuestión posea las características técnicas para la captura del gas. Las alternativas de reúso, reparación y reciclaje son soluciones ambientalmente preferibles ya que la disposición en rellenos sanitarios implica la pérdida de aprovechamiento del material (Bilbao, 2011).

5.1.3 Plástico

El plástico es un material omnipresente en la sociedad, anualmente se producen alrededor de 400 toneladas anuales, sin embargo, las características que lo hacen un material versátil, su durabilidad y su resistencia a la degradación, hacen que sea un material con una fácil acumulación en la naturaleza (Geyer, Jambeck, & Law, 2017). La cantidad de plástico producido mundialmente al año 2018 se aproxima a los 9 billones de toneladas, de las cuáles sólo un 9% ha sido reciclado, un 12% ha sido incinerado y el 79% restante se encuentra distribuido entre rellenos sanitarios, vertederos o en el ambiente (Geyer et al., 2017).

Como se observa en el cuadro 5.4, las emisiones promedio mensuales equivalen a 2 555,21 kg CO₂eq, siendo 1552,59 kg CO₂eq provenientes de la producción primaria del material. La producción de plásticos es dependiente de petróleo y gas como un 90% de su materia prima virgen, lo que representa alrededor del 6% del consumo global de petróleo, haciendo que la producción del material represente una asociación importante con la emisión de gases de efecto invernadero que se producen tanto por el uso de energía para la producción como por los procesos químicos necesarios (Fishedick et al., 2014; Sheppard, Gilman, Neufeld, & Stassen, 2016).

Cuadro 5.4. Emisiones promedio mensuales de CO₂eq evitadas por la venta del plástico.

Material	Cantidad (kg)	Emisiones por producción primaria (kg CO₂eq)	Emisiones por tratamiento final en relleno sanitario (kg CO₂eq)	Emisiones totales (kg CO₂eq)
Plástico	821,75	1 552,59	1 002,62	2 555,21

En el caso de las emisiones evitadas por tratamiento final de relleno sanitario, que equivalen a 1 002,62 kg CO₂eq, se destaca además que uno de las mayores pérdidas por utilizar este tratamiento final es que ninguno de los recursos utilizados para producir el plástico es recuperado (Hopewell, Dvorak, & Kosior, 2009). Sin embargo, hay una parte del carbono que queda capturado en el producto y su liberación en GEI depende de su uso post consumo. Si los plásticos son llevados al relleno sanitario se puede considerar que este carbono queda secuestrado, en caso de terminar en el ambiente puede liberarse a través de los años (Sheppard et al., 2016).

Parte de la importancia de la recuperación del material para un segundo uso reside en evitar que el plástico termine siendo desechado al ambiente o en un relleno sanitario sin aprovechar el uso restante. Si bien el uso que se le dé por parte de los compradores no se encuentra dentro del alcance de este trabajo final de graduación, el proceso de separación y clasificación del CTTM facilita que el posterior uso del material sea un reaprovechamiento más que una disposición final.

Actualmente, el plástico de pre consumo, como las mermas industriales que recibe el CTTM, tienen una tasa de reciclaje mundial mayor que el plástico de post consumo debido a que su pureza relativa es mayor y su disponibilidad en volúmenes mayores es posible (Hopewell et al., 2009). Por lo tanto, se puede concluir que el proceso llevado a cabo por el CTTM para el posterior reciclaje o reutilización permite aprovechar el uso restante del material de manera satisfactoria evitando que el plástico se filtre al ambiente o que sus componentes finalicen su vida útil en el relleno sanitario.

5.1.4 Thinner

Los solventes son utilizados por varios sectores en la industria. Su peligrosidad reside en que se utilizan en grandes cantidades y, además, presentan propiedades como una alta volatilidad y toxicidad (Seyler et al., 2006). Por lo tanto, un manejo ambientalmente enfocado debe realizarse de manera que se reduzca el desecho tóxico, se reduzca el material virgen en el sistema de producción y se disminuya la emisión de sustancias tóxicas (Seyler et al., 2006). El CTTM almacena el material en estañones para su posterior venta. En el caso de este residuo no se calcularon las emisiones por tratamiento final en relleno sanitario debido a que no se aceptan por motivos de seguridad.

Como se observa en el cuadro 5.5, las emisiones primarias promedio mensuales evitadas fueron de 1 532,13 kg CO₂eq. Debido a que el solvente se almacena para su reutilización estas emisiones se evitan debido a que se le da una segunda utilización al material. Las emisiones asociadas a la producción de solvente reciclado son menores a las derivadas del proceso de manufacturación con material virgen (Azapagic, Amienyo, Franca, & Jeswani, 2013).

Cuadro 5.5. Emisiones promedio mensuales de CO₂eq evitadas por la venta del thinner.

Material	Cantidad (kg)	Emisiones por producción primaria (kg CO ₂ eq)
Thinner	747,38	1 532,13

5.1.5 Cables

La alta demanda en la industria de la información ha resultado en un aumento en la producción de cables, lo que significa un aumento en su disposición, por esta razón su manejo post consumo se ha convertido en un tema ambiental de gran importancia (Janajreh, Alshrah, & Zamzam, 2015). Como se observa en el cuadro 5.6, las emisiones mensuales por producción primaria constituyen la mayoría de las emisiones totales evitadas. Una de las posibles razones es que tanto los plásticos como los metales en este escenario provienen de materia virgen.

Cuadro 5.6. Emisiones promedio mensuales de CO₂eq evitadas por la venta de los cables.

Material	Cantidad (kg)	Emisiones por producción primaria (kg CO₂eq)	Emisiones por relleno sanitario (kg CO₂eq)	Emisiones totales (kg CO₂eq)
Cable	595,3	4214,72	726,33	4 941,05

El reciclaje y reutilización de los cables sirve para recuperar los componentes y aprovechar tanto los plásticos como el metal. El metal presente en los cables es de una alta pureza por lo que puede ser aprovechado en varias industrias, tomando en cuenta que tanto el cobre como el aluminio son de los metales más utilizados en el mundo (Muchova, Eder, & Villanueva, 2011). Esto permitiría su entrada como chatarra en la producción de distintos componentes metálicos, reduciendo la demanda de materia virgen en sectores en donde la pureza del metal lo permita.

Según (Janajreh et al., 2015) el PVC es el termoplástico con la segunda mayor producción en volumen detrás del PE lo que resulta relevante considerando que la industria del cableado es uno de sus mayores productores, siendo su recuperación para usos posteriores una ventaja del proceso realizado por el CTTM. No obstante; es importante mencionar que la calidad del cableado de PVC puede presentar deterioro debido a su exposición al ambiente durante su vida útil por lo que su recuperación se puede ver afectada (Suresh, Mohanty, & Nayak, 2017).

El procesamiento del cableado permite evitar la pérdida de aprovechamiento de los materiales. En el caso de una disposición final en el relleno sanitario, vertedero o el ambiente, se debe considerar el impacto ambiental que produce el PVC. No sólo se pierde la recuperación del material, sino que el PVC no es inerte, por lo que existe una preocupación alrededor de la fuga de los aditivos tóxicos al ambiente (Akovali, 2012). La prioridad de recobro de materiales posterior a su compra no se mide en este trabajo de graduación, pero la recuperación del cableado por parte de la institución permite evitar que el material sea desechado en su totalidad.

5.1.6 Metal

Los metales representan la mayoría de los residuos vendidos para el año 2017, un 62%, como se observa en la figura 5.1. En este trabajo de graduación los FE aplicados para cada tipo de metal se refieren a los de la producción primaria, lo que significa que no toma en cuenta la producción por reciclaje. Como se observa en el cuadro 5.7, los metales vendidos por el CTTM contemplan 3 de los metales más utilizados en el mundo, el hierro, el aluminio y el cobre (Muchova et al., 2011). El hierro fue el metal más vendido para el año 2017, seguido del aluminio, lo que significa que se reintrodujeron 73 821, 92 kg de hierro y 1 674,09 kg de aluminio para su utilización.

Cuadro 5.7. Emisiones promedio mensuales de CO₂eq evitadas por la venta de los metales.

Material	Cantidad (kg)	Emisiones por producción primaria (kg CO ₂ eq)	Emisiones tratamiento final en relleno sanitario (kg CO ₂ eq)	Emisiones totales (kg CO ₂ eq)	Consumo de agua (m ³)
Acero inoxidable	234,75	1 443,71	286,42	1 730,13	11,74
Aluminio	1 674,08	13 861,38	2 042,55	15 903,93	18,41
Plomo	272,92	357,53	332,99	690,51	13,65
Hierro	73 821,92	140 999,87	90 070,12	231 069,99	3 691,10
Cobre	593,25	1 643,30	723,82	2 367,13	23,73
Bronce	945,75	3 877,58	1 153,91	5 031,48	37,83
Radiadores	384,17	1 699,18	468,73	2 167,91	12,02
Otros ingresos	817,50	1 561,42	997,43	2 558,85	40,87
Totales	78 744,34	165 443,97	96 075,97	261 519,93	3 849,35

La recirculación del material no sólo implica aumentar el suministro de metal, lo que permitiría reducir la dependencia a la extracción de la materia virgen, sino que además resulta en una reducción de las emisiones producidas. Esto es de gran importancia al considerar que, mundialmente, el hierro tiene una producción de 1 350 millones de toneladas por año, el aluminio tiene una producción de 50 millones de toneladas por año, el cobre de 16 millones de toneladas por año y el plomo de 4 millones de toneladas por año (Sverdrup & Ragnarsdóttir, 2014).

Como se observa en la figura 5.4, las emisiones por producción primaria representan la mayoría de las emisiones totales evitadas por la venta de los metales. La producción de metales por producción secundaria, haciendo uso de metal ya existente, implica una menor emisión de GEI, dando en el caso del aluminio una reducción cercana al 92%, para el cobre de un 65%, para el hierro de un 58% y para el plomo de un 99% (Bureau of International Recycling, 2008).

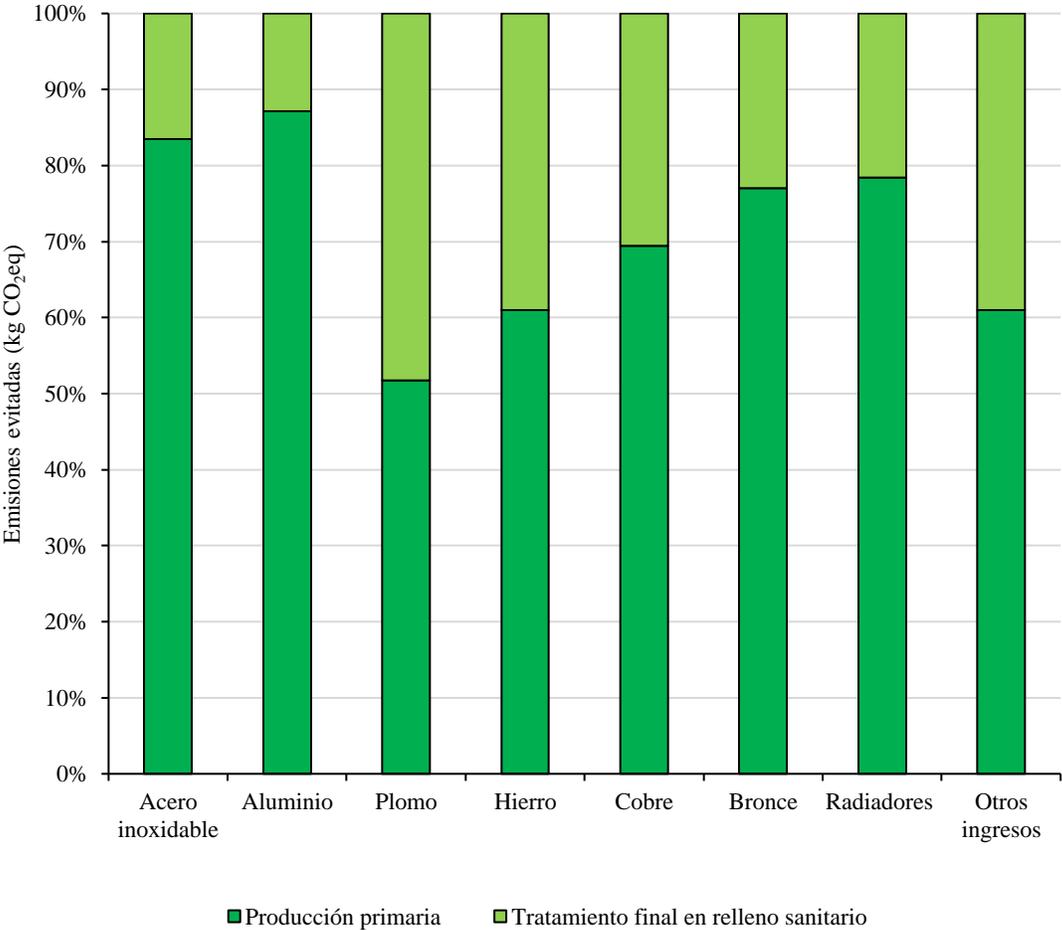


Figura 5.4. Emisiones promedio mensuales evitadas por venta de metales.

La demanda mundial de aluminio, suministrado por medio de la extracción minera y del reciclaje, presenta un aumento de 2,5% por año desde los últimos 25 años (Sverdrup, Ragnarsdottir, & Koca, 2015), de manera que considerando que la producción primaria de aluminio es una de las industrias con mayor demanda energética, las medidas para disminuir el impacto ambiental, como el uso de material recuperado, presenta beneficios ambientales globales. (Ciacci et al., 2014). Por su parte, la producción mediante la refundición de plomo recuperado requiere menor consumo de energía que la producción primaria (Priarone, Ingarao, Settineri, & Di Lorenzo, 2016), por lo tanto, las emisiones de CO₂eq producidas por los metales serán menores.

Considerando que los metales representan la mayor porción de los residuos vendidos por el CTTM este es un dato importante que implica que las casi 79 toneladas mensuales se pueden aprovechar para la producción secundaria de metales. Además, se debe considerar el impacto ambiental y sanitario de los metales. La disposición del plomo en relleno sanitario no es recomendable debido a su peligrosidad. Por ejemplo, el plomo es uno de los metales pesados más tóxicos con una alta persistencia en el ambiente, causante de problemas de salud tanto en humanos como en animales (Assi, Hezmee, Haron, Sabri, & Rajion, 2016). Su manejo es delicado, por lo que el no recuperar el metal implica el riesgo de que su inadecuada disposición terminó convirtiéndose en un problema ambiental y de salud.

Por su parte, la diferencia de consumo de agua para la producción de materia virgen frente a al consumo por la producción por reciclaje es uno de los impactos ambientales destacados en la industria metalúrgica. En el cuadro 5.8 se observa la diferencia en consumo de agua por producción primaria y por reciclaje para los datos mensuales de metales vendidos en el 2017. La cantidad de agua no consumida representa un 71,69% del total consumido por la producción de los metales con materiales vírgenes. Por lo tanto, el reaprovechamiento del material permite disminuir el gasto de agua y reducir el impacto ambiental asociado a la producción de los metales. El reúso y el reciclaje permiten un cambio hacia un sistema más limpio de producción y consumo a través de una reducción de energía, materia prima virgen,

emisiones y la degradación a gran escala de la tierra asociada a las actividades mineras (Ciacci et al., 2014).

Cuadro 5.8. Comparación de consumo mensual de agua por producción con materia virgen contra producción con material reciclado del promedio mensual de metales vendidos por el CTTM en el año 2017.

Material	Cantidad (kg)	Consumo de agua (m ³)		Porcentaje de agua ahorrado (%)
		Producción primaria	Reciclaje	
Acero inoxidable	234,75	11,74	3,29	72,00
Aluminio	1 674,08	18,41	3,35	81,82
Plomo	272,92	13,65	10,92	20,00
Hierro	73 821,92	3 691,10	1 033,51	72,00
Cobre	593,25	23,73	8,90	62,50
Bronce	945,75	37,83	14,19	62,50
Radiadores	384,17	12,02	4,26	64,54
Otros ingresos	817,50	40,87	11,44	71,00
Totales	77 926,84	3 849,35	1 089,85	71,69

5.1.7 Baterías PbA

Las baterías PbA son utilizadas en una amplia variedad de aplicaciones debido a su bajo costo, buena vida operativa y su confiabilidad (J. Zhang, Chen, Zhang, & Liu, 2016). Su uso es generalizado en el mundo en aplicaciones como el sector automotriz y el sector energético renovable (Davidson, Binks, & Gediga, 2016), por lo que su fabricación ha aumentado en los últimos años haciendo que el manejo de sus desechos se convierta en una prioridad. Sus componentes son el principal problema del manejo final debido a que la composición general consiste en plomo, compuestos de plomo y ácido sulfúrico en variadas concentraciones (Li, Liu, & Han, 2016; J. Zhang et al., 2016).

Como se observa en el cuadro 5.9, las emisiones por producción primaria constituyen el mayor aporte a las emisiones totales evitadas por la venta de las baterías en el CTTM. La producción del plomo, mediante los procesos de minería y procesado, es la mayor

contribución a las emisiones durante el proceso de fabricación (Chen et al., 2017), mientras que el uso de plomo recuperado presenta un menor aporte debido a que no se realiza el proceso de minado.

Cuadro 5.9. Emisiones promedio mensuales de CO₂eq evitadas por la venta de las baterías PbA.

Material	Cantidad (kg)	Emisiones por producción primaria (kg CO₂eq)	Emisiones por tratamiento final en relleno sanitario (kg CO₂eq)	Emisiones totales (kg CO₂eq)
Baterías PbA	1 602,24	4 326,05	1 954,89	6 280,94

Actualmente, la producción de baterías PbA es la mayor consumidora de plomo refinado, con un 90% del consumo total (Davidson et al., 2016). Esto resalta la importancia del reciclaje de las baterías debido a que constituye la principal manera de obtener el plomo recuperado, siendo la mayor fuente del suministro global de plomo (W. Zhang et al., 2016). Es importante recalcar que el material de las baterías se puede recuperar hasta en un 98% (Ballantyne, Hallett, Riley, Shah, & Payne, 2018), siendo no solo una solución a la contaminación ambiental de la mayoría de los componentes del producto, sino que además contribuye con la disminución de la obtención del plomo por medio de la minería y la extracción (Tian, Gong, Wu, Agyeiwaa, & Zuo, 2014).

Las baterías PbA manejadas por el CTTM no son desarmadas para la venta, sino que se venden íntegras. El proceso de desarmado y recuperación de los componentes se encuentra fuera del alcance del trabajo de investigación. No obstante, el proceso de recuperación permite evitar que los desechos de las baterías, como los metales pesados, entren en contacto con el ambiente o causen accidentes si no son tratados adecuadamente.

Debido a que el plomo es un bien valioso su reciclaje informal se ha convertido en una actividad creciente en los países en desarrollo exponiendo a la población y al ambiente a los efectos nocivos del plomo y ácido sulfúrico (Haefliger et al., 2009). Mientras que el proceso de reciclaje es importante para disminuir el impacto ambiental de la producción de plomo, se están buscando mejoras para disminuir el consumo de energía y minimizar la

exposición al material (Ballantyne et al., 2018). Esto puede significar que a futuro los beneficios ambientales del proceso sean todavía mayores a los actuales, por lo que la continua recuperación de las baterías es primordial para el tratamiento de estos residuos y para la producción mundial de plomo.

5.1.8 Electrónicos

La manufactura, venta y remplazo de equipo eléctrico y electrónico ha resultado en un crecimiento exponencial de la generación de residuos electrónicos (Cole, Gnanapragasam, Singh, & Cooper, 2018) lo que conlleva a un aumento significativo de riesgos al ambiente y a la salud humana si su tratamiento y disposición no son adecuados (Baldé, Forti, Gray, Kuehr, & Stegmann, 2017). La variada composición de los equipos electrónicos complica el desensamblado y separación de los componentes, por ejemplo, los polímeros representan el 20% del peso del material (Vilaplana & Karlsson, 2008), mientras que también se pueden encontrar sustancias tóxicas metales pesados y químicos como el plomo, mercurio, cadmio y retardantes de llama bromados (Baldé et al., 2017; Garlapati, 2016).

El CTTM es un gestor autorizado por el Ministerio de Salud para manejar residuos electrónicos. El material electrónico es procesado, desensamblado y recuperado de equipos electrónicos y dispositivos entrantes, de manera que se obtienen para su posterior exportación y venta. En conjunto con el material electrónico se recuperan plásticos y metales, sin embargo, este material no se exporta. Los metales son vendidos en la institución. Este plástico usualmente posee retardantes de llamas que hacen el material menos valioso y no permiten que sea posible reciclarlo como el plástico ordinario (Tanskanen, 2013), por lo tanto, se suele enviar a coprocesamiento, como es el caso de los plásticos recuperados por el CTTM del proceso de desensamblaje de electrónicos.

El CTTM realiza un proceso de desensamblado, en donde se separan los componentes de valor y peligrosos. Este es el primer paso en el reciclaje de los materiales electrónicos y su importancia reside en que el reúso de los componentes tiene prioridad, el separar los componentes peligrosos es esencial y permite simplificar la subsecuente recuperación de materiales (Cui & Forssberg, 2003; Kumar, Holuszko, & Espinosa, 2017).

Como se observa en el cuadro 5.10, se procesó un promedio mensual de 2 944,88 kg de residuos electrónicos. El tratamiento final por medio de relleno sanitario de todos los componentes de este tipo de residuo no es recomendable debido a las sustancias tóxicas presentes mencionadas anteriormente. Además, no se recuperan las partes económicamente valiosas como lo son los metales. El impacto ambiental producto del tratamiento final por relleno sanitario significa una emisión de 3 593,05 kg de CO₂eq. Con el manejo de los residuos por parte del CTTM no sólo se está evitando esta emisión de CO₂eq, sino que además se reduce el riesgo de que sustancias tóxicas presentes en los residuos, como el mercurio, cadmio, plomo y los retardantes de llamas, presenten fugas de lixiviados tóxicos hacia el ambiente (Baldé, C.P., Wang, F., Kuehr, R., Huisman, 2015; Garlapati, 2016).

Cuadro 5.10. Emisiones promedio mensuales de CO₂eq evitadas por tratamiento final en relleno sanitario debido a la venta de los electrónicos.

Material	Cantidad (kg)	Emisiones por tratamiento final en relleno sanitario (kg CO ₂ eq)
Electrónicos	2 944,88	3 593,05

El aumento en el uso de dispositivos electrónicos ha aumentado la disposición de baterías portables. Las baterías de litio-ion son ampliamente utilizadas debido a su efectividad y costo, representando un 37% del mercado global de baterías recargables (Swain, 2017). Están compuestas de metales pesados, químicos orgánicos y plásticos en proporciones que rondan un 5-20% de cobalto, 5-10% de níquel, 5-7% de litio, 15% de químicos orgánicos y 7% de plásticos, sin embargo, la composición varía según el fabricante (Lee & Pandey, 2012).

Como se observa en el cuadro 5.11, las emisiones por producción primaria de estas baterías fueron de 1 247,85 kg CO₂eq. Este valor se atribuye en su mayoría a la manufacturación de dispositivo y a la obtención de metales (Sullivan & Gaines, 2012), sin embargo, el reciclaje permite la reducir este impacto ambiental con su recuperación. Al aumentar su obtención por medio del reciclaje se disminuye el consumo de energía necesario para la producción (Dewulf et al., 2010; Gaines, Sullivan, Burnham, & Belharouak, 2011).

Se debe tomar en cuenta que el cálculo de emisiones por producción primaria de esta categoría fue realizado únicamente para las baterías de litio-ion, que como muestran los cuadros 5.10 y 5.11 representan tan sólo 177 kg de los 2 944,88 kg totales de electrónicos procesados mensualmente por el CTTM. Por lo tanto, las emisiones totales evitadas por la venta de los electrónicos serían mayor si se tomaran en cuenta las emisiones por producción primaria de todos los electrónicos.

Cuadro 5.11. Emisiones promedio mensuales de CO₂eq evitadas por la venta de las baterías Li-ion.

Material	Cantidad (kg)	Emisiones por producción primaria (kg CO₂eq)	Emisiones por tratamiento final en relleno sanitario (kg CO₂eq)	Emisiones totales (kg CO₂eq)
Baterías Li-ion Laptop	40,00	282,00	48,80	330,80
Baterías Li-ion Teléfono	121,00	853,05	147,63	1 000,68
Baterías Li-ion Datafonos	9,00	63,45	10,98	74,43
Baterías Li-ion Radios	7,00	49,35	8,54	57,89
Total	177,00	1 247,85	215,96	1 463,81

El reciclaje de las baterías se enfoca en la recuperación de metales como el cobre, níquel y cobalto, que corresponden con los materiales de composición más valiosos (Boyden, Soo, & Doolan, 2016). La industria de baterías de litio ion consume alrededor del 30% del suministro global, por lo que la recuperación del metal significa un aporte cíclico a su abastecimiento (Zubi, Dufo-López, Carvalho, & Pasaoglu, 2018).

5.1.9 Totales

En esta sección se presenta un resumen del total de los costos externos evitados mensualmente para el año 2017 producto del procesamiento de los residuos en la institución. Como se observa en la figura 5.5, los metales representan el residuo cuyo procesamiento representó la mayor emisión total de CO₂eq evitada. Lo que coincide con su importancia de venta. En el caso del papel, este representa el segundo residuo en con mayor cantidad de emisiones totales evitadas. Además, el mayor consumo del total de madera y agua evitado por el procesamiento de los residuos corresponde al papel, ver figura 5.6.

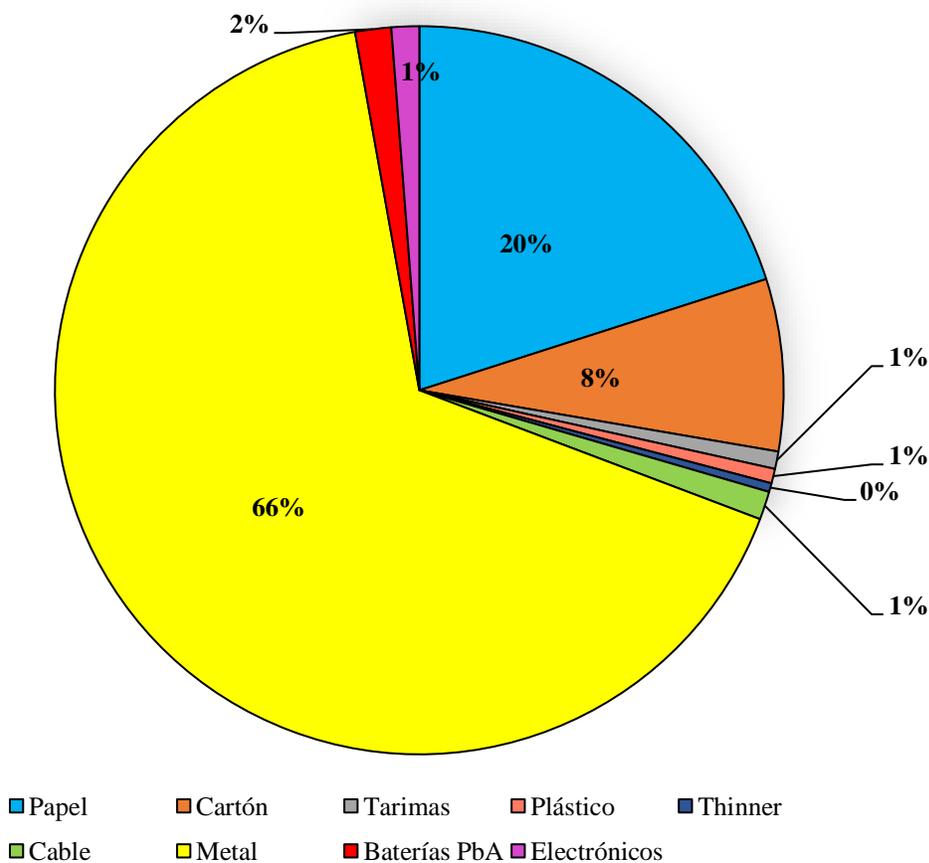


Figura 5.5. Aporte total de emisiones promedio mensuales de CO₂eq por tipo de residuo.

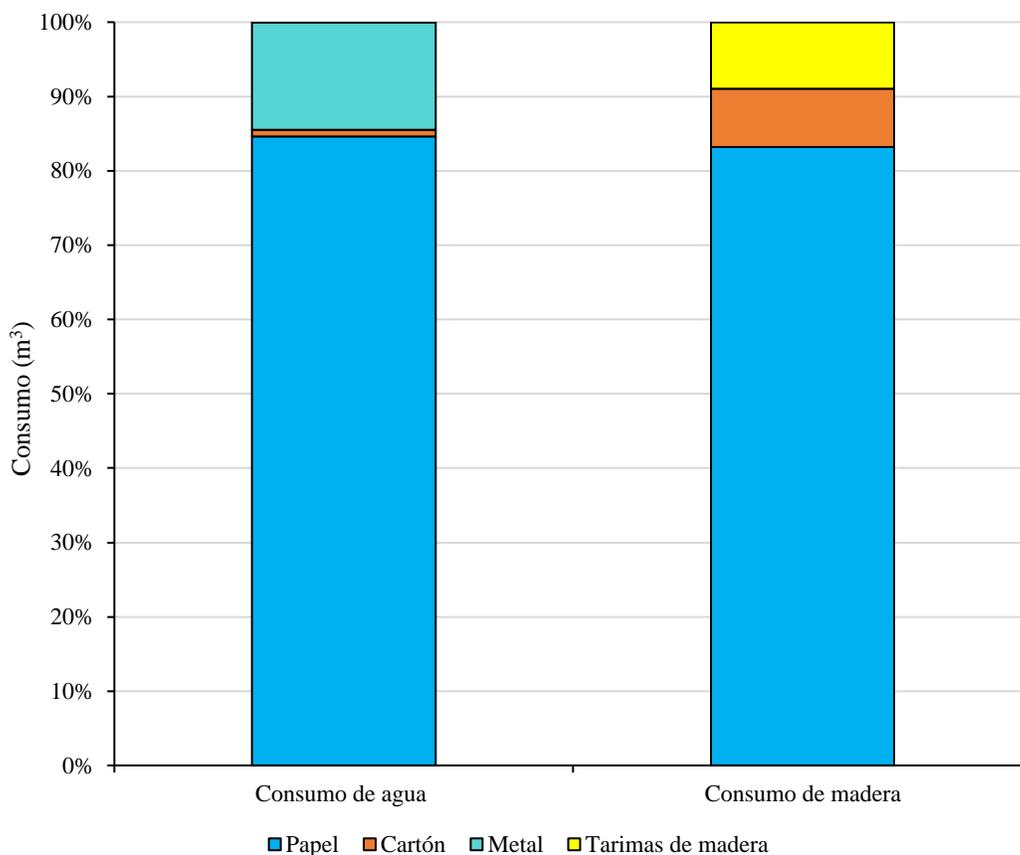


Figura 5.6. Consumo total de agua y madera por tipo de residuo.

El papel y los metales, los dos residuos más vendidos representando un 79% del material vendido, por lo tanto, se asocian los costos externos evitados totales más altos. El papel representó el 84,65% del consumo total de agua evitado, el 83,15% del consumo de madera evitado y el 19,78% de las emisiones totales evitadas. Los metales por su parte representan el 66% de las emisiones totales evitadas.

Como se observa en el cuadro 5.12, el manejo de los residuos por parte del CTTM en el año 2017 provocó un impacto ambiental positivo que evitó un promedio mensual de emisión de 393 773,05kg CO₂eq, de consumo de 26 385,97 m³ de agua y de consumo de 81,54 m³ de madera dentro del alcance establecido para este proyecto de investigación. Es necesario hacer un análisis más detallado de los costos externos por residuo para obtener un valor de impacto ambiental más apropiado.

Cuadro 5.12. Cuadro resumen de los impactos ambientales totales evitados por la venta promedio mensual de los residuos sólidos.

Periodo	Cantidad (kg)	Emisiones por producción primaria (kg CO₂eq)	Emisiones por relleno sanitario (kg CO₂eq)	Emisiones totales (kg CO₂eq)	Consumo de agua (m³)	Consumo de madera (m³)
Promedio mensual	127 614,32	238 982,70	154 790,35	393 773,05	26 385,97	81,54
Total anual	1 531 371,78	2 867 792,43	1 857 484,18	4 725 276,61	316 631,68	978,42

Los beneficios ambientales encontrados no habían sido cuantificados durante el funcionamiento del CTTM a través de los años. Por lo tanto, se estaba omitiendo un beneficio importante del servicio brindado por este gestor autorizado. El trabajo realizado por el centro se refleja en un resultado anual para el año 2017 de 4 725 toneladas de CO₂eq evitadas y 1 531 toneladas de residuos a los que su vida útil fue alargada al no finalizar ocupando más campo en un relleno sanitario. Estos impactos ambientales positivos significan un gran aporte dentro del esquema país para la gestión de los residuos y la disminución de las contribuciones de gases de efecto invernadero por un manejo inadecuado.

5.2 VALORACIÓN ECONÓMICA AMBIENTAL

En esta sección se presentan los resultados obtenidos de la valoración ambiental de los promedios mensuales de los materiales vendidos por el CTTM durante el año 2017.

En el caso de las tarimas de madera y el papel, se observa que la ganancia por su venta deja una pérdida de \$268,85 para el primero, y la ganancia por venta más baja entre los residuos para el segundo. Sin embargo, las ganancias ambientales asociadas dejan una ganancia de \$1 411,37 y \$26 065,63 respectivamente. Como se observa en el cuadro 5.13, estos costos consideran el consumo de agua, el consumo de madera y las emisiones totales evitadas dentro del alcance del trabajo de investigación. El impacto ambiental asociado a la producción de este material con materiales vírgenes genera consumos mayores de recursos como la madera y el agua, por lo que, a pesar de que la ganancia monetaria por venta del

producto es baja, este valor no refleja el aporte ambiental del sistema de manejo del residuo realizado por el CTTM. Por su parte, este impacto ambiental positivo sí se ve reflejado en el beneficio ambiental, ya que la ganancia por el manejo del papel deja los costos ambientales más altos entre todos los materiales.

El manejo de las baterías PbA también presenta pérdidas económicas, sin embargo, los costos ambientales, que incluyen las emisiones totales evitadas por producción primaria y por tratamiento final en relleno sanitario, como se observa en el cuadro 5.13, reflejan un impacto ambiental positivo que reduce el riesgo de que los tóxicos presentes en estos residuos afecten la salud de la población o el ambiente por un mal manejo.

Cuadro 5.13. Desglose de las ganancias ambientales por costo externo evitado.

Material	Ganancia ambiental por costo externo evitado (dólar USD)		
	Emisiones totales evitadas	Consumo de agua evitado	Consumo de madera evitado
Papel	\$592,45	\$12 590,46	\$12 882,73
Cartón	\$225,50	\$135,83	\$1 224,71
Metal	\$1 961,40	\$2 170,59	
Tarimas	\$22,82	4,29	\$1 384,26
Plástico	\$19,16		
Thinner	\$11,49		
Cable	\$37,06		
Baterías PbA	\$47,11		
Electrónicos	\$36,31		

Como se observa en el cuadro 5.14, los metales presentan las menores ganancias por venta de producto a pesar de ser el material más vendido por mes. Se debe mencionar que los precios por kg aplicados para los cálculos, utilizados por el CTTM, son menores a los comercializados por otros gestores autorizados, como se observa en el Anexo 3. Sin embargo, este precio se debe a que el centro no realiza la limpieza de los metales que sí realizan los otros centros de tratamiento de metales. Se podría analizar el costo adicional que significaría esto dentro de los costos fijos mensuales del CTTM para que el costo de venta pueda ser más

cercano al de los gestores autorizados consultados. Además, los costos ambientales suman un total de \$4 131,99, por lo que, si bien la ganancia por la comercialización resulta en pérdidas, los costos ambientales asociados reflejan que el tratamiento de los metales tiene un impacto ambiental positivo que no se está reflejando en las ganancias económicas.

Cuadro 5.14. Resumen de los costos ambientales mensuales asociados a los residuos vendidos para el año 2017.

Material	Ganancia por venta de producto (dólar USD)	Ganancia ambiental total (dólar USD)
Papel	\$47,38	\$26 065,63
Cartón	\$4 034,68	\$1 586,04
Tarimas	\$-268,85	\$1 411,37
Plástico	\$304,39	\$19,16
Thinner	\$117,69	\$11,49
Cable	\$101,41	\$37,06
Metal	\$-3 897,58	\$4 131,99
Baterías PbA	\$-20,65	\$47,11
Electrónicos	\$2 883,81	\$36,31
Totales	\$3 302,29	\$33 346,17

Los electrónicos poseen una ganancia por venta mayor a las ganancias ambientales asociadas, sin embargo, los cálculos de las externalidades de esta categoría incluyen solamente las emisiones evitadas por producción primaria de las baterías de litio-ion, lo que significa que las emisiones por producción primaria del resto de los electrónicos no están contabilizadas. En otras palabras, el valor de la ganancia ambiental de los electrónicos es más alta que la obtenida. Además, la ganancia por venta del material refleja que los costos fijos del procesamiento de los artículos electrónicos, como el precio de exportación, se encuentran cubiertos por la comercialización del material.

El cartón presenta la ganancia por venta más alta, este material es el tercer residuo más vendido por mes detrás de los metales y el papel. La ganancia ambiental asociada se

encuentra entre las más altas, según indica el cuadro 5.14, tomando en cuenta que para su cálculo se tomaron en cuenta el consumo de madera, consumo de agua y las emisiones totales evitadas.

El plástico, thinner y cables no presentan pérdidas por el costo de la venta de material, mientras que los beneficios producto de su procesamiento también se ven reflejados en las ganancias ambientales con valores positivos. Sin embargo, los cálculos de costos externos realizados para estos materiales sólo incluyen las emisiones totales evitadas, por lo que el valor podría ser mayor si se realiza un estudio que tome en cuenta otros beneficios ambientales. De igual manera, los costos ambientales encontrados reflejan un valor positivo del manejo de los residuos por parte del CTTM.

En la figura 5.7 se muestran la ganancia ambiental por kg de residuo vendido obtenido por el manejo de los residuos por parte del CTTM. Este valor funciona como un indicador monetario del valor ambiental que significa el manejo de cada kg de residuo y que permite visualizar el costo total a la sociedad (Linares Llamas & Romero López, n.d.), no significa que esta ganancia vaya a ser visualizada en su totalidad como una entrada económica al centro. De acuerdo a los costos externos evitados tomados en cuenta en este trabajo de investigación, el manejo del papel representa la mayor ganancia ambiental asociada con un valor de \$1,19 por kg procesado, seguido de \$0,65 por el procesamiento de las tarimas de madera.

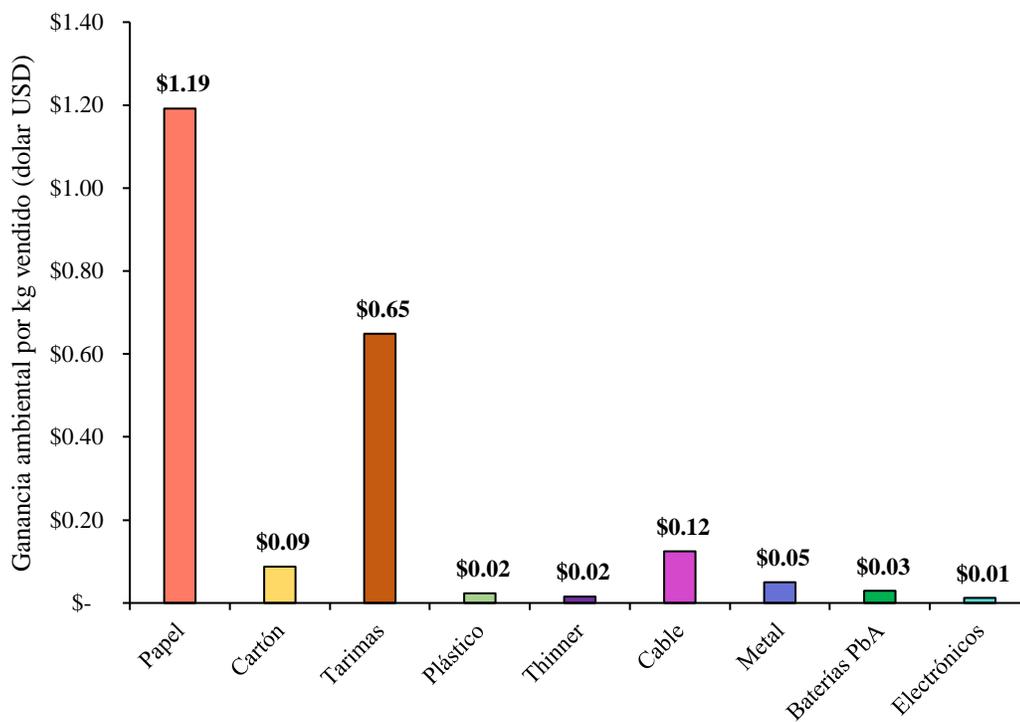


Figura 5.7. Ganancia ambiental por kg vendido de material

Los costos ambientales generados tienen un valor de \$33 346,17, mientras que la ganancia total por venta es de \$3 302,29, lo que implica un beneficio ambiental 10 veces mayor al percibido económicamente por la venta del material. En conclusión, la ganancia económica total por la venta de los materiales no refleja el valor ambiental detrás de la gestión de los residuos realizada por el CTTM.

Si bien estos costos ambientales no se pueden ver reflejados monetariamente para el funcionamiento del centro de transferencia, es importante recalcar que el impacto ambiental evitado por la labor de los gestores autorizados es fundamental para el desarrollo del país hacia un mejor manejo de los recursos. Las decisiones pertinentes al manejo de los residuos deben considerar no sólo el aspecto económico, sino que se debe hacer un análisis que también incluya las variables ambientales. El manejo de los residuos es un factor determinante en el manejo ambiental de los efectos de la industria y el día a día, por lo que el aspecto ambiental no es un factor que se deba ignorar.

5.3 HERRAMIENTA

A continuación, se presenta la herramienta de cálculo de costos y beneficios ambientales y la guía de uso resultantes de este trabajo de investigación.

Se hizo uso del programa Microsoft Excel para diseñar una herramienta de costos y beneficios ambientales para uso futuro del CTTM. La herramienta aplica las mismas ecuaciones utilizadas en este trabajo de graduación para obtener los impactos ambientales evitados con la venta del producto, y los gastos ambientales asociados a cada tipo de residuo. Además, permite producir un certificado para ser entregado a los clientes interesados que constata los recursos que se evitaron consumir y las emisiones evitadas por la compra del material.

La herramienta consiste en una guía de uso incluida en la primera hoja del programa, ver cuadro 5.15, una hoja para ingresar los datos del comprador de los residuos, una hoja para ingresar los datos de CTTM, una hoja de cálculo por cada tipo de residuo, una hoja de certificado para cada tipo de residuo y una hoja con el resumen general de los costos ambientales generados.

Cuadro 5.15. Guía de uso de la herramienta de cálculo de costos y beneficios ambientales para el CTTM.

Guía de uso	
1	En la pestaña de "Ingreso de datos del generador" ingrese la fecha y el nombre del generador. En la misma pestaña, actualice los datos que sean necesarios. Cada valor tiene a su lado la dirección web para consultar si los valores han cambiado. No son links, hay que copiar y pegar en su navegador web.
2	<i>En el caso de que la información que se quiera obtener incluya las ganancias al CTTM, complete este paso. En caso contrario, en el que sólo se desee ingresar los datos para obtener el certificado para el generador, siéntase en libertad de brincarse este paso.</i> Primero, diríjase a la pestaña "Sumatorias de egresos" e ingrese los montos asociados para el año en el que se está realizando el cálculo. Los montos deben ser ingresados como promedios mensuales. Seguidamente, vaya a la pestaña "Datos del CTTM" e ingrese en la sección de "Porcentajes de materiales vendidos" la cantidad de kg vendidos por tipo de material como un promedio mensual.
3	Diríjase a la pestaña del material vendido. En "Cantidad" ingrese el dato en kilogramos. En caso de que la columna de "Precio" se encuentre vacía o el precio no concuerde con el precio real de venta, digite el precio adecuado. Solamente modifique las casillas de "Cantidad" y "Precio".
4	Cada pestaña de material tiene como su pestaña contigua una pestaña de certificado. Al hacer clic sobre la pestaña respectiva se encontrará con un certificado listo para imprimir con la información necesaria.
5	En la hoja final encontrará el resumen de los costos y beneficios ambientales de todos los residuos bajo el nombre de " Resumen general ".

Como se observa en la figura 5.8, la pestaña de “Ingreso de datos del generador” posee los links necesarios para que el personal del CTTM a cargo de la herramienta pueda actualizar los datos de costos unitarios de los impactos ambientales, la tasa de cambio y el potencial de calentamiento del CH₄. Esto permitirá agilizar y facilitar el uso de la herramienta para años futuros, de manera que su uso pueda adaptarse a los cambios transcurridos durante el funcionamiento del centro de transferencia.

Ingreso de datos del generador

Fecha (dd-mm-aaaa)	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Empresa y/o persona	<input type="text"/>		
Sitios web para consultar actualizaciones en los valores			
Tipo de cambio (colón/dólar)	<input type="text" value="587"/>	<input type="text" value="https://www.bncr.fi.cr/SitePages/Inicio.aspx"/>	
Costo del agua por m3 (colones)	<input type="text" value="₡ 331"/>	<input type="text" value="https://www.aya.go.cr/servicioCliente/SitePages/estimacionImporte.aspx"/>	
Costo de m3 de madera (dólares)	<input type="text" value="\$ 190,00"/>	<input type="text" value="https://www.itto.int/market_information_service/Ingrese en 'View a sample report'"/>	
Emissiones de CH4 por ton de residuos (relleno sanitario)	<input type="text" value="0,0581"/>	<input type="text" value="http://cglobal.imn.ac.cr/documentos/publicaciones/factoremission/factoremission2018/index.html página 9"/>	
Potencial de calentamiento global del CH4	<input type="text" value="21"/>	<input type="text" value="http://cglobal.imn.ac.cr/index.php/publicaciones/factores-de-emision-gei-octava-edicion-2018/página 11"/>	
Costo por ton de CO2eq (dólares)	<input type="text" value="\$ 7,50"/>	<input type="text" value="http://www.fonaffo.go.cr/es/informacion-general/preguntas-frecuentes/Pregunta 25"/>	

Figura 5.8. Pestaña de “Ingreso de datos del generador” de la herramienta de cálculo de costos y beneficios ambientales.

En la figura 5.9 se observa una pestaña de residuo para el papel. Las pestañas de residuos presentan un desglose de los costos ambientales, además de los impactos ambientales evitados por la compra del material. Al final de la herramienta se encuentra un resumen general en donde se reúnen todos los datos calculados. Por último, en la figura 5.10 se muestra un ejemplo de un certificado de material entregado. Estos certificados se pueden otorgar al generador que así lo solicite para fomentar la iniciativa ambiental que permite el reciclaje y la reutilización de los materiales.

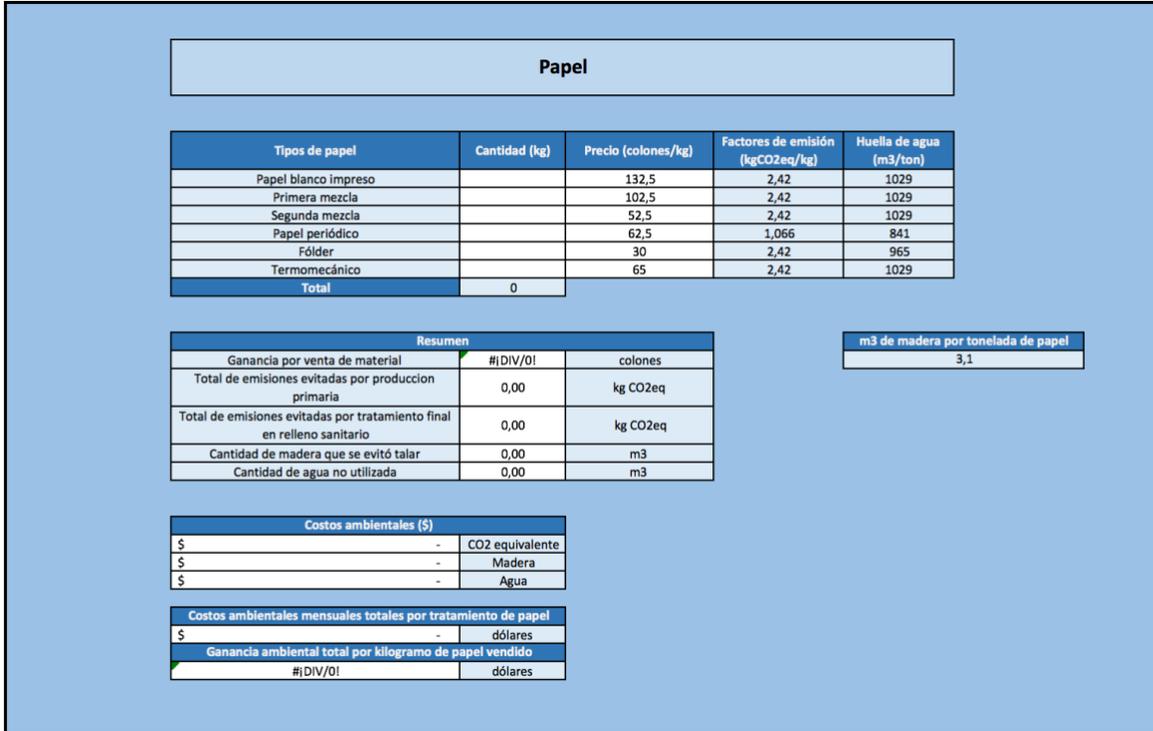


Figura 5.9. Pestaña de residuos de papel de la herramienta de cálculo de costos y beneficios ambientales.

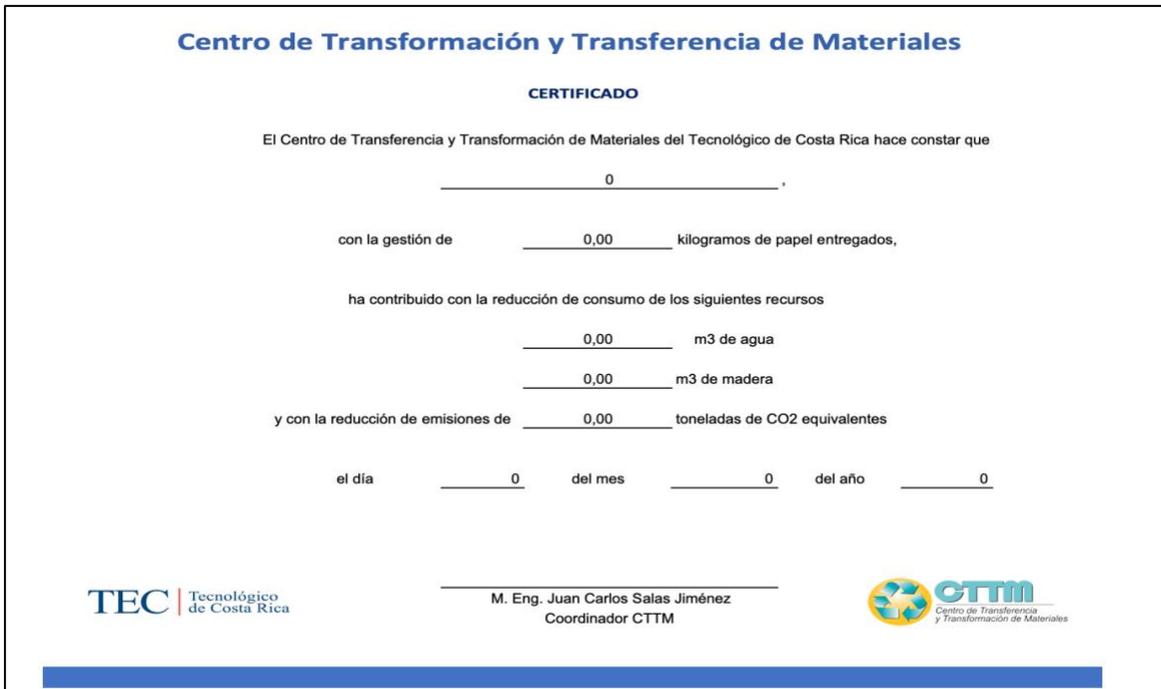


Figura 5.10. Pestaña de certificado de papel de la herramienta de cálculo de costos y beneficios ambientales.

La herramienta desarrollada podrá ser utilizada por el personal del CTTM durante los siguientes años de funcionamiento para realizar tomas de decisiones en relación al manejo de los residuos procesados por la institución y los impactos ambientales producto de su gestión. Además, significa una ventaja del CTTM sobre los demás gestores autorizados al proveer a los generadores con un certificado que les permite conocer el beneficio ambiental de sus acciones de manejo de residuos.

5.4 GUÍA DE CÁLCULO

Se desarrolló una guía de cálculo con los procedimientos realizados para la obtención de los resultados producto de esta investigación para uso futuro por parte del centro de transferencia. Dicha guía se encuentra en el Apéndice 2.

La guía está compuesta, primeramente, por una introducción que desglosa los pasos que se realizarán para obtener los cálculos. Seguidamente, se presentan las secciones de cálculo. Estas están compuestas por la sección de “Ganancia por venta de residuos”, “Cálculo de costos externos evitados” y el “Cálculo de cuantificación de los costos externos evitados”, con las ecuaciones correspondientes indicando las unidades requeridas. La sección de “Cálculo de cuantificación de los costos externos evitados” presenta los costos unitarios a utilizar para el m³ de madera, el m³ de agua y la tonelada de CO₂eq.

Por último, se presenta la sección de “Información relevante”, que indica los costos fijos a tomar en cuenta, las categorías y subcategorías de residuos vendidos que deben incluirse y los datos de costos externos con su respectiva fuente bibliográfica.

Esta guía podrá utilizarse como un medio de verificación de las ecuaciones y datos presentes en la herramienta de cálculo.

6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- El manejo de los residuos por parte del CTTM en el año 2017 provocó un impacto ambiental positivo que evitó un promedio mensual de emisiones de 393 773,05 kg CO₂eq, un consumo de 26 385,97 m³ de agua y un consumo de 81,54 m³ de madera dentro del alcance establecido para este proyecto de investigación.
- El papel y los metales representan un 79% del material vendido y los costos externos evitados totales más altos. El papel representó el 84,65% del consumo total de agua evitado, el 83,15% del consumo de madera evitado y el 19,78% de las emisiones totales evitadas. Los metales por su parte representan el 66% de las emisiones totales evitadas.
- El trabajo realizado por el centro se refleja en un resultado anual para el año 2017 de 4 725 toneladas de CO₂eq evitadas y 1 531 toneladas de residuos reutilizados o reciclados. Estos impactos ambientales positivos significan un gran aporte dentro del esquema país para la gestión de los residuos y la disminución de las contribuciones de gases de efecto invernadero por un manejo inadecuado.
- La ganancia ambiental equivale a 10 veces el valor económico generado por la venta de los materiales siendo los costos ambientales generados de \$33 346,17, mientras que la ganancia total por venta es de \$3 302,29.
- La herramienta incluye una guía de uso y una sección para ingreso de datos del comprador de los residuos e ingreso de los datos del CTTM; además, hojas de cálculo y un certificado para cada tipo de residuo; y una hoja con el resumen general de los costos ambientales generados.
- Los costos fijos del CTTM, los precios de venta y el promedio mensual de venta de residuos son los requerimientos necesarios para el uso de la herramienta.
- La guía de cálculo propuesta contiene las secciones de cálculo de ganancia por venta de residuos y de cálculo de costos externos evitados; además de las indicaciones de los costos fijos a tomar en cuenta, las categorías y subcategorías de residuos vendidos que deben incluirse y los datos de costos externos con su respectiva fuente bibliográfica.

- La guía de cálculo podrá utilizarse como un medio de verificación de las ecuaciones y datos presentes en la herramienta de cálculo.
- La herramienta y la guía de cálculo desarrolladas podrán ser utilizadas por el personal del CTTM durante los siguientes años de funcionamiento para realizar toma de decisiones en relación al manejo de los residuos procesados por la institución y los impactos ambientales producto de su gestión.
- La herramienta significa una ventaja del CTTM sobre los demás gestores autorizados al proveer a los generadores con un certificado que les permite conocer el beneficio ambiental de las acciones de manejo de residuos.
- Se recomienda analizar el costo adicional que significaría realizar la limpieza de los metales dentro de los costos fijos mensuales del CTTM para que el costo de venta pueda ser más cercano al de los gestores autorizados consultados.
- Se recomienda al CTTM actualizar las bases de datos de registro para mejorar la recolección de los datos en cuanto a información de material vendido por su precio de venta y composición.
- Se recomiendan futuros trabajos de investigación enfocados en cada categoría individual de residuo para aumentar los datos disponibles de costos externos evitados de la herramienta y la guía de cálculo.
- Se recomienda para futuros trabajos en el tema hacer uso de herramientas como el SimaPro para ampliar la cantidad de beneficios ambientales a incluir en el certificado a los generadores.
- Se recomienda considerar para futuras investigaciones la colocación de bonos ambientales en el mercado internacional.

7 REFERENCIAS

- Acuff, K., & Kaffine, D. T. (2013). Greenhouse gas emissions, waste and recycling policy. *Journal of Environmental Economics and Management*.
<https://doi.org/10.1016/j.jeem.2012.05.003>
- Akovali, G. (2012). *Plastic materials: Polyvinyl chloride (PVC). Toxicity of Building Materials*. Woodhead Publishing Limited. <https://doi.org/10.1016/B978-0-85709-122-2.50002-4>
- Allwood, J. M., Ashby, M. F., Gutowski, T. G., & Worrell, E. (2011). Material efficiency: A white paper. *Resources, Conservation and Recycling*.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.11.002>
- Asamblea Legislativa de la República de Costa Rica. (2010). Ley No 8839 para la Gestión Integral de Residuos Sólidos. Retrieved from http://www.digeca.go.cr/sites/default/files/ley_8839_gestion_integral_de_residuos_0.pdf
- Assi, M. A., Hezmee, M. N. M., Haron, A. W., Sabri, M. Y. M., & Rajion, M. A. (2016). The detrimental effects of lead on human and animal health. *Veterinary World*.
<https://doi.org/10.14202/vetworld.2016.660-671>
- AyA. (2018). Estimación de valor por consumo. Retrieved September 29, 2018, from <https://www.aya.go.cr/servicioCliente/SitePages/estimacionImporte.aspx>
- Azapagic, A., Amienyo, D., Franca, R. M. C., & Jeswani, H. K. (2013). Carbon Footprints of Recycled Solvents: Study for the European Solvent Recycler Group. Retrieved from http://www.esrg.de/media/PDF/Study_print_090514.pdf
- Baldé, C.P., Wang, F., Kuehr, R., Huisman, J. (2015). The Global E-Waste Monitor 2014: Quantities, flows and resources. *A Report of United Nations University Institute for the Advanced Study of Sustainability (UNU-IAS)*. <https://doi.org/9789280845556>
- Baldé, C. P., Forti, V., Gray, V., Kuehr, R., & Stegmann, P. (2017). *The Global E-waste Monitor 2017 - Quantities, Flows, and Resources*. United Nations University (UNU), International Telecommunication Union (ITU) & International Solid Waste Association (ISWA). <https://doi.org/ISBN 978-92-808-4556-3>
- Ballantyne, A. D., Hallett, J. P., Riley, D. J., Shah, N., & Payne, D. J. (2018). Lead acid

- battery recycling for the twenty-first century. *Royal Society Open Science*.
<https://doi.org/10.1098/rsos.171368>
- Blanco, A., Negro, C., Monte, C., Fuente, E., & Tijero, J. (2004). Peer Reviewed: The Challenges of Sustainable Papermaking. *Environmental Science & Technology*.
<https://doi.org/10.1021/es040654y>
- Boyden, A., Soo, V. K., & Doolan, M. (2016). The Environmental Impacts of Recycling Portable Lithium-Ion Batteries. In *Procedia CIRP*.
<https://doi.org/10.1016/j.procir.2016.03.100>
- Bruel, A., Troussier, N., Guillaume, B., & Sirina, N. (2016). Considering Ecosystem Services in Life Cycle Assessment to Evaluate Environmental Externalities. In *Procedia CIRP*.
<https://doi.org/10.1016/j.procir.2016.03.143>
- Buehlmann, U., Bumgardner, M., & Fluharty, T. (2009). Ban on landfilling of wooden pallets in North Carolina: an assessment of recycling and industry capacity. *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.06.002>
- Bureau of International Recycling. (2008). Report on the Environmental Benefits of Recycling. *October*.
- Carrano, A. L., Pazour, J. A., Roy, D., & Thorn, B. K. (2015). Selection of pallet management strategies based on carbon emissions impact. *International Journal of Production Economics*. <https://doi.org/10.1016/j.ijpe.2014.09.037>
- Cepi ContainerBoard, & European Federation of Corrugated Board Manufacturers. (2015). *European Database for Corrugated Board Life Cycle Studies*. Retrieved from <http://www.fefco.org/sites/default/files/lca-report-2015.pdf>
- Chen, S., Lian, Z., Li, S., Kim, J., Li, Y., Cao, L., & Liu, Z. (2017). The environmental burdens of lead-acid batteries in China: Insights from an integrated material flow analysis and life cycle assessment of lead. *Energies*, *10*.
<https://doi.org/10.3390/en10121969>
- Ciacci, L., Eckelman, M. J., Passarini, F., Chen, W. Q., Vassura, I., & Morselli, L. (2014). Historical evolution of greenhouse gas emissions from aluminum production at a country level. *Journal of Cleaner Production*.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.03.062>
- Cole, C., Gnanapragasam, A., Singh, J., & Cooper, T. (2018). Enhancing Reuse and Resource

- Recovery of Electrical and Electronic Equipment with Reverse Logistics to Meet Carbon Reduction Targets. In *Procedia CIRP*. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2017.11.019>
- Cui, J., & Forsberg, E. (2003). Mechanical recycling of waste electric and electronic equipment: A review. *Journal of Hazardous Materials*. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(03\)00061-X](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(03)00061-X)
- Davidson, A. J., Binks, S. P., & Gediga, J. (2016). Lead industry life cycle studies: environmental impact and life cycle assessment of lead battery and architectural sheet production. *International Journal of Life Cycle Assessment*. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-1021-5>
- Dewulf, J., Van der Vorst, G., Denturck, K., Van Langenhove, H., Ghyoot, W., Tytgat, J., & Vandeputte, K. (2010). Recycling rechargeable lithium ion batteries: Critical analysis of natural resource savings. *Resources, Conservation and Recycling*. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.08.004>
- EPA. (2011). Waste Reduction Model. *US Environmental Protection Agency (EPA)*.
- EPA. (2017). Sustainable Materials Management: Non-Hazardous Materials and Waste Management Hierarchy. Retrieved November 14, 2018, from <https://www.epa.gov/smm/sustainable-materials-management-non-hazardous-materials-and-waste-management-hierarchy>
- EPA. (2018). Energy Recovery from the Combustion of Municipal Solid Waste (MSW). Retrieved November 12, 2018, from <https://www.epa.gov/smm/energy-recovery-combustion-municipal-solid-waste-msw>
- Ervasti, I. (2016). Wood fiber contents of different materials in the paper industry material chain expressed in roundwood equivalents (RWEs). *Silva Fennica*. <https://doi.org/10.14214/sf.1611>
- Eshet, T., Ayalon, O., & Shechter, M. (2006). Valuation of externalities of selected waste management alternatives: A comparative review and analysis. *Resources, Conservation and Recycling*. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2005.08.004>
- European Commission. (2000). A Study on the Economic Valuation of Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste Final Main Report. *European Commission*.

- Ferreira, B., Monedero, J., Martí, J. L., Aliaga, C., Hortal, M., & Dobón López, A. (2012). Economic Aspects of Recycling. In E. Damanhuri (Ed.), *Post-Consumer Waste Recycling and Optimal Production*. IntechOpen. Retrieved from <https://www.intechopen.com/books/post-consumer-waste-recycling-and-optimal-production/the-economic-aspects-of-recycling>
- Fischedick, M., Roy, J., Abdel-Aziz, A., Acquaye, A., Allwood, J. M., Ceron, J.-P., ... Tanaka, K. (2014). Chapter 10: Industry. In *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*.
- Fitzgerald, G. C., Krones, J. S., & Themelis, N. J. (2012). Greenhouse gas impact of dual stream and single stream collection and separation of recyclables. *Resources, Conservation and Recycling*. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.08.006>
- FONAFIFO. (2018). Preguntas frecuentes.
- Fortuna, L. M., & Diyamandoglu, V. (2017). Optimization of greenhouse gas emissions in second-hand consumer product recovery through reuse platforms. *Waste Management*. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.04.032>
- Gaines, L., Sullivan, J., Burnham, A., & Belharouak, I. (2011). Life-Cycle Analysis of Production and Recycling of Lithium Ion Batteries. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board*. <https://doi.org/10.3141/2252-08>
- Garlapati, V. K. (2016). E-waste in India and developed countries: Management, recycling, business and biotechnological initiatives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.106>
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- González-Martínez, A. C. (2001). Costos y Beneficios ambientales del reciclaje en México: Una aproximación monetaria. *Gaceta Ecológica*.
- Grimaud, G., Perry, N., & Laratte, B. (2018). Aluminium cables recycling process: Environmental impacts identification and reduction. *Resources, Conservation and Recycling*. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.11.010>
- Haefliger, P., Mathieu-Nolf, M., Locicero, S., Ndiaye, C., Coly, M., Diouf, A., ... Neira, M. (2009). Mass lead intoxication from informal used lead-acid battery recycling in Dakar,

- Senegal. *Environmental Health Perspectives*. <https://doi.org/10.1289/ehp.0900696>
- Hopewell, J., Dvorak, R., & Kosior, E. (2009). Plastics recycling: Challenges and opportunities. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0311>
- IMN. (2018). *Factores de emisión gases efecto invernadero*. Instituto Meteorológico Nacional. Retrieved from <http://energiaabierta.cl/visualizaciones/factor-de-emision-sic-sing/>
- International Tropical Timber Organization. (2018). *Tropical Timber Market Report Volume 22 Number 19 1st – 15th October 2018*.
- IPCC. (2006). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. *Agriculture, Forestry and Other Land Use*. https://doi.org/http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/2_Volume2/V2_3_Ch3_Mobile_Combustion.pdf
- IPCC. (2014). *Mitigación del cambio climático*. *Cambio Climático*.
- Janajreh, I., Alshrah, M., & Zamzam, S. (2015). Mechanical recycling of PVC plastic waste streams from cable industry: A case study. *Sustainable Cities and Society*. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2015.05.003>
- Korhonen, J., Honkasalo, A., & Seppälä, J. (2018). Circular Economy: The Concept and its Limitations. *Ecological Economics*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.041>
- Kumar, A., Holuszko, M., & Espinosa, D. C. R. (2017). E-waste: An overview on generation, collection, legislation and recycling practices. *Resources, Conservation and Recycling*. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.01.018>
- Lee, J. chun, & Pandey, B. D. (2012). Bio-processing of solid wastes and secondary resources for metal extraction - A review. *Waste Management*. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.08.010>
- Li, M., Liu, J., & Han, W. (2016). Recycling and management of waste lead-acid batteries: A mini-review. *Waste Management and Research*, 34(4), 298–306. <https://doi.org/10.1177/0734242X16633773>
- Linares Llamas, P., & Romero López, C. (n.d.). Economía y Medio Ambiente: herramientas de valoración ambiental. Retrieved November 10, 2018, from <https://www.iit.comillas.edu/pedrol/documents/becker08.pdf%0D>
- Lu, H., Sun, S., Ren, L., & He, L. (2015). GHG emission control and solid waste management

- for megacities with inexact inputs: A case study in Beijing, China. *Journal of Hazardous Materials*. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.10.051>
- Mazeika Bilbao, A. (2011). *Environmental impact analysis of alternative pallet management systems*. ProQuest Dissertations and Theses.
- Mazeika Bilbao, A., Carrano, A. L., Thorn, B. K., & Hewitt, M. R. (2010). Environmental impact analysis of pallets management. In *IIE Annual Conference and Expo 2010 Proceedings*.
- Ministerio de Salud. (2016). Estrategia nacional para la separación, recuperación y valorización de residuos. 2016-2021. San José, Costa Rica.
- Molina Barrera, C. C., Moso Africano, P. A., & Torres Rodríguez, E. I. (2015). Estudio para la valoración económica del daño ambiental ocasionado por la actividad alfarera en el sector de Chapinero Alto de la ciudad de Sogamoso. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. Retrieved from <http://repositorio.uptc.edu.co/handle/001/1545>
- Monte, M. C., Fuente, E., Blanco, A., & Negro, C. (2009). Waste management from pulp and paper production in the European Union. *Waste Management*. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.02.002>
- Mora, K. (2016). MANEJO DE DESECHOS LOGRA REDUCIR IMPACTO AMBIENTAL. Retrieved November 2, 2018, from <https://www.tec.ac.cr/noticias/manejo-desechos-logra-reducir-impacto-ambiental>
- Muchova, L., Eder, P., & Villanueva, A. (2011). *End-of-waste criteria for copper and copper alloy scrap: technical proposals*. JRC European Commission, Institute for Prospective Technological Studies. <https://doi.org/10.2791/57777>
- Nahman, A. (2011). Pricing landfill externalities: Emissions and disamenity costs in Cape Town, South Africa. *Waste Management*. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.05.015>
- Priarone, P. C., Ingarao, G., Settineri, L., & Di Lorenzo, R. (2016). On the Impact of Recycling Strategies on Energy Demand and CO2 Emissions When Manufacturing Al-based Components. In *Procedia CIRP*. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2016.03.044>
- Qian, W., & Burritt, R. (2007). Environmental accounting for waste management: A study of local governments in Australia. In *Environmentalist*. <https://doi.org/10.1007/s10669->

- Quesada, J. (2016). CAPACITACIÓN Y ASESORÍA A EMPRESAS E INSTITUCIONES EN TRATAMIENTO DE RESIDUOS. Retrieved November 8, 2018, from <https://www.tec.ac.cr/noticias/capacitacion-asesoria-empresas-instituciones-tratamiento-residuos>
- Santoyo, A. H., Vilardeñell, M. C., Sánchez, M. A. L., Fernández, R. C., & León, V. P. (2013). La Ciencia Económica y el Medio Ambiente : un aporte desde la valoración económica ambiental. *Revista Paranaense de Desenvolvimento*.
- Seyler, C., Capello, C., Hellweg, S., Bruder, C., Bayne, D., Huwiler, A., & Hungerbühler, K. (2006). Waste-solvent management as an element of green chemistry: A comprehensive study on the Swiss chemical industry. *Industrial and Engineering Chemistry Research*. <https://doi.org/10.1021/ie0605251>
- Sheppard, R., Gilman, T., Neufeld, L., & Stassen, F. (2016). *The New Plastics Economy: The New Plastics Economy — Rethinking the future of plastics*. Ellen MacArthur Foundation. <https://doi.org/10.1088/0953-8984/19/21/213202>
- Singh, J., Laurenti, R., Sinha, R., & Frostell, B. (2014). Progress and challenges to the global waste management system. *Waste Management and Research*. <https://doi.org/10.1177/0734242X14537868>
- Suhr, M., Klein, G., Kourti, I., Gonzalo, M. R., Santonja, G. G., Roudier, S., & Sancho, L. D. (2015). Best available techniques (BAT)- reference document for the production of pulp , paper and board. *European Commission*. <https://doi.org/10.2788/12850>
- Sullivan, J. L., & Gaines, L. (2012). Status of life cycle inventories for batteries. *Energy Conversion and Management*. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2012.01.001>
- Suresh, S. S., Mohanty, S., & Nayak, S. K. (2017). Composition analysis and characterization of waste polyvinyl chloride (PVC) recovered from data cables. *Waste Management*. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.08.033>
- Sverdrup, H., & Ragnarsdóttir, K. V. (2014). Natural Resources in a Planetary Perspective. *Geochemical Perspectives*. <https://doi.org/10.7185/geochempersp.3.2>
- Sverdrup, H. U., Ragnarsdottir, K. V., & Koca, D. (2015). Aluminium for the future: Modelling the global production, market supply, demand, price and long term development of the global reserves. *Resources, Conservation and Recycling*.

- <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.06.008>
- Swain, B. (2017). Recovery and recycling of lithium: A review. *Separation and Purification Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.08.031>
- Tanskanen, P. (2013). Management and recycling of electronic waste. *Acta Materialia*. <https://doi.org/10.1016/j.actamat.2012.11.005>
- Tian, X., Gong, Y., Wu, Y., Agyeiwaa, A., & Zuo, T. (2014). Management of used lead acid battery in China: Secondary lead industry progress, policies and problems. *Resources, Conservation and Recycling*. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.10.008>
- Tonn, B., Frymier, P. D., Stiefel, D., Skinner, L. S., Suraweera, N., & Tuck, R. (2014). Toward an infinitely reusable, recyclable, and renewable industrial ecosystem. *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.11.008>
- Tornese, F., Carrano, A. L., Thorn, B. K., Pazour, J. A., & Roy, D. (2016). Carbon footprint analysis of pallet remanufacturing. *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.009>
- UNU-IAS. (2015). *The Global E-Waste Monitor 2014*. United Nations University, IAS – SCYCLE, Bonn, Germany. <https://doi.org/9789280845556>
- Vasan, A., Sood, B., & Pecht, M. (2014). Carbon footprinting of electronic products. *Applied Energy*. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.09.074>
- Vera, M.; Macías, G.; Boza, J.; Loor, M.; Tenorio, D. & Meza, E. (2016). Coste - beneficio económico de productos reciclables, caso de estudio: cantón el empalme, provincia del guayas. *Revista Caribeña de Ciencias Sociales*.
- Vilaplana, F., & Karlsson, S. (2008). Quality concepts for the improved use of recycled polymeric materials: A review. *Macromolecular Materials and Engineering*. <https://doi.org/10.1002/mame.200700393>
- Villanueva, A., & Wenzel, H. (2007). Paper waste - Recycling, incineration or landfilling? A review of existing life cycle assessments. *Waste Management*. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.019>
- World Economic Forum. (2016). *Design and Management for Circularity – the Case of Paper*.
- Worrell, E., & Reuter, M. A. (2014). Recycling: A Key Factor for Resource Efficiency. In *Handbook of Recycling: State-of-the-art for Practitioners, Analysts, and Scientists*.

<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-396459-5.00001-5>

- Zhang, J., Chen, C., Zhang, X., & Liu, S. (2016). Study on the Environmental Risk Assessment of lead-acid batteries. In *The Tenth International Conference on Waste Management and Technology (ICWMT)* (Vol. 31, pp. 873–879). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.4156/aiss.vol3.issue7.38>
- Zhang, W., Yang, J., Wu, X., Hu, Y., Yu, W., Wang, J., ... Kumar, R. V. (2016). A critical review on secondary lead recycling technology and its prospect. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.03.046>
- Zubi, G., Dufo-López, R., Carvalho, M., & Pasaoglu, G. (2018). The lithium-ion battery: State of the art and future perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.03.002>

8 APÉNDICES

Apéndice 1: Cálculos de cambio de unidades de los factores de emisión y de consumo de madera del cartón y las tarimas de madera

Cálculo de m³ a toneladas de tarimas de madera

Se utilizó un peso promedio de tarima de madera de 20 kg por ser el peso promedio del material recibido en el CTTM. Los factores de emisión y el consumo de madera se encuentran en el Anexo 2.

$$4,009 \frac{kg CO2}{unidad} \times \frac{1 unidad}{20 kg} = 0,20 \frac{kg CO2}{kg tarima}$$

$$3,16 \frac{kg CO2}{unidad} \times \frac{1 unidad}{20 kg} = 0,158 \frac{kg CO2}{kg tarima}$$

$$0,067 \frac{m3 madera virgen}{unidad} \times \frac{1 unidad}{20 kg} \times \frac{1000 kg}{1 ton} = 3,35 \frac{m3 madera virgen}{ton}$$

Cálculo de m³ de agua consumida por producción de tarimas de madera

Se utilizó un peso promedio de tarima de madera de 20 kg por ser el peso promedio del material recibido en el CTTM. El consumo de agua se encuentra en el Anexo 2.

$$0,07 \frac{m^3 agua}{unidad} \times \frac{1 unidad}{20 kg} = 0,035 \frac{m^3 agua}{kg tarima}$$

Cálculo de toneladas a m³ de madera virgen en cartón

Se utilizó una densidad de la madera de 0,59 ton de madera seca/m³ según los datos del (IPCC, 2006). El consumo de madera se encuentra en el cuadro Anexo 2.

$$0,21 \frac{ton madera}{ton cartón} \times \frac{1 m3}{0,59 ton madera seca} = 0,3559 \frac{m3}{ton cartón}$$

Apéndice 2: Guía de cálculo

**Guía de cálculo de costos y beneficios ambientales para
el Centro de Transferencia y Transformación de
Materiales (CTTM)**

Elaborado por:

Cindy Cruz Barahona

Guía de cálculo de costos y beneficios ambientales

A continuación, se presentarán los pasos necesarios para calcular los costos financieros y beneficios ambientales producto del procesamiento de los residuos vendidos en el Centro de Transferencia y Transformación de Materiales del Instituto Tecnológico de Costa Rica.

Primeramente, se desglosarán los pasos para calcular la ganancia monetaria obtenida por el procesamiento de cada material. Seguidamente, se identificarán los costos externos evitados (beneficios ambientales) por la venta de los residuos. Estos incluyen los consumos de agua evitada, consumo de madera evitada, las emisiones evitadas por producción primaria y las emisiones evitadas por tratamiento final en relleno sanitario.

Por último, se cuantificarán los costos externos evitados mediante la asignación de un valor monetario.

1. Ganancia por venta de los residuos

Puede hacer uso del programa Microsoft Excel para facilitar los siguientes cálculos. Se calculó el promedio mensual para cada categoría de residuo, mostrada en el cuadro 4.2 (sección 4), y el promedio mensual anual de cada costo fijo, mostrado en el cuadro 4.1 (sección 4), mediante las ecuaciones,

$$P_{RS} = \frac{T_{RS}}{12}$$

Donde:

P_{RS} = promedio mensual de la categoría de RS (kg)

T_{RS} = Total de la categoría de RS vendidos en el año (kg)

y,

$$P_{CF} = \frac{T_{CF}}{12}$$

Donde:

P_{CF} = promedio mensual de la categoría del costo fijo (colones)

T_{CF} = Total anual de la categoría de costo fijo (colones)

Seguidamente, calcule el porcentaje representativo sobre el total de los residuos vendidos mensualmente mediante la siguiente ecuación:

$$\%RS = \frac{P_{RS}}{\sum P_{CRS}} \times 100$$

Donde:

$\%RS$ = porcentaje representativo de la categoría de RS

P_{RS} = promedio mensual de la categoría de RS (kg)

P_{TRS} = promedio mensual de cada categoría de RS (kg)

Una vez obtenido el porcentaje representativo de venta de cada material, se calcula el valor de los costos fijos mensuales por cada categoría de RS mediante la siguiente ecuación:

$$CF_{RS} = \sum \%RS \times CF$$

Donde:

CF_{RS} = costos fijos mensuales por categoría de RS (colones)

$\%RS$ = porcentaje representativo de la categoría de RS

CF = categoría de costo fijo (colones)

Por último, se calcula las ganancias netas por venta de cada categoría de RS. El cálculo se hizo mediante la ecuación:

$$G_{VRS} = P_{RS} \times PV_{RS} - CF_{RS}$$

Donde:

G_{VRS} = ganancia neta por venta del RS (colones)

P_{RS} = promedio mensual de la categoría de RS (kg)

PV_{RS} = precio de venta de la categoría de RS (colones/kg)

CF_{RS} = costos fijos mensuales por categoría de RS (colones)

2. Cálculo de los costos externos evitados

Las emisiones evitadas por la confección de los materiales por producción primaria se calculan mediante la siguiente ecuación:

$$E_{PP} = FE \times P_{RS}$$

Donde:

E_{PP} = emisiones evitadas por producción primaria (kg CO₂eq)

FE = factor de emisión de la categoría de RS (kg CO₂eq/kg)

P_{RS} = promedio mensual de la categoría de RS (kg)

Las emisiones evitadas por el tratamiento final en relleno sanitario de los RS se calculan mediante la siguiente ecuación:

$$E_{RS} = FE \times P_{RS} \times PC_{CH_4}$$

Donde:

E_{RS} = emisiones evitadas por tratamiento final en relleno sanitario (kg CO₂eq)

FE = factor de emisión de la categoría de RS (kg CO₂eq/kg)

PC_{CH₄} = potencial de calentamiento del CH₄ (kg)

El consumo de agua evitado por la venta de los RS se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$CE_{H_2O} = P_{RS} \times CP_{H_2O} \times \frac{1}{1000}$$

Donde:

CE_{H₂O} = consumo de agua evitado (m³)

P_{RS} = promedio mensual de la categoría de RS (kg)

CP_{H₂O} = consumo de agua por producción del material (m³/ton)

Por último, se calcula el consumo de madera evitado por la venta de los RS mediante la siguiente ecuación:

$$CE_{MD} = P_{RS} \times CP_{MD} \times \frac{1}{1000}$$

Donde:

CE_{MD} = consumo de madera evitado (m³)

P_{RS} = promedio mensual de la categoría de RS (kg)

CP_{MD} = consumo de madera por producción del material (m³/ton)

3. Cálculo de cuantificación de los costos externos evitados

Los costos externos evitados por emisiones de CO₂eq se cuantifican modificando el método descrito por la (European Commission, 2000) para el cálculo de las emisiones de GEI de un relleno sanitario. Esto debido a que no se cuenta con un método definido para cuantificar los costos externos evitados de un sistema de venta de residuos en un centro de transferencia de materiales. Se calcula el valor monetario de las emisiones evitadas por producción primaria haciendo uso del costo unitario por tonelada de CO₂eq compensado en el mercado costarricense.

El costo unitario utilizado para el consumo de madera corresponde al precio de venta de troncos costarricenses en el mercado internacional, mientras que el costo unitario por consumo de agua corresponde al valor en el mercado costarricense de un m³ de agua en tarifa preferencial. Los costos unitarios por costo externo evitado se encuentran en el cuadro 3.1.

Cuadro 3.1. Costos unitarios para el cálculo de la cuantificación de los costos externos evitados

Costo unitario	Valor	Fuente
Costo por m ³ de madera	190 dólares	(International Tropical Timber Organization, 2018)
Costo por m ³ de agua	331 colones	(AyA, 2018)
Costo por tonelada de CO ₂ eq	7,50 dólares	(FONAFIFO, 2018)

La ganancia ambiental producto del consumo de madera evitado se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$GA_{MD} = CE_{MD} \times CU_{MD}$$

Donde:

GA_{MD} = Ganancia ambiental por consumo de madera evitado (dólares)

CE_{MD} = consumo de madera evitado (m³)

CU_{MD} = costo unitario por m³ de madera (dólares)

La ganancia ambiental producto del consumo de agua evitado se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$GA_{H2O} = CE_{H2O} \times CU_{H2O} \times \frac{1}{TC}$$

Donde:

GA_{H2O} = Ganancia ambiental por consumo de agua evitado (colones)

CE_{H2O} = consumo de agua evitado (m^3)

CU_{H2O} = costo unitario por m^3 de agua (colones)

TC = tasa de cambio (dólares/colones)

La ganancia ambiental producto de las emisiones de CO_2eq evitadas se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$GA_{EE} = (E_{RS} + E_{PP}) \times CU_{CO2} \times \frac{1}{1000}$$

Donde:

GA_{EE} = ganancia ambiental por emisiones evitadas (dólares)

E_{RS} = emisiones evitadas por tratamiento final en relleno sanitario (kg CO_2eq)

E_{PP} = emisiones evitadas por producción primaria (kg CO_2eq)

CU_{CO2} = costo unitario por tonelada de CO_2eq (dólares)

Por último, la ganancia ambiental total por residuo se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$GA_T = GA_{MD} + GA_{H2O} + GA_{EE}$$

Donde:

GA_T = ganancia ambiental total por RS (dólares)

GA_{EE} = ganancia ambiental por emisiones evitadas (dólares)

GA_{H2O} = Ganancia ambiental por consumo de agua evitado (colones)

GA_{MD} = Ganancia ambiental por consumo de madera evitado (dólares)

4. Información relevante

Cuadro 4.1. Costos fijos del CTM

Costos fijos
Sueldos y Salarios
Sueldos Extraordinarios
Caja Costarricenses de Seguro Social
Riesgos de Trabajo
Vacaciones
Aguinaldo
Cesantía
Honorarios Profesionales
Atención a Terceros
Uniformes
Gastos de Viaje
Combustibles y Lubricantes
Actividades de Capacitación
Materiales y Suministros
Productos de Limpieza
Alimentos y bebidas
Productos Químicos
Cuotas y Suscripciones
Alquileres
Mantenimiento en General
Servicios Públicos
Servicios Aduaneros
Otros Seguros
Activos Fijos y de Control
Comisiones Bancarias
Costos por Administración Fundatec
Fondo Desarrollo Institucional (FDI)
Fondo Desarrollo Unidad Operativa (FDU)

Cuadro 4.2. Categorías y subcategorías de RS vendidos en el CTM.

Categorías	Subcategorías
Papel	Papel blanco impreso
	Primera mezcla
	Segunda mezcla
	Papel periódico
	Fólder

	Termomecánico
Cartón	cartón de reciclaje
	cilindros
	Cajas
Tarimas de madera	
	Inyección
Plástico	Transparente y limpio
	Color y chicloso
	Grasa y cinta
Thinner	
Cable	
Baterías PbA	
	Aluminio
	Hierro
	Cobre
Metales	Bronce
	Acero inoxidable
	Plomo
	Radiadores

Cuadro 4.3. Datos de costos externos evitados

Residuo	FE, Consumos de agua y madera	Fuente
Cartón		
Cartón (cilindros, cajas y CR)	Madera virgen	0,3559 m ³ /ton
	Agua de entrada	13,3 m ³ /ton
	Factor de emisión	0,440 kg CO ₂ eq/kg
Papel		
Papel (PBI, PPM, PSM, PTM)	Huella de agua	1029 m ³ /ton
	Factor de emisión	2,2 kg CO ₂ eq/kg
	Madera virgen	3,1 RWE (m ³ /ton)
Papel periódico	Huella de agua	841 m ³ /ton

(Cepi ContainerBoard & European Federation of Corrugated Board Manufacturers, 2015)

(Schyns, Booij, & Hoekstra, 2017)

(Wang et al., 2016)

(Ervasti, 2016)

(Schyns et al., 2017)

	Factor de emisión	1,066 kg CO ₂ eq/kg	(Pihkola et al., 2010)
	Madera virgen	3,1 RWE (m ³ /ton)	(Ervasti, 2016)
	Huella de agua	965 m ³ /ton	(Schyns et al., 2017)
Fólder	Factor de emisión	2,2 kg CO ₂ eq/kg	(Wang et al., 2016)
	Madera virgen	3,1 RWE (m ³ /ton)	(Ervasti, 2016)
Tarimas de madera			
	Factor de emisión	0,20 kg CO ₂ eq/unidad **para un peso de 20 kg	(Ng, Shi, Tan, & Song, 2014)
Tarimas de Madera	Factor de emisión	0,158 kg CO ₂ eq/unidad **para un peso de 20 kg	(Carrano, Thorn, & Woltag, 2014)
	Madera virgen	0,067 m ³ /unidad	(Ng, Shi, Tan, & Song, 2014)
	Huella de agua	0,07 m ³ /unidad	Ecoinvent 3.4 (ver Cuadro 4.4)
Metales			
	Factor de emisión	8,28 kg CO ₂ eq/kg	(Hammond & Jones, 2008)
Aluminio	Agua	10,06 m ³ /ton	(Y. Zhang et al., 2016)
	Factor de emisión	6,15 kg CO ₂ eq/kg	(Hammond & Jones, 2008)
Acero inoxidable	Huella de agua	50,00 m ³ /ton	(Sverdrup & Koca, 2016)
	Factor de emisión	3,83 kg CO ₂ eq/kg	(Hammond & Jones, 2008)
Cobre	Huella de agua	40 m ³ /ton	(Sverdrup & Koca, 2016)
	Factor de emisión	1,91 kg CO ₂ eq/kg	(Hammond & Jones, 2008)
Hierro	Huella de agua	50 m ³ /ton	(Sverdrup & Koca, 2016)
Bronce	Factor de emisión	4,1 kg CO ₂ eq/kg	(Hammond & Jones, 2008)

	Huella de agua	50 m3/ton	Se asumió un valor similar al del cobre.
Plomo	Factor de emisión	1,31 kg CO ₂ eq/kg	(Davidson, Binks, & Gediga, 2016)
	Huella de agua	50 m3/ton	(Sverdrup & Koca, 2016)
Batería PbA			
Batería PbA	Factor de emisión	2,7 kg CO ₂ eq/kg	(Hiremath, Derendorf, & Vogt, 2015)
Electrónicos			
Batería Li-ion	Factor de emisión	7,05 kg CO ₂ eq/kg	Ecoinvent 3.4 (ver Cuadro 4.4)
Thinner			
Solvente mixto	Factor de emisión	2,05 kg CO ₂ eq/kg	(Azapagic, Amienyo, Franca, & Jeswani, 2013)
Plástico			
Plástico general	Factor de emisión	1.5-1.8 kg CO ₂ eq/kg	(Posen, Jaramillo, & Griffin, 2016)
HDPE	Factor de emisión	1,73 kg CO ₂ eq/kg	(EPA, 2011)
LDPE	Factor de emisión	1,98 kg CO ₂ eq/kg	(EPA, 2011)
PET	Factor de emisión	2,48 kg CO ₂ eq/kg	(EPA, 2011)
LLDPE	Factor de emisión	1,74 kg CO ₂ eq/kg	(EPA, 2011)
PP	Factor de emisión	1,71 kg CO ₂ eq/kg	(EPA, 2011)
PE	Factor de emisión	1,94 kg CO ₂ eq/kg	(Hammond & Jones, 2008)
PS	Factor de emisión	2,76 kg CO ₂ eq/kg	(EPA, 2011)
PVC	Factor de emisión	2,16 kg CO ₂ eq/kg	(EPA, 2011)
Cable			

Cable de cobre	Factor de emisión	7,08 kg CO ₂ eq/kg	(EPA, 2011)
----------------	-------------------	----------------------------------	-------------

Cuadro 4.4 Bases de datos utilizados para representar los datos en SimaPro 8.5.2.0

Entradas	Conjunto de datos	Base de Datos
Tarima de madera	EUR-flat pallet {RoW} production Cut-off, S	Ecoinvent 3.4
Batería Li-ion	Battery cell, Li-ion {RoW} production Cut-off, S	Ecoinvent 3.4

Referencias

- AyA. (2018). Estimación de valor por consumo. Retrieved September 29, 2018, from <https://www.aya.go.cr/servicioCliente/SitePages/estimacionImporte.aspx>
- Azapagic, A., Amienyo, D., Franca, R. M. C., & Jeswani, H. K. (2013). Carbon Footprints of Recycled Solvents: Study for the European Solvent Recycler Group. Retrieved from http://www.esrg.de/media/PDF/Study_print_090514.pdf
- Carrano, A. L., Thorn, B. K., & Woltag, H. (2014). Characterizing the Carbon Footprint of Wood Pallet Logistics. *Forest Products Journal*. <https://doi.org/10.13073/FPJ-D-14-00011>
- Cepi ContainerBoard, & European Federation of Corrugated Board Manufacturers. (2015). *European Database for Corrugated Board Life Cycle Studies*. Retrieved from <http://www.fefco.org/sites/default/files/lca-report-2015.pdf>
- Davidson, A. J., Binks, S. P., & Gediga, J. (2016). Lead industry life cycle studies: environmental impact and life cycle assessment of lead battery and architectural sheet production. *International Journal of Life Cycle Assessment*. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-1021-5>
- EPA. (2011). Waste Reduction Model. *US Environmental Protection Agency (EPA)*.
- Ervasti, I. (2016). Wood fiber contents of different materials in the paper industry material chain expressed in roundwood equivalents (RWEs). *Silva Fennica*. <https://doi.org/10.14214/sf.1611>
- FONAFIFO. (2018). Preguntas frecuentes.

- Hammond, P. G., & Jones, C. (2008). Inventory of Carbon & Energy (ICE). *University of Bath*.
<https://doi.org/10.1680/ener.2008.161.2.87>
- Hiremath, M., Derendorf, K., & Vogt, T. (2015). Comparative life cycle assessment of battery storage systems for stationary applications. *Environmental Science and Technology*.
<https://doi.org/10.1021/es504572q>
- International Tropical Timber Organization. (2018). *Tropical Timber Market Report Volume 22 Number 19 1st – 15th October 2018*.
- Ng, R., Shi, C. W. P., Tan, H. X., & Song, B. (2014). Avoided impact quantification from recycling of wood waste in Singapore: An assessment of pallet made from technical wood versus virgin softwood. *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.07.053>
- Pihkola, H., Nors, M., Kujanpää, M., Helin, T., Kariniemi, M., Pajula, T., ... Syke, S. K. (2010). Carbon footprint and environmental impacts of print products from cradle to grave: Results from the LEADER project (Part 1). *VTT Tiedotteita - Valtion Teknillinen Tutkimuskeskus*.
- Posen, I. D., Jaramillo, P., & Griffin, W. M. (2016). Uncertainty in the Life Cycle Greenhouse Gas Emissions from U.S. Production of Three Biobased Polymer Families. *Environmental Science and Technology*. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05589>
- Schyns, J. F., Booij, M. J., & Hoekstra, A. Y. (2017). The water footprint of wood for lumber, pulp, paper, fuel and firewood. *Advances in Water Resources*. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2017.05.013>
- Sverdrup, H., & Koca, D. (2016). *A short description of the WORLD 6.0 model and an outline of elements of the standard parameterization. SIMRESS*.
- Wang, Y., Yang, X., Sun, M., Ma, L., Li, X., & Shi, L. (2016). Estimating carbon emissions from the pulp and paper industry: A case study. *Applied Energy*. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.05.026>
- Zhang, Y., Sun, M., Hong, J., Han, X., He, J., Shi, W., & Li, X. (2016). Environmental footprint of aluminum production in China. *Journal of Cleaner Production*.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.137>

9 ANEXOS

Anexo 1: Precios de venta de los residuos del CTTM

Cuadro A.1.1. Costos fijos del CTTM

Costos fijos	
Sueldos y Salarios	Alimentos y bebidas
Sueldos Extraordinarios	Productos Químicos
Caja Costarricenses de Seguro Social	Cuotas y Suscripciones
Riesgos de Trabajo	Alquileres
Vacaciones	Mantenimiento en General
Aguinaldo	Servicios Públicos
Cesantía	Servicios Aduaneros
Honorarios Profesionales	Otros Seguros
Atención a Terceros	Activos Fijos y de Control
Uniformes	Comisiones Bancarias
Gastos de Viaje	Costos por Administración Fundatec
Combustibles y Lubricantes	Fondo Desarrollo Institucional (FDI)
Actividades de Capacitación	Fondo Desarrollo Unidad Operativa (FDU)
Materiales y Suministros	
Productos de Limpieza	

Cuadro A.1.2. Precios de venta de los residuos del CTTM a excepción de los electrónicos.

Residuo	precio (colones/kg)	Residuo	precio (colones/kg)
	Papel	Tarimas de madera	35
PBI	130-135	Plástico	
PPM	100-105	Inyección	450
PSM	50-55	Transparente y limpio	400
PP	60-65	Color y chicloso	300
Fólder	30	Grasa y cinta	150
Termomecánico	65	Thinner	200
	Cartón	Cable	200
CR	40	Metales	
Cilindros 3"	150	Aluminio	200
Cilindros 5"	250	Hierro	50
Cilindros 7"	350	Cobre	800
Cilindros 9"	4500	Bronce	500
CATYCO350	350	Acero inoxidable	100
CATYCO100	100	Plomo	100
CATYCO150	150	Radiadores	400
CATYCO175	175	Baterías PbA	100
CATYCO180	180		
CATYCO200	200		
CATYCO250	250		
CATYCO275	275		
CATYCO375	375		
CATYCO400	400		
CATYCO425	425		

Cuadro A.1.3. Tipos de electrónicos y sus precios de venta.

Electrónicos	Precio (dólares/kg)
Bajo grado marrón	0,55
Bajo grado verde	0,9
Pentium 3 verde amarillo	6,2
Pentium 4 verde	4,3
Pentium 4 colores	3,8
N 50	0,43
N 100	2,545
N 200	6,06
N 250	8,42
N 300	21,925
Tipo 1	7,1
Tipo 1 Laptop y Filo dorado	8,6
Tipo 2	3,8
Tipo 3	1,9
Lector de disco duro	16,5
Central	9,7
Central intermedia	13,1
Tarjeta de celular limpia	22
Tarjetas de disco duro	16,5
Memorias doradas	25,5
Memorias plateadas	12,6
Slot processors	24
Procesadores plásticos	27
Procesadores plásticos base aluminio	12
Procesadores plásticos negros	67
Procesadores cerámicos	85
Procesadores cerámicos base aluminio	54
Procesadores cerámicos con dorado	180
Procesadores AMD K5, 186, 286, 386, 486 (dorado)	230
AC Adaptador con cable	0,37
AC Adaptador sin cable	0,18
Cable Flat (Ribbon)	0,88
Conectores	0,65
SIM Card	4,61
Baterías Li-on Laptop	2,64
Baterías Li-on Telefono	1,39
Baterías Li-on Datafonos	1,39
Baterías Li-on Radios	1,39
Baterías Niquel Metal	0,13

Anexo 2: Datos asociados a los costos externos evitados

Cuadro A.2.1. Factores de emisión, consumo de agua y consumo de madera por producción primaria de las categorías de RS

RESIDUO	FE, Consumos de agua y madera	FUENTE
Cartón		
Cartón	Madera virgen	0,21 t/ton
	Agua de entrada	13,3 m ³ /ton
	Factor de emisión	0,440 kg CO ₂ eq/kg
(Cepi ContainerBoard & European Federation of Corrugated Board Manufacturers, 2015)		
Papel		
Papel (PBI, PPM, PSM, PTM)	Huella de agua	1029 m ³ /ton
	Factor de emisión	2,2 kg CO ₂ eq/kg
	Madera virgen	3,1 RWE (m ³ /ton)
(Schyns, Booij, & Hoekstra, 2017)		
Papel periódico	Huella de agua	841 m ³ /ton
	Factor de emisión	1,066 kg CO ₂ eq/kg
(Schyns et al., 2017)		
Fólder	Huella de agua	965 m ³ /ton
	Factor de emisión	1,066 kg CO ₂ eq/kg
(Pihkola et al., 2010)		
Tarimas de madera		
Tarimas de Madera	Factor de emisión	4,009 kg CO ₂ eq/unidad
	Factor de emisión	3,16 kg CO ₂ eq/unidad
	Madera virgen	0,067 m ³ /unidad
	Huella de agua	0,07 m ³ /unidad
(Ng, Shi, Tan, & Song, 2014)		
(Carrano, Thorn, & Woltag, 2014)		
Ecoinvent 3.4 (ver Cuadro A.2.3 en Anexo 2)		
Metales		
Aluminio	Factor de emisión	8,28 kg CO ₂ eq/kg
	Agua	10,06 m ³ /ton
(Hammond & Jones, 2008)		
(Y. Zhang et al., 2016)		
Acero inoxidable	Factor de emisión	6,15 kg CO ₂ eq/kg
	Huella de agua	50,00 m ³ /ton
(Hammond & Jones, 2008)		
(Sverdrup & Koca, 2016)		
Cobre	Factor de emisión	3,83 kg CO ₂ eq/kg
	Huella de agua	40 m ³ /ton
(Hammond & Jones, 2008)		
(Sverdrup & Koca, 2016)		
Hierro	Factor de emisión	1,91 kg CO ₂ eq/kg
(Hammond & Jones, 2008)		

	Huella de agua	50 m3/ton	(Sverdrup & Koca, 2016)
Bronce	Factor de emisión	4,1 kg CO ₂ eq/kg	(Hammond & Jones, 2008)
	Huella de agua	50 m3/ton	Se asumió un valor similar al del cobre.
Plomo	Factor de emisión	1,31 kg CO ₂ eq/kg	(Davidson, Binks, & Gediga, 2016)
	Huella de agua	50 m3/ton	(Sverdrup & Koca, 2016)
Batería PbA			
Batería PbA	Factor de emisión	2,7 kg CO ₂ eq/kg	(Hiremath, Derendorf, & Vogt, 2015)
Electrónicos			
Batería Li-ion	Factor de emisión	7,05 kg CO ₂ eq/kg	Ecoinvent 3.4 (ver Cuadro A.2.3 en Anexo 2)
Cables de cobre			
Cables de cobre	Factor de emisión	7,08 kg CO ₂ eq/kg	(EPA, 2011)
Thinner			
Solvente mixto	Factor de emisión	2,05 kg CO ₂ eq/kg	(Azapagic, Amienyo, Franca, & Jeswani, 2013)
Plástico			
Plástico	Factor de emisión	1.5-1.8 kg CO ₂ eq/kg	(Posen, Jaramillo, & Griffin, 2016)
HDPE	Factor de emisión	1,73 kg CO ₂ eq/kg	(EPA, 2011)
LDPE	Factor de emisión	1,98 kg CO ₂ eq/kg	(EPA, 2011)
PET	Factor de emisión	2,48 kg CO ₂ eq/kg	(EPA, 2011)
LLDPE	Factor de emisión	1,74 kg CO ₂ eq/kg	(EPA, 2011)
PP	Factor de emisión	1,71 kg CO ₂ eq/kg	(EPA, 2011)
PE	Factor de emisión	1,94 kg CO ₂ eq/kg	(Hammond & Jones, 2008)
PS	Factor de emisión	2,76 kg CO ₂ eq/kg	(EPA, 2011)
PVC	Factor de emisión	2,16 kg CO ₂ eq/kg	(EPA, 2011)

Cuadro A.2.2. Datos de consumo de agua de metales por producción primaria y por reciclaje.

Metales	Consumo de agua (m3/ton)		Fuente
Aluminio	Producción primaria	10,06	(Y. Zhang et al., 2016)
	Reciclaje	2	(Sverdrup & Koca, 2016)
Acero inoxidable	Producción primaria	50	(Sverdrup & Koca, 2016)
	Reciclaje	14	(Sverdrup & Koca, 2016)
Cobre	Producción primaria	40	(Sverdrup & Koca, 2016)
	Reciclaje	15	(Sverdrup & Koca, 2016)
Hierro	Producción primaria	50	(Sverdrup & Koca, 2016)
	Reciclaje	14	(Sverdrup & Koca, 2016)
Bronce	Producción primaria	50	Se asumió un valor similar al del cobre.
	Reciclaje	15	Se asumió un valor similar al del cobre.
Plomo	Producción primaria	50	(Sverdrup & Koca, 2016)
	Reciclaje	40	(Sverdrup & Koca, 2016)

Cuadro A.2.3. Bases de datos utilizados para representar los datos en SimaPro 8.5.2.0

Entradas	Conjunto de datos	Base de Datos
Tarima de madera	EUR-flat pallet {RoW} production Cut-off, S	Ecoinvent 3.4
Batería Li-ion	Battery cell, Li-ion {RoW} production Cut-off, S	Ecoinvent 3.4

Anexo 3: Precios de venta de metales de los gestores autorizados consultados

Cuadro A.3.1 Precios nacionales de venta de metales con base en la información aportada por gestores autorizados de residuos sólidos por el Ministerio de Salud de Costa Rica.

Metal	Gestor autorizado				Promedio
	Centro de Acopio y Chatarrera Cariari	Centro de Acopio La Sylvia	Metalurgias Román S.A.	Jorge Eliecer Solano Mercado (Chatarrera Sol y Sol)	
colones/kg					
Acero inoxidable	450	350	400	200	350
Aluminio	500	400	500	400	450
Plomo	350	300	400	-	350
Hierro	120	85	90	80	93,75
Cobre	2400	2350	2650	2200	2400