

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA

ESCUELA DE QUÍMICA

PROYECTO FINAL DE GRADUACIÓN PARA OPTAR POR EL GRADO DE
LICENCIATURA EN INGENIERIA AMBIENTAL

DETERMINACIÓN DE LA FACTIBILIDAD AMBIENTAL DEL
COPROCESAMIENTO DE LLANTAS EN HORNOS CEMENTEROS DE VÍA SECA
MEDIANTE EL ANÁLISIS DE IMPACTOS AMBIENTALES UTILIZANDO EL
SOFTWARE SIMAPRO 7.3.3

REALIZADO POR:

María Daisy Víquez Zamora

Cartago, Junio 2014



**“Determinación de la factibilidad ambiental del coprocesamiento de llantas en hornos
cementeros de vía seca mediante el análisis de impactos ambientales utilizando el software
SimaPro 7.3.3”**

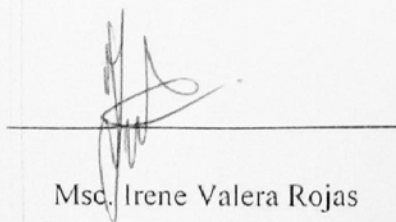
Informe presentado a la Escuela de Química del Instituto Tecnológico de Costa Rica como
requisito parcial para optar al título de Ingeniería Ambiental con el grado en Licenciatura

Miembros del Tribunal



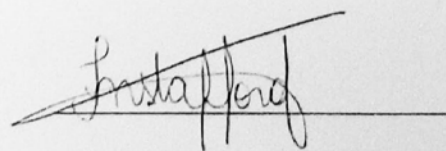
Msc. Teresa Salazar Rojas

Directora de Tesis



Msc. Irene Valera Rojas

Lector (1)



Msc. Fernanda Stafford

Lector (2)

Agradecimientos

A mi familia, por su paciencia y apoyo incondicional en todos estos años.

A mis amigos, por estar ahí siempre.

Al Instituto Tecnológico de Costa Rica y a todos los profesores que fueron pilares importantes de mi formación, en especial a MSc. Teresa Salazar por sus aportes y enseñanzas y PhD. Floria Roa, quien siempre me ayudó en cada paso que decí tomar.

A la Universidade Federal de Santa Catarina, en especial a PhD. Dachamir Hotza, MSc. Fernanda Stafford y Ing. Guilherme Zanghelini, por la oportunidad, guía, ayuda y fe en mi trabajo.

Tabla de contenido

1	Introducción.....	xii
1.1	<i>Introducción General.....</i>	<i>xii</i>
1.2	<i>Objetivos.....</i>	<i>xiii</i>
1.2.1	Objetivo general.....	xiii
1.2.2	Objetivos específicos	xiv
2	Revisión de Literatura	15
2.1	<i>Producción de Cemento.....</i>	<i>15</i>
2.1.1	Tecnologías.....	15
2.1.2	Histórico de emisiones de la industria cementera	18
2.1.3	Uso de energía y materias primas	21
2.2	<i>Coprociamiento.....</i>	<i>22</i>
2.2.1	Estudios de caso sobre coprociamiento.....	26
2.3	<i>Herramientas para el Análisis de los Impactos Ambientales</i>	<i>35</i>
2.3.1	ACV.....	35
2.4	<i>Estudios relacionados al tratamiento de llantas de desecho</i>	<i>45</i>
3	Metodología.....	48
3.1	<i>Variables y Supuestos.....</i>	<i>49</i>
3.1.1	Frontera del estudio.....	49
3.1.2	Modelación	50
4	Resultados y Discusión.....	56
4.1	<i>Acidificación.....</i>	<i>56</i>
4.2	<i>Eutrofización.....</i>	<i>57</i>
4.3	<i>Cambio Climático.....</i>	<i>59</i>
4.4	<i>Toxicidad Humana.....</i>	<i>62</i>
4.5	<i>Coprociamiento: aporte del proceso de trituración de llantas.....</i>	<i>64</i>

4.6	<i>Comparación entre el Proceso Tradicional y el Coprocesamiento</i>	66
4.7	<i>Coprocesamiento en Costa Rica</i>	68
5	Conclusiones	70
6	Recomendaciones	72
7	Referencias Bibliográficas	73
8	Apéndices	80
9	Anexos	84

Tabla de Cuadros

Cuadro I. Emisiones promedio de NO _x por tonelada de clínker producido, según tecnología	20
Cuadro II. Consumo de energía típico de acuerdo al tipo de tecnología del horno cementero	20
Cuadro III. Poder calorífico de algunos materiales.....	24
Cuadro IV. Materiales típicos en la fabricación de llantas nuevas de acuerdo al porcentaje del peso total y su promedio como desecho, para la producción en EE.UU. y la UE.....	25
Cuadro V. Rutas de recuperación de las llantas de desecho.....	26
Cuadro VI. Regulaciones que rigen el manejo de las llantas de desecho, dentro de España.....	29
Cuadro VII. Cinco mayores productores de cemento a nivel mundial.....	30
Cuadro VIII. Forma de evaluación de cada categoría de impacto para CML 2000 baseline.....	39
Cuadro IX. Estudios de ACV relacionados al tratamiento de llantas de desecho	46
Cuadro X. Cantidades de insumos utilizadas para la fabricación tradicional y el coprocesamiento de 150 ton de clínker/h usadas por el modelo en SimaPro 7.3.3.	52
Cuadro XI. Cantidades de los diferentes insumos utilizadas por Feraldi et al. (2013) para la trituración a temperatura ambiente de 1 ton de llantas de desecho	54
Cuadro XII. Datos obtenidos para el impacto ambiental de acidificación en kg SO ₂ eq mediante la metodología tradicional y el coprocesamiento.....	56
Cuadro XIII. Datos obtenidos para el impacto ambiental de eutrofización en kg PO ₄₃ – eq mediante la metodología tradicional y el coprocesamiento.....	58
Cuadro XIV. Datos obtenidos para el impacto ambiental de cambio climático en kg CO ₂ eq mediante la metodología tradicional y el coprocesamiento.....	60
Cuadro XV. Porcentaje de aporte a las emisiones de CO ₂ eq.....	61
Cuadro XVI. Datos obtenidos para el impacto ambiental de toxicidad humana en kg 1,4-DB eq mediante la metodología tradicional y el coprocesamiento	63
Cuadro XVII. Porcentaje de aporte del proceso de trituración de llantas al coprocesamiento de llantas de desecho	65
Cuadro XVIII. Comparación en las categorías de impacto ambiental evaluadas para la producción de 150 ton de clínker/h mediante la metodología tradicional y el coprocesamiento de un 25% de llantas de desecho.....	67

Tabla de Figuras

Figura 1. Proceso de fabricación de cemento	16
Figura 2. Reducción en las emisiones de CO ₂ entre los años 1990-2010	19
Figura 3. Manejo de las llantas usadas dentro de la UE y su tendencia presentada entre los años 1994- 2012	27
Figura 4. Tendencia del uso de combustibles alternos e ingreso de llantas de desecho para la planta de Holcim, Agua Caliente, Cartago durante el año 2012.....	33
Figura 5. Porcentajes estimados para la disposición final anual de las llantas de desecho en Costa Rica	34
Figura 6. Esquematización de las relaciones entre intervenciones ambientales, "midpoints", "endpoints" y áreas de protección	41
Figura 7. Frontera para la producción de clínker de forma tradicional, mediante el uso de coque de petróleo como combustible	49
Figura 8. Frontera definida para el proceso de producción de clínker mediante la sustitución de un 25% del coque de petróleo por llantas usadas	50
Figura 9. Valores obtenidos para las categorías de impacto ambiental analizadas mediante la metodología CML 2 baseline 2000 V2.05	66

Tabla de Apéndices

Apéndice 1. Resultados obtenidos para el impacto de toxicidad humana	80
--	----

Tabla de Anexos

Anexo 1. Límites máximos de emisión para los hornos de tipo indirecto	84
Anexo 2. Factores para caracterizar el Potencial de Calentamiento Global (GWP) para un horizonte de 100 años.....	85
Anexo 3. Factores para caracterizar el Potencial de Toxicidad Humana (HTP).....	86
Anexo 4. Factores para caracterizar el Potencial de Acidificación (AP)	88
Anexo 5. Factores para caracterizar el Potencial de Nutricación (NP)	88
Anexo 6. Emisiones atmosféricas para el proceso de fabricación de 150 ton/h de clínker mediante el método tradicional	89
Anexo 7. Emisiones atmosféricas para la fabricación de 150 ton/h de clínker mediante el proceso de coprocesamiento.....	90

Abreviaturas

ACV: Análisis de Ciclo de Vida.

GEI: Gases de Efecto Invernadero

EPA (Environmental Protection Agency): Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos.

TRACI (Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other Environmental Impacts): Herramienta para la reducción y evaluación de los impactos químicos y ambientales.

BEES (Building for Environmental and Economic Sustainability): Construcción para la Sostenibilidad Ambiental y Económica.

NIST (National Institute for Standards and Technology): Instituto Nacional de Estándares y Tecnología.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change): Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.

WBCSD (World Business Council for Sustainable Development): Consejo Empresarial Mundial para el Desarrollo Sostenible.

WRI (World Resources Institute): Instituto Mundial de Recursos

GNR (Getting the Numbers Right): Obteniendo las Cifras Correctas.

CSI (Cement Sustainability Initiative): Iniciativa para Cemento Sostenible.

UE: Unión Europea.

UE-25: La UE-25 está conformada por Bélgica, Dinamarca, Francia, Alemania, Grecia, Irlanda, Italia, Luxemburgo, Holanda, Portugal, España, Reino Unido, Austria, Finlandia, Suecia, Chipre, República Checa, Estonia, Hungría, Letonia, Lituania, Malta, Polonia, Eslovaquia y Eslovenia.

CML (Institute of Environmental Sciences): Instituto de Ciencias Ambientales de la Universidad de Leiden, Holanda

CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente): Consejo Nacional del Medio Ambiente en Brasil.

IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis): Instituto Brasileño del Medio Ambiente y los Recursos Naturales Renovables.

Fundellantas: Fundación Ecológica para el Reciclado de Hule y Llantas de Desecho.

Acoll: Asociación Comercializadora de Llantas.

GWP (Global Warming Potential): Potencial de Cambio Climático.

HTP (Human Toxicity Potentials): Potencial de Toxicidad Humano.

USES-LCA (Uniform System for the Evaluation of Substances adapted for LCA purposes): Sistema Uniforme para la Evaluación de Sustancias, adaptado para fines de ACV, creado por el Centro Holandés de Modelaje Ambiental.

AP (Acidification Potential): Potencial de Acidificación.

RAINS 10 (Regional Air Pollution Information and Simulation): Información y Simulación de la Contaminación Regional del Aire, desarrollado por el Instituto Internacional de Análisis de Sistemas Aplicados.

NP (Nutrification Potential): Potencial de Nutricación.

HFC: Hidrofluorocarbono.

PFC: Perfluorocarbono.

COVs: Compuestos Orgánicos Volátiles.

HAP: Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos.

Resumen

El coprocesamiento de combustibles alternos en hornos cementeros ha sido una alternativa encontrada por la industria cementera para contrarrestar las importantes cantidades de emisiones atmosféricas de las que son responsables. Este proyecto busca identificar los impactos ambientales de las emisiones a la atmósfera procedentes del proceso tradicional con coque de petróleo y de un proceso alternativo, con la sustitución parcial del coque por llantas de desecho. Se consideró una tasa de sustitución del 25% para comparar los impactos ambientales producidos por ambos procesos. Se utilizaron datos detallados de emisiones procedentes de un estudio en una planta productora de cemento en Alicante, España y la base de datos Ecoinvent. Los impactos fueron evaluados mediante la metodología CML 2 baseline 2000 V2.05 disponible en el software SimaPro 7.3.3. Los resultados indicaron menores impactos ambientales para el coprocesamiento, relacionadas a la reducción de las emisiones de CO₂, SO₂ y otras sustancias que impactan en la salud humana y el ambiente. Los resultados confirman la viabilidad ambiental del coprocesamiento de llantas de desecho en hornos de cemento.

Palabras clave: industria cementera, llantas de desecho, coprocesamiento, SimaPro, CML 2000, Análisis de Ciclo de Vida

Co-processing alternative fuels in cement kilns has been an alternative found by the cement industry to offset the great amounts of atmospheric emissions for which they are responsible. This project aimed to identify the environmental impacts of the emissions from the traditional petroleum coke process with an alternative process, partially replacing of petroleum coke for end-of-life tires where a substitution rate of 25% was considered to compare the environmental impacts of both processes. A detailed emissions data from an study made by Conesa, et al. at a cement plant in Alicante, Spain and Ecoinvent data base was used. The environmental impacts were evaluated using the methodology CML 2 baseline 2000 V2.05 available in SimaPro 7 software. The results indicated a decrease on the environmental impacts for the co-processing, related to the reduction of emissions of CO₂, SO₂ and other substances that affect the human health and the environment. The results confirm the environmental feasibility of coprocessing end of life tires in cement kilns.

Key words: cement industry, end-of-life tires, coprocess, SimaPro, CML 2000, Life Cycle Assessment

1 Introducción

1.1 Introducción General

La creciente preocupación por las amenazas relacionadas al calentamiento global ha llevado a voltear los ojos hacia las fuentes antropogénicas de emisiones de CO₂. La industria cementera es la responsable de aproximadamente el 5% de la emisiones de gases de efecto invernadero (Boesch & Hellweg, 2010). Aquí el proceso de calcinación contribuye a la mitad de estas emisiones y el resto proviene de la quema de combustibles fósiles en los hornos para obtener la energía requerida en el proceso (Huntzinger & Eatmon, 2009).

La búsqueda de la sustitución de estos combustibles fósiles ha llevado a la utilización de otras materias con alto contenido energético. Las llantas de desecho son un ejemplo de esto, en donde además de aprovechar su poder calórico en los hornos, se contribuye con otro gran problema, como lo es el manejo inadecuado de residuos (Benhelal, Zahedi, Shamsaei, & Bahadori, 2013).

Cada año, 800 millones de llantas de desecho se disponen en todo el mundo como consecuencia del enorme aumento en el número de vehículos en la carretera (Tsang, 2013). Sólo en los Estados Unidos, alrededor de 300 millones de llantas de desecho se generan anualmente y se espera que la cifra aumente en aproximadamente un 2 % cada año (EPA, 2012). El problema de la disposición de las llantas de desecho, se agravará debido al rápido crecimiento del consumo interno en una serie de países en desarrollo como China, India, entre otros (Tsang, 2013).

Muchas veces este tipo de residuos no reciben el tratamiento adecuado y terminan con suerte en un relleno sanitario, si no son enviados a un lote baldío o lanzados a ríos y mares. A pesar que el envío de estas llantas de desecho a un relleno sanitario muchas veces se considere una disposición adecuada, se ha llegado a un amplio acuerdo en que el vertido en rellenos sanitarios no es una opción favorable teniendo en cuenta a la pérdida de material, el uso inadecuado de la tierra y los impactos ambientales adversos (Tsang, 2013). A la luz de estos

inconvenientes, las regulaciones se han establecido en muchos países para evitar que se le siga dando este tratamiento a las llantas de desecho (Tsang, 2013).

En Costa Rica la cantidad de llantas desecho que se generan anualmente es de 850 y 900 mil unidades. De estas se estima que un 65% es enviado hacia los rellenos sanitarios o su paradero es desconocido. Además de esto un 60% de los criaderos del zancudo del dengue en el país están relacionados a las llantas que no cuentan con una correcta disposición (R. Salas, comunicación personal, 8 de abril, 2014).

Es de suma importancia buscar una alternativa al uso de combustibles fósiles, pero estas soluciones no pueden darse a la ligera. No se justifica que el uso de un residuo sea más perjudicial al uso del mismo combustible fósil, por lo que es importante darle un seguimiento a las alternativas que se proponen. Este seguimiento puede realizarse por medio de softwares de análisis de ciclo de vida, como lo son TRACI, SimaPro 7, BEES 3.0 y GaBi 4, por citar algunos ejemplos (EPA, 2014).

Estos softwares son una herramienta que facilitan la aplicación de la norma ISO 14040, del análisis de ciclo de vida de productos y procesos. Esta es una herramienta útil en Gestión Ambiental para el análisis de los Impactos Ambientales y de esta forma determinar cuál es la mejor opción tomando en cuenta parámetros ambientales.

En este estudio se analizará la factibilidad ambiental de la sustitución de un 25% del coque de petróleo utilizado en hornos cementeros de vía seca por llantas de desecho mediante el software SimaPro 7.3.3, usando la metodología CML baseline 2000. Se analizarán las categorías de impacto Cambio Climático, Acidificación, Eutrofización y Toxicidad Humana y los resultados serán comparados para obtener la opción que impacte menos el ambiente.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo general

Determinar la factibilidad ambiental del coprocesamiento de llantas en hornos cementeros de vía seca mediante el análisis de impactos ambientales utilizando el software SimaPro 7.3.3.

1.2.2 Objetivos específicos

1. Analizar los impactos ambientales asociados al coprocesamiento de llantas de desecho en hornos cementeros de vía seca mediante el software SimaPro 7.3.3
2. Comparar los resultados obtenidos por el software SimaPro 7.3.3. para la producción de clínker mediante el coprocesamiento y la producción tradicional.

2 Revisión de Literatura

2.1 Producción de Cemento

La producción de cemento recibe gran atención en el campo de la sostenibilidad debido a su alto consumo de energía, intensidad del uso de recursos y su gran demanda a nivel mundial, pues el concreto es el segundo producto de mayor consumo en el mundo (Boesch & Hellweg, 2010). El concreto contiene aproximadamente de un 10 a un 12% de cemento en volumen y el resto es una mezcla de arena y grava u otros agregados (65-80%), agua (14-21%), aire (0,5-8%) y aditivos (<1%) (Boesch & Hellweg, 2010).

La fabricación de cemento inicia con la extracción de la materia prima, en donde la piedra caliza es el principal componente. Una vez molida, la caliza es mezclada con otras materias, como lo son arcilla, hierro, silicio y aluminio; formando una mezcla que es llamada crudo. Esta mezcla es enviada a los hornos, dónde se cocina a temperaturas entre los 1200 y 1500°C, y se da la formación del clínker. Este material es enfriado y mezclado con una pequeña cantidad de otros materiales (De Queiroz, Fortes, & Rubens, 2013).

La producción mundial de cemento en el 2009 fue alrededor de 2,8 giga toneladas (Boesch & Hellweg, 2010). El cemento es producido por medio de tecnología húmeda o seca según se detalla a continuación.

2.1.1 Tecnologías

La fabricación del cemento inicia con la extracción de las materias primas de la cantera, luego estas son transportadas a la planta por camiones o bandas para continuar con el proceso de trituración de estas materias primas extraídas, posterior a esto se da una prehomogenización de los materiales. Cada una de estas materias primas es almacenada, para luego continuar con la molienda de la materia prima y la homogenización el material. Posterior a esto, el proceso de calcinación se da en hornos rotatorios en donde la harina cruda se convierte en clínker, este clínker tiene forma esférica con diámetro de 3 a 4 cm. El clínker luego es enfriado y se le añaden

los aditivos. Continúa el proceso de molida para obtener así el cemento que finalmente es enviado a silos de almacenamiento (WBCSD, 2012a). En la **Figura 1** se muestra un esquema simplificado del proceso de fabricación del cemento. Hay dos tipos de proceso básicos en la producción de cemento y un diferente número de hornos. Se conoce el proceso seco (vía seca) y el proceso húmedo (vía húmeda) (WBCSD, 2012a).

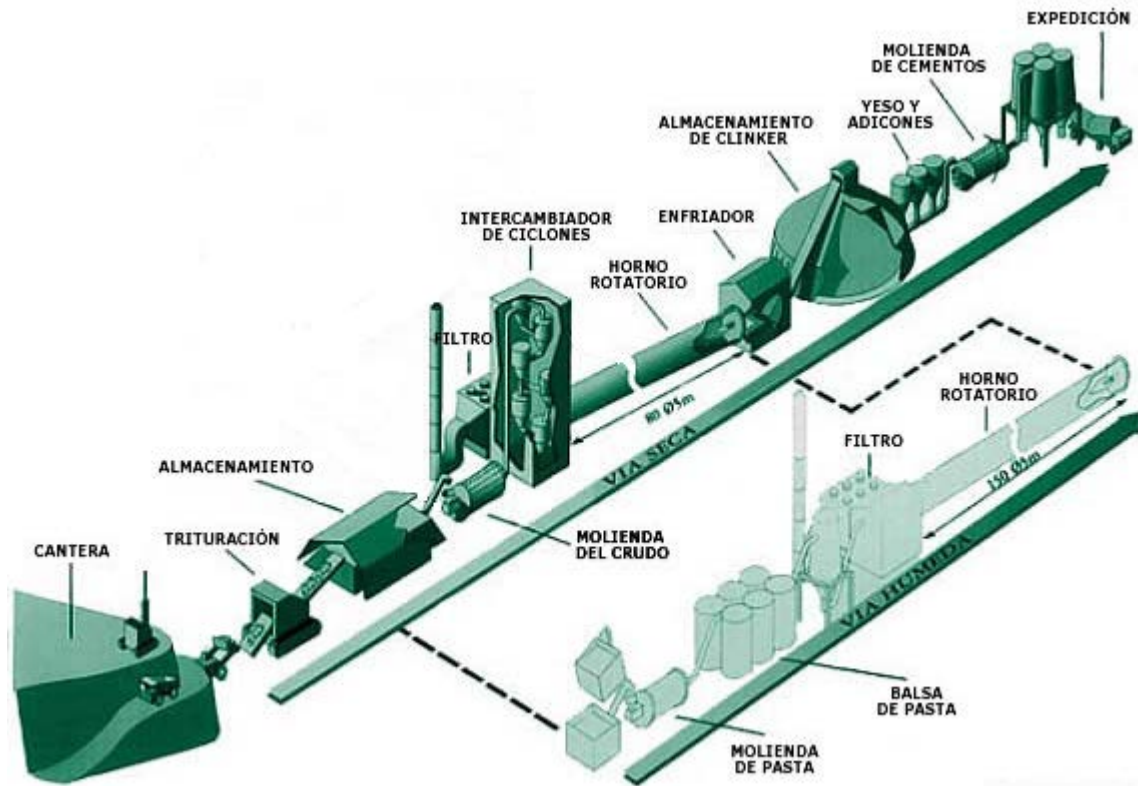


Figura 1. Proceso de fabricación de cemento

Fuente: AFCA, 2011

2.1.1.1 *Vía húmeda*

En los hornos de proceso húmedo, las materias primas se introducen en el horno como una suspensión con un contenido de humedad del 30 al 40% (EPA, 2010a). Para evaporar el agua contenida en el material de alimentación, el horno requiere de una longitud adicional como se muestra en la **Figura 1**. Además, para evaporar el agua contenida en la suspensión, la vía

húmeda consume cerca de un 33% más de energía en relación con la vía seca (EPA, 2010a). Este proceso fue muy utilizado en la antigüedad, este se ha visto desplazado por la vía seca (EPA, 2010a).

2.1.1.2 Vía seca

En este proceso la alimentación del horno ingresa en forma de un polvo seco (Ministerio de Medio Ambiente, 2004). Hay tres tipos principales de hornos de vía seca: (a) horno largo de vía seca, (b) horno de vía seca con precalentador y (c) horno de vía seca con precalentador/precalcinador (EPA, 2010a).

En los hornos con precalentador/precalcinador la combustión se realiza en la entrada del horno (Peña, 2007). En este tipo de hornos, el límite de sustitución de combustibles alternos está en un 25%, debido a que el exceso de aire para esta combustión enfría la zona de clinkerización (Peña, 2007). La tasa de sustitución de combustible fósiles por combustibles alternos en hornos cementeros, se encuentra también asignada en legislaciones. Es por esto que este porcentaje de sustitución varía de un país a otro (Genon & Brizio, 2008).

Estos hornos, con precalentador y precalentador/precalcinador, las primeras etapas de piroprocesamiento se producen antes de que los materiales entren en el horno rotatorio. Los hornos con precalentador y precalentador/precalcinador tienden a tener mayores capacidades de producción y una mayor eficiencia energética en comparación con otros tipos de hornos de cemento (EPA, 2010a).

Los hornos largos de vía seca han ido migrando paulatinamente a tecnologías que incorporen al menos el precalentador en el sistema. Esto debido a su baja eficiencia en la transferencia de calor y alto consumo de energía. Con la instalación de los precalcinadores se estima que la productividad incrementa entre un 30% y un 40% (EPA, 2013).

2.1.2 Histórico de emisiones de la industria cementera

A nivel internacional existe el Consejo Mundial Empresarial para el Desarrollo Sostenible (WBCSD), el cual ha creado la CSI (WBCSD, 2012b). La CSI es un esfuerzo global de 24 grandes productores de cemento, con operaciones en más de 100 países, que creen que hay grandes oportunidades para alcanzar un desarrollo sostenible. En conjunto, estas empresas representan alrededor del 30% de la producción mundial de cemento y varían en tamaño, desde grandes multinacionales hasta productores locales (WBCSD, 2013). Dentro de la CSI se encuentran empresas como Holcim (Suiza), Cemex (México), Votorantim (Brasil) y Lafarge (Francia), por citar algunos ejemplos.

La CSI ha creado una base de datos globales, llamados GNR que rastrea los históricos en emisiones de CO₂ y el consumo de energía de las instalaciones de fabricación de cemento, recolectada a través del Protocolo de CSI CO₂. Esta base de datos proporciona datos globales que ofrecen una base analítica sólida para los fabricantes de cemento. Los datos más recientes generados por GNR, a partir del 2010, abarcan 930 instalaciones individuales que producen 827 millones de toneladas de cemento. Esto comprende el 25% de la producción mundial de cemento, con diferencias significativas en la cobertura de todas las regiones del mundo: más de 95% en Europa, más del 70% en América, menos de un 20% en Medio Oriente y en la comunidad de Estados Independientes Unidos (antigua Unión Soviética) (WBCSD, 2012b).

Los métodos de cálculo básicos utilizados en este protocolo son compatibles con las directrices del IPCC del 2006: Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero, y cuentan con la revisión del Protocolo de Gases de Efecto Invernadero WRI/WBCSD. Además se utilizan los factores de emisión por defecto sugeridos en estos documentos, salvo que, los datos específicos de la industria estén disponibles de manera reciente (WBCSD, 2009).

De acuerdo con los datos obtenidos por la GNR, entre los años 1990 y 2010, la disminución en las emisiones de CO₂ en la producción de cemento (**Figura 2**) ha sido de un 14% en las emisiones brutas, estas son las emisiones directas de CO₂, excluyendo la producción local de energía, sin tomar en cuenta las emisiones de CO₂ provenientes de la biomasa. Al considerar las

emisiones netas, que son las emisiones brutas de CO₂ menos las emisiones provenientes del uso de combustibles alternativos, esta reducción por tonelada de cemento ha sido de un 16%.



Figura 2. Reducción en las emisiones de CO₂ entre los años 1990-2010

Fuente: WBCSD, 2012b

2.1.2.1 *Emisiones relacionadas al tipo de tecnología*

El tipo de tecnología de producción de clínker hace que las emisiones de NO_x aumenten, según presenta Boesch (2006) en su manual sobre el desarrollo de una herramienta informática basada en el ACV para evaluar el coprocesamiento de residuos en la industria cementera. Las emisiones de NO_x son mayores para los hornos de vía seca que para los de vía húmeda, siendo estos últimos la tecnología con mayores emisiones por tonelada de clínker producida (**Cuadro I**).

Cuadro I. Emisiones promedio de NO_x por tonelada de clínker producido, según tecnología

Tipo de horno	Vía seca con precalcinador	Vía seca con precalentador	Largo de vía seca	Vía húmeda
Promedio de NO_x (mg/m³)	1,5	1,8	2,6	3,0

Fuente: Boesch,2006

En la industria cementera, las emisiones de CO₂ se encuentran directamente relacionadas a la formación del clínker y el consumo de energía para que esta reacción se lleve a cabo, como se explica más adelante. Entre mayor sea la necesidad energética de un horno para llevar a cabo la clinkerización, mayor será el consumo de combustible y por ende mayores serán las emisiones de CO₂. En el **Cuadro II** se muestra el tipo de tecnología de horno y sus necesidades energéticas. Aquí queda en evidencia como los de hornos vía húmeda y largo vía seca con los que requieren de mayor cantidad de combustible y debido a esto generan mayor cantidad de emisiones de CO₂.

Cuadro II. Consumo de energía típico de acuerdo al tipo de tecnología del horno cementero

Tipo de horno	Consumo de Energía (GJ/tonelada de cemento)
Vía húmeda	5,8
Largo de vía seca	4,3
Vía seca con precalentador	3,7
Vía seca con precalcinador	3,3

Fuente: EPA, 2010a

Otro tipo de emisiones que son monitoreadas de cerca cuando se utilizan llantas en el proceso de coprocesamiento son las dioxinas y furanos. El estudio realizado por Hsu y Ling (citado por Conesa, et al., 2008) señala que los niveles de dioxina y furanos aumentan cuando se utilizan llantas de desecho como combustible. Por otra parte, Abad y Rivera, así como Wurst y Prey (citados por Conesa, et al., 2008) indican que el material que es utilizado como combustible

en hornos de cemento no es responsable por estas emisiones, ya que la condiciones de estos hornos (altas temperaturas, exceso de oxígeno y una buena mezcla) hacen de un horno de cemento un muy buen lugar de combustión de estas llantas de cemento.

En el **Anexo 6** se enlistan las emisiones atmosféricas típicas para la producción de cemento tradicional. En este se puede apreciar como las cuatro sustancias que se emiten en mayor cantidad son: CO₂, NO_x, CO y SO₂, siendo el CO₂ el que se genera en mayor cantidad. Esto explica como la industria cementera es responsable del 5% de las emisiones globales de CO₂ (Boesch & Hellweg, 2010).

2.1.3 Uso de energía y materias primas

La fabricación de cemento es responsable de cerca de un 2% del consumo mundial de energía y de aproximadamente un 5% del consumo mundial de energía a nivel industrial. Esto se debe a que la reacción de $\text{CaCO}_3 \rightleftharpoons \text{CaO} + \text{CO}_2$, que ocurre en la formación del clínker es altamente endotérmica (Boesch & Hellweg, 2010). Debido a la utilización intensiva de combustibles fósiles, la industria cementera es responsable del 5% de las emisiones globales de CO₂ y del 7% del consumo de combustibles en la industria mundial (Boesch & Hellweg, 2010). De acuerdo con Hendriks, Worrell, Jager, Blok, & Riemer (2003) el promedio mundial de emisiones es de 0,81 kg de CO₂ por cada kilogramo de cemento producido. Esta cifra puede variar dependiendo de la ubicación geográfica de donde se dé la producción de cemento.

Aproximadamente la mitad del carbono que se libera durante la fabricación de cemento se origina en el proceso de calcinación (liberación de CO₂ de la caliza para formar clínker) y el resto del aporte de las emisiones proceden de la quema de combustibles para encender los hornos y de la energía de los otros procesos de fabricación (Huntzinger & Eatmon, 2009).

Este consumo intensivo de materias primas y de energía ha llevado a la industria cementera a la búsqueda de materiales que puedan sustituir los componentes utilizados en el proceso de fabricación del cemento. Una de las alternativas encontradas por la esta industria en el área de consumo de combustibles fósiles ha sido el coprocesamiento.

2.2 Coprocesamiento

El coprocesamiento es la destrucción de residuos en los hornos de la industria cementera (Associação Brasileira de Cimento Portland [ABCP], 2009). Estos residuos sirven como energía térmica o materia prima en el proceso de producción de cemento (Federación Interamericana del Cemento [FICEM], 2014). Este método es ampliamente utilizado en Europa, Estados Unidos y Japón, desde hace casi 40 años. Comenzó a ser usada en Latinoamérica en los años 90 (FICEM, 2014) y para el año 1996 Holcim comenzó sus pruebas en Costa Rica (J. Watson, comunicación personal, 24 de febrero, 2014). El coprocesamiento utiliza residuos para sustituir parcialmente el combustible que alimenta la llama del horno para convertir piedra caliza y arcilla en clínker (ABCP, 2009).

Una reacción de combustión es el proceso clave en la fabricación de cemento, que transforma la materia prima en clínker. La alta temperatura de la llama, el tiempo de residencia del gas, la turbulencia dentro del horno y otros parámetros en la combustión para la producción de cemento son ideales, e incluso superiores a las requeridas, para la destrucción ambientalmente segura de residuos peligrosos. El coprocesamiento de residuos en hornos de cemento utiliza todos estos parámetros en un proceso integrado de fabricación del cemento. Por lo tanto, los hornos de cemento son capaces de la eliminación segura de los grandes volúmenes de residuos. Además, cabe señalar que el coprocesamiento no altera la calidad del cemento y presenta una alta eficiencia y recuperación total del poder calorífico (ABCP, 2009).

En el **Cuadro III** se enlista el poder calorífico de distintos materiales usualmente asociados a combustibles por su alto poder calorífico. En este se aprecia como el polietileno, el aceite combustible y el poliestireno con los tres materiales con mayor poder calorífico, mientras las llantas se sitúan por encima del carbón antracita.

Uno de los principales residuos aprovechados en el coprocesamiento son las llantas de desecho, debido a su gran poder calorífico (**Cuadro III**). Las llantas de desecho son aquellas que no se puede utilizar en el proceso de reforma, debido al mal estado de la carcasa y la banda de rodadura (Lagarinhos & Tenório, 2008). Estas llantas se usan en sustitución del coque de

petróleo y al carbón mineral, principales combustibles utilizados en esta industria cementera. La ventaja de la utilización de este residuo en los hornos de cemento es su total destrucción, debido a las elevadas temperaturas, y la retención de las cenizas en la matriz del clínker (Sousa & Coutinho, 2010). En este proceso es importante tomar en cuenta las emisiones producto de la combustión de las llantas de desecho en el hornos, las cuáles deben ser sujetas a constante monitoreo. Estas emisiones no pueden superar los límites de emisión fijados por las normas y reglamentos vigentes en cada país. En Costa Rica, por ejemplo, podemos citar el Reglamento sobre Emisión de Contaminantes Atmosféricos Provenientes de Calderas y Hornos de Tipo Indirecto (2011) cuyos límites se enlistan en el **Anexo 1**.

Cuadro III. Poder calorífico de algunos materiales

Material	Poder calorífico (kcal/kg)
Polietileno (PE)	10382
Aceite combustible	10000
Poliestireno (PS)	9122
Coque de petróleo	8957
Plásticos diversos	7833
Carbón bituminoso	7778
Llantas	7667
Carbón antracita	7500
Hojas (10% humedad)	4436
Periódicos	4417
Papel Corrugado	3913
Papel	3778
Revistas	2917
Residuos del Servicio de Salud (RSS)	2667
Turba	2000
Hojas (50% de humedad)	1964
Residuos de alimentos	1317
Madera verde	1167
Gas natural	620

Fuente: Adaptado de Lagarinhos & Tenório, 2008

En el **Cuadro IV** se detalla la composición básica de las llantas en términos de materia prima, junto con el contenido porcentual de los diversos componentes utilizados en la fabricación de neumáticos para automóviles y camiones en los Estados Unidos (EE.UU.) y en la Unión Europea (UE). Se muestra también el peso promedio de estas llantas como desecho y como al final de su vida útil las llantas de automóvil y camión sufren una pérdida de material de un 14 a un 18%.

Cuadro IV. Materiales típicos en la fabricación de llantas nuevas de acuerdo al porcentaje del peso total y su promedio como desecho, para la producción en EE.UU. y la UE

Componentes	EE.UU.		UE		
	Llanta de automóvil	Llanta de carga	Llanta de automóvil	Llanta de carga	
Caucho natural (%)	14	27	22	30	
Caucho sintético	27	14	23	15	
Humo negro (carbono)	28	28	28	20	
Acero	14-15	14-15	13	25	
Tejidos, aceleradores, antiozono, aceite, etc.	16-17	16-17	14	10	
Peso promedio (kg)	Nueva	11	54	8,5	65
	Llanta de desecho	9	45	7	56

Fuente: Sienkiewicz, Kucinska-Lipka, Janik, & Balas, 2012

Las composiciones químicas muy diferentes y las estructuras cuadrículadas de caucho de los neumáticos son la principal razón por la que son altamente resistentes a la biodegradación, descomposición fotoquímica, reactivos químicos y altas temperaturas (Sienkiewicz et al., 2012). Por lo tanto, la gestión de las llantas de desecho se ha convertido en un serio desafío tecnológico, económico y ecológico.

Si no se les brinda una disposición adecuada, las llantas de desecho pueden generar problemas ambientales y a la salud humana. Entre estos se puede mencionar su contribución con la obstrucción de alcantarillas e inundaciones, contaminación de ríos además de ocupar un gran volumen en los rellenos sanitarios. Las llantas de desecho son uno de los principales focos de proliferación del mosquito *Aedes Aegypti*, vector de la enfermedad del dengue (Programa Estado de la Nación, 2005). Además, cuando este residuo es quemado al aire libre o en hornos en donde no se controle la temperatura ni el tiempo de retención, genera una gran contaminación atmosférica debido a las emisiones de dioxinas y furanos principalmente (Mayer, 2013).

2.2.1 Estudios de caso sobre coprocesamiento

2.2.1.1 Unión Europea (UE)

La industria europea de cemento es una de las más concentradas del mundo. Las cinco mayores empresas europeas representan el 57% de la producción total de cemento en la UE-25 durante el año 2003, y cada una de estas empresas posee entre 23 y 34 fábricas de cemento en toda la UE (Ecofys, 2009).

En la UE durante el año 2012 se generaron un total de 2 765 mil toneladas de llantas de desecho, de estas un total de 2 603 mil toneladas fueron recuperadas para una tasa de recuperación del 94% (European Tyre & Rubber Manufacturers' Association [ETRMA], 2014). En el **Cuadro V** se muestra como un 91% de las llantas destinadas a la recuperación de energía son recuperadas en hornos cementeros, es decir, un 44% del total las llantas de desecho fue coprocesada en la industria cementera para la recuperación de energía.

Cuadro V. Rutas de recuperación de las llantas de desecho

	ktoneladas (2012)	Aplicación	Porcentaje (%)
Recuperación de materiales	1341	Ingeniería Civil	12
		Aplicación en productos	88
Recuperación de energía	1262	Co-incineración con otros desechos, plantas de generación eléctrica	9
		Hornos cementeros	91
Total	2603		

En la **Figura 3** se muestra el manejo de las llantas usadas para el año 2012, además de la tendencia de este manejo entre los años 1994-2012. En esta figura, únicamente la recuperación de materiales y la recuperación de energía corresponden a las llantas de desecho. El reúso/exportación y recauchado forman parte del manejo de las llantas usadas dentro de la UE.

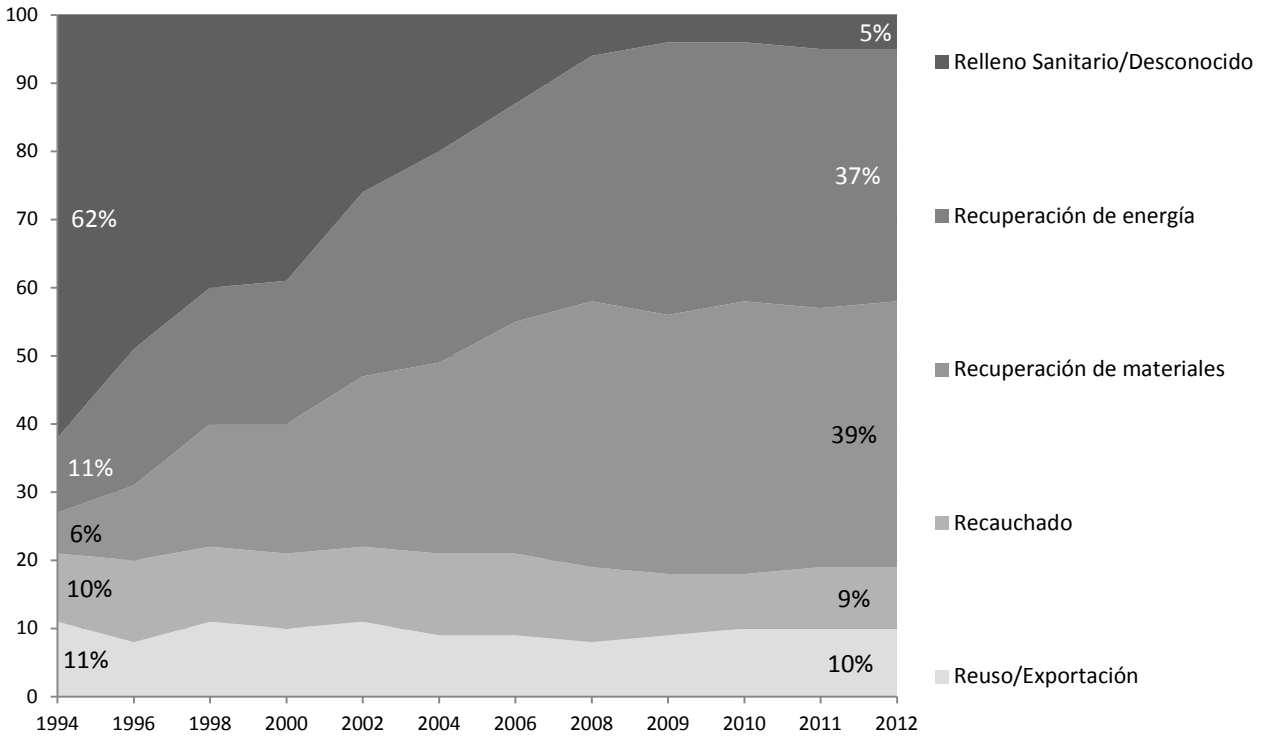


Figura 3. Manejo de las llantas usadas dentro de la UE y su tendencia presentada entre los años 1994-2012

Fuente: ETRMA, 2014

También se observa, en la **Figura 3**, como se ha dado una reducción del 57% en la destinación de las llantas de desecho hacia rellenos sanitarios o disposiciones desconocidas. Por otra parte el uso de las llantas de desecho en la recuperación de energía ha aumentado en un 26% desde el año 1994.

La UE ha desarrollado tres modelos para el regular y mejorar la supervisión de la gestión de llantas usadas (Sienkiewicz et al., 2012). Estos modelos son:

- Responsabilidad Extendida del Productor (REP): la gestión de las llantas de desecho es responsabilidad de los productores e importadores que las ponen en el mercado. Se les obliga a organizar recolecciones de llantas usadas para garantizar los niveles legalmente requeridos de la recuperación y el reciclaje de estos residuos. Esto se puede hacer directamente por el productor o por mediación de organizaciones de recuperación/reciclaje especializadas que actúen en su nombre (Sienkiewicz et al., 2012).
- Sistema tributario: los productores o vendedores pagan un impuesto de eliminación, que es agregado al costo de las llantas nuevas, este impuesto ingresa al presupuesto nacional. La gestión de las llantas de desecho en este modelo es responsabilidad de las organizaciones de recuperación/reciclado y es financiado por el estado de los fondos obtenidos de los clientes que compran llantas nuevas (Sienkiewicz et al., 2012).
- Sistema de libre mercado: en este se supone de la rentabilidad de la recuperación y reciclaje de las llantas de desecho. En este modelo se asume que las llantas de desecho son fuente valiosa de materias prima y que el manejo de estas es rentable para las compañías a cargo (Sienkiewicz et al., 2012).

El método más utilizado en Europa es la REP, con el cual se han alcanzado tasas de recuperación de hasta el 100% en los países que lo han implementado (Finlandia, Hungría, Italia, Lituania, Letonia, Holanda, Noruega, Polonia, Rumania, España y Suecia) (Sienkiewicz et al., 2012).

En la UE el marco legislativo que rige el manejo de llantas de desecho se basa principalmente en la Directiva 2008/98/EC (2008). En esta Directiva se describe la jerarquía del manejo de desechos para la comunidad europea. Las regulaciones asociadas al uso de la llantas de desecho que rigen dentro de la UE y más específicamente para España, se muestran en el **Cuadro VI**.

Cuadro VI. Regulaciones que rigen el manejo de las llantas de desecho, dentro de España

Nombre	Objetivo
Directiva 2008/98/EC	Establece medidas destinadas a proteger el ambiente y la salud humana mediante la prevención o la reducción de los impactos adversos de la generación y gestión de los residuos, la reducción de los impactos globales del uso de los recursos y la mejora de la eficacia de dicho uso.
Directiva 2006/12/EC	Determina una terminología común y de una definición de residuos. Señala que los estados miembros deben velar por fomentar la prevención o la reducción de la producción de residuos y su nocividad, además de la valorización de residuos mediante el reciclado, nuevo uso, recuperación o cualquier otra acción destinada a obtener materias primas secundarias o a utilización de los residuos como fuente de energía.
Directiva 2000/53/CE	Limita la generación de residuos procedentes de vehículos y fomenta la reutilización, el reciclado y otras formas de valorización de los vehículos y de sus componentes al final de su vida útil. Para alcanzar este doble objetivo, establece nuevas exigencias para los constructores europeos, quienes deberán diseñar vehículos fáciles de reciclar.
Real Decreto 1619/2005	Previene la generación de neumáticos (excluye los neumáticos de bicicletas y aquellos cuyo diámetro exterior sea menor a 140 cm) fuera de uso, establecer el régimen jurídico de su producción y gestión, y fomentar, por este orden, su reducción, reutilización, reciclado y otras formas de valorización, con la finalidad de proteger el ambiente.

Fuente: Adaptado de Uruburu, Ponce-Cueto, Cobo-Benita, & Ordieres-Meré, 2013

2.2.1.2 *Latinoamérica: situación de Brasil y Costa Rica*

2.2.1.2.1 *Brasil*

De acuerdo con el reporte *Mineral Commodity Summaries*¹ 2013 (U.S. Geological Survey, 2013) del Servicio Geológico de Estados Unidos, Brasil es uno de los mayores productores de cemento de la región y del mundo (**Cuadro VII**) con un crecimiento estimado del 8,5% anual.

Cuadro VII. Cinco mayores productores de cemento a nivel mundial

Países	Producción de cemento (Mt/año)	
	2011	2012
China	2 100 000	2 150 000
India	240 000	250 000
Estados Unidos	68 600	74 000
Brasil	64 100	70 000
Irán	61 000	65 000

Fuente: U.S. Geological Survey, 2013

En Brasil existen un total de 47 industrias cementeras ubicadas principalmente en las regiones sur y sureste del país. De estas, 37 poseen una licencia para el coprocesamiento de residuos, representando más del 82% de la producción de clínker en este país suramericano (Sellito, Kadel, Borchardt, Medeiros, & Domingues, 2013).

En 1999 Brasil aprobó la Resolución N ° 258/99 (1999), del CONAMA, que estableció en el productor e importador de llantas la responsabilidad del ciclo total del producto, es decir, la colecta, transporte y disposición final. Desde el año 2002, los fabricantes e importadores de neumáticos deben recolectar y dar un destino final a las llantas usadas. Distribuidores, minoristas, reformadores y consumidores son corresponsables de la recogida de este residuo (Lagarinhos & Tenório, 2008). La legislación brasileña impone, a partir de 2002, el mandato de disponer correctamente una llanta de desecho por cada cuatro nuevas producidas, importadas y/o

¹ Resúmenes de los productos minerales básicos 2013

reformadas. Cada año, la obligatoriedad fue creciendo hasta llegar a cinco llantas de desecho recicladas por cada cuatro llantas nuevas producidos o importados a partir del año 2006 (Lagarinhos & Tenório, 2008).

La logística de recolección de llantas de desecho utilizada en Brasil funciona de la siguiente manera: el consumidor, al sustituir las llantas de su vehículo en tiendas de distribuidores o venta al por menor, puede dejar ahí sus llantas usadas. Cuando los consumidores dejan los neumáticos con los distribuidores, minoristas o en los ecopuntos (centros de acopio) se realiza la separación, donde las llantas se clasifican como reutilizables o desechables. Las llantas reutilizables son aquellas que pueden ser vendidas en el comercio de neumáticos usados, y pueden ser reformadas por el proceso de recauchado y remodelación. Las llantas desechables pasan por un proceso de pretratamiento que se compone de varias operaciones, tales como la separación de la goma, acero y fibras. El producto final, en función de su destino, es en polvo o en virutas de neumáticos. Los procesos más comúnmente utilizados para la trituración de llantas de desecho son el proceso de molienda a temperatura ambiente y el proceso criogénico (Lagarinhos & Tenório, 2008).

El proceso de trituración a temperatura ambiente es aquel que opera a una temperatura máxima de 120°C, reduciendo las llantas de desecho a partículas de un tamaño final de hasta 0,2 mm. Aquí las llantas pasan por la trituración y la granulación. En la trituración las llantas de desecho enteras son convertidas en trozos de 50,8 a 203,2 mm. Luego de esta etapa los trozos son transportados en banda a la granulación donde son reducidas en pedazos de 10 mm. Este proceso tiene alto costo de manutención y de consumo de energía (Lagarinhos & Tenório, 2008).

En el proceso criogénico las llantas se enfrían a una temperatura de unos -120°C, utilizando nitrógeno líquido. En este proceso los segmentos de llanta de 50,8 mm son enfriados en un túnel continuo de refrigeración y luego de esto son lanzados a un granulador. En la granulación las llantas de desecho son triturados en diferentes tamaños. Este proceso presenta bajo costo de mantenimiento y consumo de energía, pero el costo operacional es muy elevado debido al uso de nitrógeno líquido (Lagarinhos & Tenório, 2008).

En el territorio brasileño existen 808 centros de acopio, los cuales fueron creados en conjunto con las alcaldías de los municipios de más de 100 mil habitantes o un consorcio de municipios que permitan alcanzar este número mínimo de habitantes (Mayer, 2013).

En Brasil, para el año 2012 el 47,77% de todas las llantas recolectadas fueron enviadas a los hornos de las fábricas de cemento, según informa el IBAMA (2013) durante ese año se recolectaron un total de 459 030,19 toneladas de llantas de desecho.

Actualmente en este país, en promedio cerca de 600 kg de CO₂ son emitidos por cada tonelada de cemento producido, pudiendo llegar a valores de hasta de una tonelada de CO₂ por cada tonelada de cemento fabricado (Mountinho, 2013).

2.2.1.2.2 Costa Rica

En Costa Rica, de acuerdo con el Reglamento sobre Llantas de Desecho (2007), según el artículo 7: el tratamiento que se le puede dar en el país a este tipo de residuo es mediante alguno de los siguientes procesos, donde dice textualmente:

- a) Generación de energía calórica en hornos de la industria cementera de acuerdo a lo establecido en el Decreto Ejecutivo 31837-S “Reglamento de Requisitos, condiciones y controles para la utilización de combustibles alternos en los hornos cementeros”.
- b) Producción de pacas de llantas utilizadas en proyectos de obras civiles.
- c) Agregados para el pavimento asfáltico.
- d) Producción de polvo de hule.
- e) Generación de energía eléctrica.
- f) Cualquier otro proceso específico debidamente aprobado por el Ministerio de Salud.

En el año 2001, varias empresas recauchadoras en Costa Rica, crearon Fundellantas. Esta fundación está ubicada en El Coyol de Alajuela, donde reciben las llantas de desecho con las

cuales fabrican llantiones. Un llanti3n es una paca c3bica de 100 llantas de desecho altamente comprimidas utilizada en obras civiles para la sustituci3n de gaviones (Fundellantas, 2007).

Para el caso de la generaci3n de energ3a cal3rica en hornos de la industria cementera, existe la planta de Holcim, ubicada en Agua Caliente de Cartago, que es la 3nica planta en el pa3s que cuenta con los permisos para llevar a cabo el coprocesamiento de llantas de desecho (Holcim & GTZ, 2013). Este horno utiliza la tecnolog3a de v3a seca con precalcinador (J. Watson, comunicaci3n personal, 24 de febrero, 2014). En el **Figura 4** se muestran la tendencia del uso de combustibles alternos y del ingreso de llantas de desecho en esta planta. El promedio anual en el ingreso de llantas en la planta para ese a3o fue de 162 toneladas.

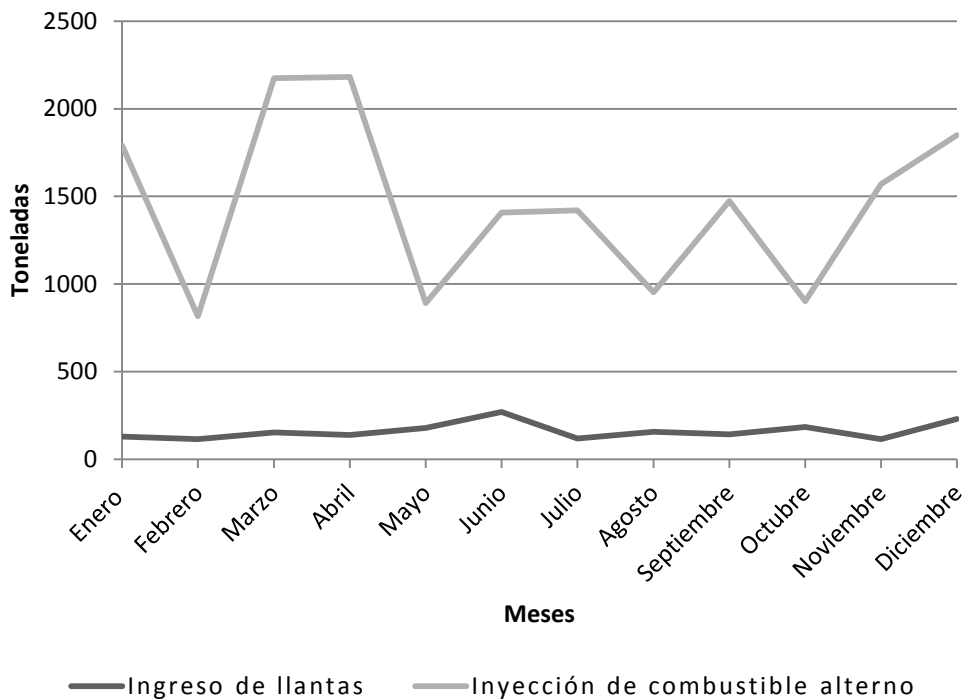


Figura 4. Tendencia del uso de combustibles alternos e ingreso de llantas de desecho para la planta de Holcim, Agua Caliente, Cartago durante el a3o 2012

Fuente: J. Watson, comunicaci3n personal, 24 de febrero, 2014

Seg3n informa R. Salas (comunicaci3n personal, 8 de abril, 2014) director ejecutivo de la Acoll y fundador de la fundaci3n Fundellantas, en Costa Rica se importan un promedio anual de

1 250 000 llantas nuevas. A esta cantidad se deben sumar las 350 000 llantas que Bridgestone produce para vender en suelo nacional y un importante porcentaje que ingresan al país de forma ilegal cuyas cifras las autoridades desconocen.

Se estima que Costa Rica genera un promedio de 850 000 a 900 000 llantas de desecho al año. De este total Fundellantas recibe entre 280 000 y 290 000 anualmente (R. Salas, comunicación personal, 8 de abril, 2014). La **Figura 5** muestra una estimación anual de la disposición final que se les da a estas llantas de desecho en el país. En este caso Geocycle es la empresa mediante la cual Holcim brinda el servicio de coprocesamiento de llantas.

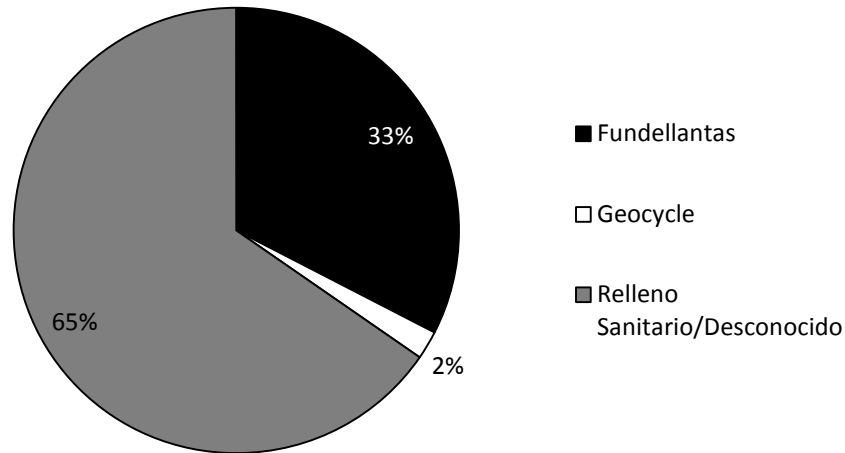


Figura 5. Porcentajes estimados para la disposición final anual de las llantas de desecho en Costa Rica

R. Salas (comunicación personal, 8 de abril, 2014) informa que en el país, algunas municipalidades aún envían las llantas de desecho hacia los rellenos sanitarios y que todavía se da la práctica de la quema de llantas para producción de tapa de dulce en lugares como Puriscal. Además de esto, el 60% de los criaderos de *Aedes Aegypti* en el país, están directamente relacionados a las llantas que no han recibido una correcta disposición final (R. Salas, comunicación personal, 8 de abril, 2014).

2.3 Herramientas para el Análisis de los Impactos Ambientales

2.3.1 ACV

El ACV es una herramienta utilizada para comparar y mejorar productos tomando en cuenta elementos ambientales y económicos, mediante la recolección de la información de entradas y salidas asociadas a la manufactura, uso y disposición final del producto (ISO, 2006).

La norma ISO 14040:2006, *Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework*² (ISO, 2006), estandariza los procedimientos para realizar un ACV a nivel internacional. Esta norma reconoce que no existe un único método para conducir los estudios de ACV, por lo tanto las organizaciones deben tener flexibilidad para implementar la evaluación de procesos o productos con base en la aplicación específica y en los requisitos del usuario (ISO, 2006). A pesar de eso, algunos requisitos básicos se encuentran establecidos para el análisis del ACV.

Dicha norma establece que el estudio del ciclo de vida de un material debe ser descrito en un documento en donde sean abordados:

- El objetivo y el alcance del trabajo
- El análisis del inventario
- La evaluación del impacto
- La interpretación de los resultados

El primer paso debe ser declarar la aplicación que se le pretende dar al análisis, las razones para conducir el estudio, a quién va a ser dirigido el reporte final y si la intención es utilizar los resultados de manera comparativa (ISO, 2006).

² Gestión ambiental - Evaluación del ciclo de vida - Principios y marco

La realización del inventario de ciclo de vida involucra la recolección de datos y el cálculo de procedimientos para cuantificar las entradas y salidas que sean relevantes dentro del sistema de producción.

Con base en la información recolectada para la realización del inventario, es posible evaluar la significancia de los posibles impactos ambientales. Un AVC dará como resultado la evaluación de impactos del ciclo de vida, siendo considerado este como el paso más sensible de todo el proceso de análisis (ISO, 2006). Para la evaluación de los impactos ambientales existen diversos softwares que funcionan como herramientas para facilitar esta labor.

2.3.1.1 Softwares de ACV

2.3.1.1.1 TRACI

Este software desarrollado por la EPA permite examinar los impactos potenciales asociados con el uso de materias primas y la liberación de sustancias químicas resultantes de los procesos de fabricación de algún producto (EPA, 2014).

2.3.1.1.2 BEES 3.0

Elaborado por el NIST en el Laboratorio de Construcción y de Investigación de Incendios. Este software puede ser usado para equilibrar el desempeño ambiental y económico de los productos de construcción. La versión 3.0 del software de soporte de decisiones basado en Windows, es dirigido a diseñadores, constructores y fabricantes de productos. Incluye los datos de desempeño ambiental y económico reales de 65 productos para la construcción (EPA, 2014).

2.3.1.1.3 GaBi 4 Software and Databases

Concebido por PE International³ y IKP Universidad de Stuttgart (Departamento de Ingeniería en Ciclo de Vida), GaBi cuenta con diferentes versiones, tanto como para el uso

³ PE International es una empresa encargada de brindar de consultoría estratégica, softwares y servicios en el campo de la sostenibilidad (PE International, 2014).

educativo como para que profesionales en ACV evalúen costos, perfiles sociales de productos y tecnologías. Este software contiene bases de datos GaBi integrales con cobertura mundial, así como la base de datos Ecoinvent (EPA, 2014). Siendo esta la base de datos con mayor uso a nivel mundial pues posee los inventarios de ciclo de vida más consistentes, transparentes y de mejor calidad (Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2013).

2.3.1.1.4 *SimaPro 7*

El SimaPro fue desarrollado por la compañía holandesa Pré Consultants en 1990. Este software permite modelar los productos y sistemas de una industria desde una perspectiva de ciclo de vida. Se construyen modelos complejos de una manera sistemática y transparente con las características como parámetros personalizados (PRé Consultants, 2013). Este software, también se encuentra totalmente integrado con la base de datos Ecoinvent. Para el desarrollo de este trabajo se usará la versión 7.3.3 Multi user lanzada al mercado en el año 2011.

SimaPro 7 cuenta con 18 metodologías para la determinación de los impactos ambientales de los procesos o productos. Una de las metodologías que este programa posee es la CML 2 baseline 2000 V2.05. Su primera versión fue desarrollada por el CML en el año 1992 (Heijungs et al., 1992).

El objetivo de la metodología CML es operacionalizar la serie de normas ISO 14040 proporcionando las mejores prácticas para indicadores *midpoint* (esto se explicará en la Sección 2.3.1.1.4.1).

Los pasos para la evaluación de impactos que utiliza esta metodología ha sido copiada de la norma ISO 14042, con algunas adaptaciones. La lista de categorías de impacto y mejores modelos disponibles elaborada por el Grupo de Trabajo de Europa del SETAC⁴ sobre evaluación de impacto ambiental se ha tomado como base para las categorías de impacto de línea de base y

⁴ Sociedad de Toxicología y Química Ambiental. Es una organización científica con raíces en la academia, industria y gobierno, que ha ofrecido una plataforma con base científica en el desarrollo coherente del ACV como una herramienta.

los indicadores de categoría. En esta metodología, los indicadores de impacto se centran en los llamados *midpoints* de la cadena de causa y efecto⁵. A esto se denomina como el enfoque orientado hacia los problemas (Guineé, et al., 2001).

En la fase de evaluación de impacto ambiental, los resultados del análisis de inventario se traducen en contribuciones a las categorías de impacto. Con este fin, se deben identificar las categorías de impacto. Una lista predeterminada de categorías de impacto es utilizada para la línea base (baseline) (Guineé, et al., 2001). En el **Cuadro VIII** se detalla la forma de evaluación para cada categoría de impacto en la metodología CML 2 baseline 2000. En este cuadro se detallan los resultados del inventario de ciclo de vida, es decir, las sustancias asociadas a cada categoría de impacto, el modelo de caracterización, el indicador de categoría y la unidad de indicador de resultado.

Esta metodología ha sido seleccionada para este estudio, pues proporciona una medición del potencial de daños al ambiente mediante emisiones en el aire (en todas las categorías), por medio de factores de equivalencia correspondientes a los compuestos de referencia seleccionados para cada categoría de impacto (Finland Futures Research Centre, 2008).

También hace uso de la metodología desarrollada por el IPCC, para la categoría de impacto de cambio climático. Esta característica provee una gran ventaja, ya que la metodología desarrollada por el IPCC es de las más conocidas a nivel mundial (IPCC, 2007).

⁵ Las cadenas de causa y efecto también son llamadas mecanismos ambientales

Cuadro VIII. Forma de evaluación de cada categoría de impacto para CML 2000 baseline.

Categoría de Impacto	Cambio Climático	Toxicidad Humana	Acidificación	Eutrofización
Resultados del LCI^a	Emisiones de GEI al aire (en kg).	Emisiones de sustancias tóxicas al aire, agua y suelo (en kg).	Emisiones de sustancias acidificantes al aire (en kg).	Emisiones de nutrientes al aire, agua y suelo (en kg).
Modelo de Caracterización	Modelo desarrollado por el IPCC que define el GWP para los diferentes GEI.	Modelo USES-LCA, desarrollado por RIVM ^b , que describe el destino, la exposición y los efectos de las sustancias tóxicas, adaptado al ACV.	Modelo RAINS10, desarrollado por la IIASA ^c , que describe el destino y la deposición de las sustancias acidificantes, adaptado al ACV.	El proceso estequiométrico, que identifica la equivalencia entre N y P para los sistemas acuáticos y terrestres.
Indicador de categoría	Fuerza radiativa infrarroja (W/m^2).	Ingesta diaria aceptable/ingesta diaria predicha	Deposición/Carga crítica de acidificación	Deposición/ N/P equivalente en biomasa
Factor de caracterización	GWP para un horizonte de 100 años (GPW100) para cada emisión de GEI al aire (kg CO ₂ eq/kg de emisión)	HTP para cada emisión de sustancia tóxica al aire, agua y/o suelo (en kg 1,4 DB eq/kg de emisión)	AP para cada emisión acidificante al aire (en kg SO ₂ eq/kg de emisión)	NP para cada emisión eutrofizante al aire, agua y/o suelo (en kg de PO ₄ ³⁻ eq/kg de emisión)
Unidad de indicador del resultado	kg CO ₂ eq	kg 1,4 DB eq	kg SO ₂ eq	kg de PO ₄ ³⁻ eq

a Inventario de Ciclo de Vida

b Instituto Nacional de Salud Pública y Ambiente, Holanda

c Instituto Internacional para el Análisis de Sistemas Aplicados

Fuente: Guineé, et al., 2001

2.3.1.1.4.1 Categorías de Impacto

Una categoría de impacto representa una situación de preocupación ambiental a la que se le asignan intervenciones ambientales. Como se muestra en el **Cuadro VIII** cada categoría de impacto tiene asociada resultados del LCI. Para cada sustancia en el LCI, se necesita desarrollar una vía de respuesta esquemática que describe el mecanismo de la sustancia emitida al ambiente (Udo de Haes, et al., 1999).

Todos los procesos físicos y las variables relacionadas con las extracciones, emisiones u otro tipo de interacción entre el sistema del producto y el ambiente, los cuales se conectan con una categoría de impacto establecida, se llaman mecanismos ambientales de la categoría de impacto. Un mecanismo ambiental consiste en un número de procesos ambientales que vinculan las intervenciones a los impactos ambientales (Udo de Haes, et al., 1999). Dentro de estos procesos podemos distinguir:

- 1) Intervenciones ambientales: tales como extracciones particulares o emisiones al ambiente y otras variables dentro de la frontera del sistema de producto y el ambiente.
- 2) Impactos de efectos intermedios (*midpoints*): variables en el mecanismo ambiental de una categoría de impacto entre las intervenciones ambientales y los *endpoints*. También llamado enfoque orientado al problema. Esta categoría es considerada un eslabón de la cadena de causa y efecto de una categoría de impacto, antes de los *endpoints*, en donde los indicadores de caracterización se pueden derivar para reflejar la importancia relativa de las emisiones o extracciones.
- 3) Impactos de efectos finales (*endpoints*): estas son las variables que son de interés social directo, como la duración en la vida humana o la incidencia de enfermedades, recursos naturales, ecosistemas o especies de valor, combustibles fósiles, minerales, monumentos y paisajes, materiales hechos por el hombre, entre otros.

- 4) Áreas de protección: es una clase de *endpoint* que tienen un valor reconocido por la sociedad.

En la **Figura 6** se esquematiza mediante ejemplos estos conceptos y las relaciones entre ellos.

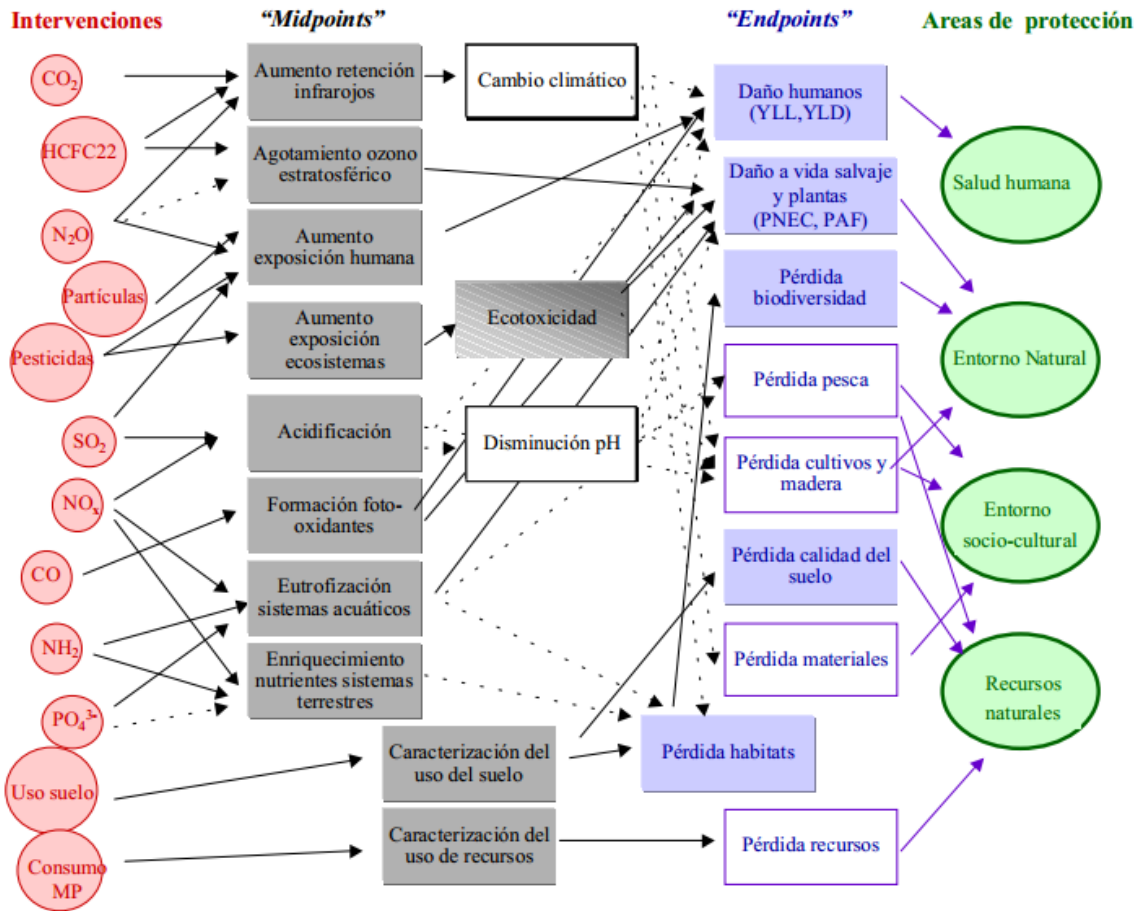


Figura 6. Esquematización de las relaciones entre intervenciones ambientales, "midpoints", "endpoints" y áreas de protección

Fuente: Vallejo, 2004

En este estudio se decidió evaluar las categorías de impacto ambiental de cambio climático, acidificación, eutrofización y toxicidad humana, ya que las emisiones atmosféricas del

proceso de producción de clínker influyen directamente en ellas. A continuación se explica la forma en que cada impacto es evaluado dentro del modelo:

- Cambio Climático: El modelo fue desarrollado por el IPCC, en donde los factores son expresados en Potencial de Calentamiento Global (GWP) para un horizonte de 100 años (GWP100), en kg de CO₂ equivalente/kg de emisión. El ámbito geográfico de este indicador es a escala global.

$$\text{Cambio climático (kg de CO}_2 \text{ eq)} = \sum_i \text{GWP}_i \times m_i$$

m_i = masa en kg de la sustancia i

GWP_i = potencial cambio climático para un horizonte de 100 años de la sustancia i (Guinée, et al., 2002)

El concepto de CO₂ equivalente es una medida métrica utilizada para comparar las emisiones provenientes de varios gases de efecto invernadero basados en su GWP. El CO₂ eq de un gas se deriva de multiplicar su masa por el valor asociado a su GWP (EPA, 2013).

La forma más simple para definir el índice de GWP, es la integral basada en el tiempo del promedio global de la eficiencia de radiación (RF) de una emisión de pulsos de 1 kg de algún compuesto (i) con respecto a la de 1 kg del gas de referencia (CO₂) (IPCC, 2007). El GWP de un compuesto i es definido por:

$$\text{GWP}_i = \frac{\int_0^{TH} \text{RF}_i(t) dt}{\int_0^{TH} \text{RF}_r(t) dt} = \frac{\int_0^{TH} a_i \cdot [C_i(t)] dt}{\int_0^{TH} a_r \cdot [C_r(t)] dt}$$

donde TH es el horizonte de tiempo, RF_i es el promedio global de RF del componente i, a_i es el RF por unidad de masa que incrementa por la abundancia en la atmósfera del componente i, $[C_i(t)]$ es dependencia de la abundancia en el tiempo del componente i y la correspondiente cantidad del gas de referencia (r) en el denominador. El numerador y denominador son llamados

el potencial de calentamiento global absoluto (AGWP) para i y r respectivamente. Todo los GWP mostrados en el **Anexo 2** utilizan el CO₂ como gas de referencia.

- **Toxicidad Humana:** los factores de caracterización del Potencial de Toxicidad Humana (HTP), se calculan con USES-LCA, que describe el destino, la exposición y los efectos de las sustancias tóxicas para un horizonte de tiempo infinito. Para cada sustancia tóxica se expresan de HTP como de 1,4-diclorobenceno equivalente/kg de emisiones. El ámbito geográfico de este indicador determina el destino de una sustancia y puede variar entre la escala local y global.

$$\text{Toxicidad Humana}(kg \text{ de } 1,4 \text{ DB eq}) = \sum_n \sum_i HTP_{i,n} \times f_{i,n} \times m_i$$

m_i = masa en kg de la sustancia i

$HTP_{i,n}$ = Potencial de toxicidad humana de la sustancia i

$f_{i,n}$ = fracción de la sustancia i que se transporta desde el lugar de emisión hasta el compartimiento ambiental

n = compartimiento ambiental, adimensional (Guinée, et al., 2002)

El HTP es un índice calculado que refleja el daño potencial de una unidad de algún químico liberado al ambiente, se basa tanto en la toxicidad inherente de un compuesto y su dosis potencial. Es usado para ponderar las emisiones del inventario de ACV y de las emisiones agregadas en términos de un compuesto de referencia (Hertwich, Mateles, Peas, & McKone, 2001). En el **Anexo 3** se enlistan los factores para la caracterización de HTP para los químicos utilizados en este estudio.

- **Acidificación:** el Potencial de Acidificación (AP) se calcula para las emisiones a la atmósfera con el modelo RAINS 10, que describe el destino y depósito de sustancias acidificantes. AP se expresa como kg SO₂ equivalente/kg de emisión. El lapso de tiempo es la eternidad y la escala geográfica varía entre la escala local y escala continental.

$$\text{Acidificación (kg de SO}_2 \text{ eq)} = \sum_i AP_i \times m_i$$

m_i = masa en kg de la sustancia i

AP_i =potencial de acidificación de la sustancia i (Guinée, et al., 2002)

El AP se define como el número de H⁺ que pueden ser producidos por cada kg de sustancia i, este se calcula de la siguiente forma:

$$AP_i = \frac{\eta_{H^+} \times M_{H^+}}{M_i}$$

donde η_{H^+} ($mol \cdot kg^{-1}$) representa el número de iones H⁺ que pueden ser potencialmente producidos por un kg de sustancia i y M_{H^+} ($kg \cdot mol^{-1}$) el peso equivalente de un mol H⁺ y M_i el peso equivalente de las sustancia i (Vallejo, 2004). En el **Anexo 4** se enlistan los factores para la caracterización de AP para las sustancias analizadas en este estudio.

- **Eutrofización:** El Potencial de Nutricación (NP) se basa en el procedimiento estequiométrico de Heijungs et al. (1992), y se expresa como kg PO₄³⁻ equivalente/kg de emisión. El destino y la exposición no están incluidos, el lapso de tiempo es la eternidad, y la escala geográfica varía entre la escala local y continental.

$$\text{Eutrofización(kg de PO}_4^{3-} \text{ eq)} = \sum_i NP_i \times m_i$$

m_i = masa en kg de la sustancia i emitida al aire, agua o suelo

NP_i =potencial de nutricación de la sustancia i (Guinée, et al., 2002)

El cálculo de EP se realiza de la siguiente manera:

$$EP_i = \frac{\frac{v_i}{M_i} \times \frac{N_{O_2}}{A_e}}{\frac{1}{M_{PO_4^{3-}}} \times \frac{N_{O_2}}{A_p}}$$

donde v_i es el número de moles de N o P en una molécula del compuesto i, M es la masa molecular ($kg \cdot mol^{-1}$), N_{O_2} es el número de O_2 consumidos durante la degradación de las algas, A_e es el número de moles N o P contenidos en una molécula de algas. Se toma la composición del alga “Redfield” $C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P$ asumiéndose esta como la composición media de los organismos acuáticos. El oxígeno requerido para su degradación se medirá en forma de DQO (Demanda Química de Oxígeno), asumiéndose que un mol de biomasa necesitará de 138 moles de O_2 para su degradación (Vallejo, 2004). En el **Anexo 5** se enlistan los valores de NP para las sustancias analizadas en este estudio.

2.4 Estudios relacionados al tratamiento de llantas de desecho

Se han realizado diversos estudios relacionados a los diferentes tratamientos que reciben las llantas de desecho, principalmente relacionados a la transformación de este residuo en materia prima para diversos procesos mediante estudios comparativos de ACV. En el **Cuadro IX** se muestran algunos ejemplos que han colaborado con el presente proyecto.

Cuadro IX. Estudios de ACV relacionados al tratamiento de llantas de desecho

Autores	Abordaje	Resultados
<p>Fiksel, Bakshi, Baral, Guerra, & Dequervain, 2011</p>	<p>Comparar los beneficios ambientales de diferentes aplicaciones de las llantas de desecho utilizando la metodología de ACV, para esto se ha utilizado el software TRACI. Las aplicaciones que se estudiaron son: combustible derivado de llantas, ingeniería civil, césped artificial, asfalto, productos moldeados y recauchado de llantas.</p>	<p>El reuso de las llantas de desecho, particularmente en la industria de cemento y en césped artificial, reduce las emisiones de GEI, compuestos tóxicos y el consumo de agua. En la industria cementera se evitan las emisiones de 613 CO₂ eq por año.</p>
<p>Huntzinger & Eatmon, 2009</p>	<p>Se empleó el ACV usando la metodología Eco-indicator95 en el software Sima Pro 6.0 para evaluar y comparar los impactos ambientales y emisiones de CO₂ de cuatro procesos de manufactura de cemento: (1) la producción de cemento Portland tradicional (2) cemento mezclado (puzolana naturales) (3) cemento en donde el 100% de los residuos en polvo del horno de cemento (CKD) se reutiliza en el proceso de producción (4) cemento Portland en donde el CKD es utilizado para capturar una parte de las emisiones</p>	<p>Se demostró que los cementos mezclados consiguieron los menores impactos ambientales y la mayor disminución en emisiones de CO₂. La utilización de CKD para el secuestro mostró una mitigación aceptable de emisiones de CO₂, así como la reducción del 5% en el impacto ambiental sobre el cemento Portland tradicional. Se encontró que el reciclaje de CKD tiene poca diferencia en los impactos ambientales generados por el proceso</p>

	de CO ₂ .	tradicional
Feraldi, Cashman, Huff, & Raahauge, 2013	Este estudio compara mediante el ACV los dos tipos de tratamiento más predominantes para las llantas de desecho: reciclaje de materiales y recuperación de energía, más específicamente (1) el reciclado de material a través del procesamiento mecánico de temperatura ambiente y (2) la recuperación de energía a través de la co-incineración en un horno de cemento de llantas enteras y trituradas.	Los resultados de ambos enfoques metodológicos indican que el escenario de reciclado de material ofrece una mayor reducción del impacto que la de recuperación de energía en términos de los potenciales impactos ambientales examinados: demanda de energía, consumo de mineral de hierro, potencial de calentamiento global, acidificación, eutrofización, formación de smog y efectos respiratoria.

3 Metodología

En el presente estudio se han identificado y comparado los impactos ambientales causados por la utilización del coque de petróleo como combustible en los hornos de la industria cementera y la sustitución de un 25% de este con llantas de desecho. Para el análisis de los impactos ambientales se utilizó el software SimaPro 7.3.3 Multi user y la metodología CML 2 baseline 2000 V2.05.

La metodología CML 2 baseline 2000 utiliza el conjunto de categorías de impacto definidos para el método del punto medio, definido en la Sección 2.3.1.1.4.1 y se han elegido las categorías de impacto de Acidificación, Eutrofización, Cambio Climático y Toxicidad Humana.

Se eligió como unidad funcional la producción de 150 ton/h de clínker, producción promedio de la planta de Cemex en Alicante, España fuente secundaria de los datos del proceso de coprocesamiento. La tecnología empleada en el coprocesamiento de llantas de desecho fueron hornos de vía seca que disponen de precalentador con alimentación en la entrada del horno (Peña, 2007).

Los datos de las emisiones fueron tomadas del estudio realizado por Conesa et al. (2008) y de la base de datos Ecoinvent para el coprocesamiento y el proceso tradicional de producción de cemento debido a que las industrias cementeras ubicadas en el estado de Santa Catarina, Brasil, no estuvieron anuentes a brindar datos para el desarrollo del proyecto, por lo que no se contó con ningún tipo de información primaria de esta industria. Se habla del estado de Santa Catarina, pues es ahí en donde se encuentra la Universidad Federal de Santa Catarina (UFSC), lugar en que se desarrolló la mayor parte de este proyecto.

Los datos de Costa Rica tampoco fueron empleados para la elaboración el presente proyecto, ya que en el país Geocycle, encargada del coprocesamiento para los hornos de Holcim, utiliza una combinación de materiales alternos y al usar una mezcla de combustibles alternos, se escapa de los objetivos del estudio. Por esto, luego de realizar revisión bibliográfico se utilizó el caso expuesto por Conesa et al (2008), además que este estudio brindaba datos detallados de emisiones atmosféricas, lo cual es clave para realizar la simulación.

3.1 Variables y Supuestos

3.1.1 Frontera del estudio

La frontera del estudio se limitó al horno de producción de clínker como operación unitaria, tomando en cuenta como entradas las materias primas, los combustibles y el transporte de dichos combustibles (alternos y fósiles) hasta la planta de cemento. Como salidas se han considerado las emisiones atmosféricas totales del horno, como se puede apreciar en la **Figura 7** en la producción tradicional y en la sustitución de un 25% de coque de petróleo por llantas usadas en la **Figura 8**.

La sustitución del combustible fósil por llantas desecho se realiza a la entrada del horno de clínker, es por esto que el estudio se ha delimitado únicamente a esta unidad funcional en la cadena de producción de cemento.

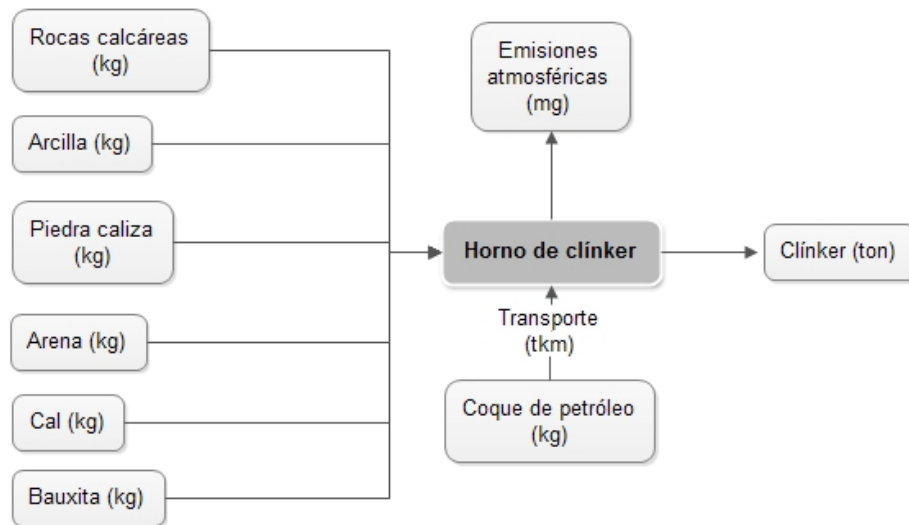


Figura 7. Frontera para la producción de clínker de forma tradicional, mediante el uso de coque de petróleo como combustible

En la **Figura 8** se muestra que para el proceso de coprocesamiento de llantas, también se ha incluido la trituración de las llantas de desecho como forma de pretratamiento. Esto debido a

que se ha seleccionado el caso en el que las llantas de desecho impliquen mayor demanda de recursos, pues las llantas de desecho también pueden ser introducidas enteras al horno.

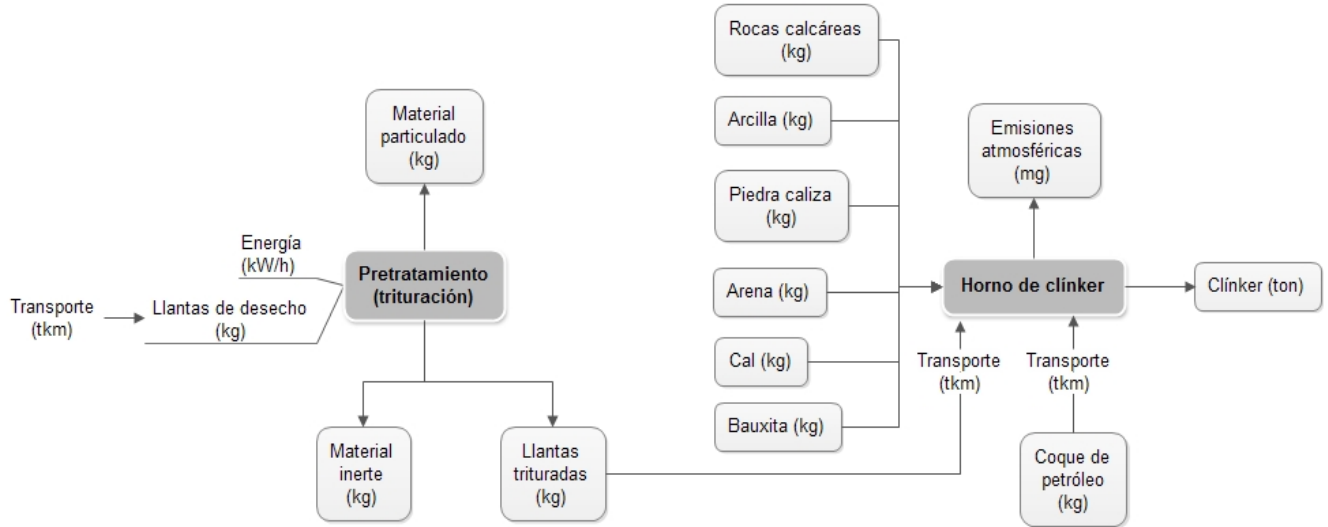


Figura 8. Frontera definida para el proceso de producción de clínker mediante la sustitución de un 25% del coque de petróleo por llantas usadas

3.1.2 Modelación

El modelo que se ha realizado se basa en que:

$$IA = MP + C$$

IA = Impacto Ambiental

MP = Materias Primas (constante)

C = Combustibles (variable)

En donde los impactos ambientales están directamente relacionados al uso de materias primas, que para ambos, el proceso tradicional y el coprocesamiento, se mantiene constante, y el combustible, el cual es sustituido en un 25% para el coprocesamiento.

3.1.2.1 *Proceso Tradicional*

Los datos utilizados para la modelación de la producción tradicional de clínker fueron adaptados de la base de datos *Ecoinvent 2 Unit Processes* (Ecoinvent 2 Procesos Unitarios) disponible en el software SimaPro 7.3.3. Se usó como base el proceso *Clinker at plant/CH U*, este se refiere al proceso de producción de clínker. En este se detalla que el peso de las materias primas secundarias y la energía de los combustibles secundarios se han evaluado de acuerdo a especificaciones de las 8 fábricas de cemento en Suiza para 1997. Se eligieron los datos suizos, debido a que estos son extrapolables a la situación europea, pues la tecnología de las plantas instaladas en Europa corresponde a empresas tales como lo son Votorantim y Holcim, con presencia a nivel global, incluyendo Brasil y Costa Rica.

Para la adaptación se tomaron en cuenta las materias primas detalladas en el **Cuadro X**, en este se muestran las entradas y combustibles del proceso de fabricación de clínker disponible en la base de datos Ecoinvent. Las emisiones atmosféricas analizadas para este proceso se encuentran enlistadas en **Anexo 6**.

Cuadro X. Cantidades de insumos utilizadas para la fabricación tradicional y el coprocesamiento de 150 ton de clínker/h usadas por el modelo en SimaPro 7.3.3.

Materiales/Combustibles	Cantidad (kg)		Material seleccionada en SimaPro	Fuente
	Tradicional	Coprocesamiento		
Rocas calcáreas	69900	69900	Rocas calcáreas, en planta/CH U ^a	Ecoinvent Centre, 2007
Arcilla	49650	49650	Arcilla, en mina/CH U	
Piedra caliza	126150	126150	Piedra caliza, blanqueado, a grane, en planta /CH U	
Arena	1389	1389	Arena, en mina/CH U	
Cal	588	588	Cal, hidratada, a granel, en planta/CH U	
Bauxita	18	18	Bauxita, en mina/GLO ^b U	
Coque de petróleo	15969,6	12000	Coque de petróleo, en refinería/RER ^c U	
Llantas de desecho (trituradas)	-	4500		

a CH se refiere a Suiza, mientras U a procesos unitarios

b GLO se refiere a Escocia

c Tecnología promedio para Europa

Para realizar esta adaptación, se realizó la consulta a C. Bauer (comunicación personal, 20 de febrero, 2014) de la compañía PSI. Esta compañía fue la encargada del proceso de verificación para el proceso *Clinker at plant/CH U*, ya que para cada proceso o producto que se introduzca en la base de datos Ecoinvent, los datos son sometidos a un proceso de verificación.

La consulta se realizó con el fin que la emisiones atmosféricas descritas en el proceso *Clinker at plant/CH U*, no sufrieran alteraciones significativas. La adaptación de los datos consistió en utilizar el valor de la generación de energía por parte de los combustibles alternos, especificado en la base de datos Ecoinvent, como 1,22 MJ/kg de clínker a su equivalente en masa de coque de petróleo. En el **Cuadro X** se muestra el total de coque de petróleo que corresponde a la suma del aporte del valor original de ingreso más la masa que corresponde al equivalente de los combustibles alternos. El resto de los datos se mantuvieron tal y como se encuentran en la base de datos, para no afectar las emisiones atmosféricas utilizadas en este proceso.

3.1.2.2 *Coprocesamiento*

En el proceso de coprocesamiento (**Figura 8**), se ha tomado en cuenta la operación unitaria de la trituración de llantas (**Cuadro XI**), adaptando los datos obtenidos por Feraldi et al. (2013). La adaptación incluyó en el producto “llantas trituradas” los residuos de acero y de caucho, se excluyó el uso de las cuchillas de acero y el agua. Según R. Feraldi (comunicación personal, 4 de febrero, 2014), los datos usados fueron compilados para reflejar la tecnología de trituración de una estación de tratamiento de neumáticos en economía de escala, específicamente para obtener una granulometría de 50,8 a 203,2 mm para la aplicación en asfalto. El preprocesamiento para hornos cementeros es bastante rudimentario en comparación con el proceso de granulación más exhaustiva, para alcanzar un tamaño de <1.4 mm, de temperatura ambiente mecánica modelado para el reciclado de material de neumático.

Cuadro XI. Cantidades de los diferentes insumos utilizadas por Feraldi et al. (2013) para la trituración a temperatura ambiente de 1 ton de llantas de desecho

Insumo	Valor	Unidad	Material seleccionada en SimaPro	Fuente
Entradas del proceso				
Electricidad	354	kWh	Electricidad de votaje medio	
Llantas de desecho	1000	kg	Modelación propia	
Salidas del proceso				
Llantas trituradas	990	kg	Salida principal del proceso	Adaptado de Feraldi et al., 2013
Material inerte	10	kg	Disposición, material inerte, 0% de agua, a relleno sanitario/CH U	
Material particulado	0,062	kg	Partículas, < 10 µm	

Para el proceso del modelaje en SimaPro 7.3.3 se creó una llanta que fue transportada al proceso de trituración. Al ser esta llanta un residuo, se consideró únicamente el transporte, Transporte, camión de 7,5-16t donde EURO3/RER U hasta el lugar en que recibió tratamiento. Se han utilizado los mismos supuestos para el proceso de transporte de los combustibles (fósiles y alternos) hasta la planta de cemento. Se hizo la suposición que del camión transportaba una tonelada en una distancia de 250 km utilizando combustible diésel.

Dentro de los procesos incluidos para el transporte se consideró todo su ciclo de vida (*Transport, lorry 7.5-16t, EURO3/RER U* refleja una tecnología promedio para Europa. desde su producción, funcionamiento, mantenimiento y la eliminación del vehículo al final de su vida útil.

Para los datos de cantidades de entradas (**Cuadro X**) y emisiones (**Anexo 7**) para el coprocesamiento se utilizaron los publicados por Conesa *et al.* (2008). En este se utilizó un porcentaje de sustitución del 25% del coque de petróleo por llantas de desecho.

4 Resultados y Discusión

En esta sección se analizan los impactos ambientales asociados al coprocesamiento de llantas de desecho en hornos de cemento de vía seca y se comparan uno a uno los impactos ambientales evaluados de acuerdo a los resultados arrojados por el software SimaPro 7.3.3 para la producción de clínker mediante el coprocesamiento y la producción tradicional.

4.1 Acidificación

Con respecto al impacto ambiental de acidificación, en el **Cuadro XII** podemos observar como el uso de llantas de desecho como sustitución parcial de un 25% del combustible ayuda a que las emisiones de NH_4 y SO_2 disminuyan en el proceso de producción de clínker en un 78,5% y 39,2% respectivamente. Esto no ha ocurrido con las emisiones de NO_x , las cuales han aumentado un 5,4%.

Cuadro XII. Datos obtenidos para el impacto ambiental de acidificación en kg SO_2 eq mediante la metodología tradicional y el coprocesamiento

Sustancia	Compartimiento	Tradicional	Coprocesamiento	% de cambio*
Amoníaco	Aire	7,01	1,51	-78,5
NO_x	Aire	102,01	107,81	5,4
SO_2	Aire	156,39	95,07	-39,2

*Valores negativos apuntan una disminución en el impacto ambiental generado por el coprocesamiento.

Generado por: SimaPro 7.3.3, 2014

Con respecto a las emisiones de NO_x según EPA (2007a) el exceso de oxígeno es necesario para producir clínker de calidad, pero altos niveles de oxígeno también resultan en mayores emisiones de NO_x . La concentración de oxígeno en la zona de combustión depende del porcentaje de exceso de aire utilizado y de las proporciones de la combustión primaria y secundaria. El aire de combustión secundaria por lo general viene desde el enfriador de clínker, sin embargo, algunos calcinadores utilizan gases del horno como la fuente de aire de combustión en vez de aire secundario desde el enfriador. La fuente de aire secundario y primario determina el contenido de oxígeno del aire. Menos aire primario significa menos oxígeno y puede producir

una zona inicial de alta temperatura y rica en combustible, seguido por una zona de combustión pobre en combustible de baja temperatura. Con tal combinación es probable reducir la formación de NO_x (EPA, 2007a).

De acuerdo con la explicación anterior, y tomando en cuenta que las llantas de desecho no contienen una mayor cantidad de nitrógeno que el coque de petróleo que fue sustituido (Kaantee, Zevenhoven, Backman, & Hupa, 2004), si el aire de combustión secundario es tomado de dentro del horno, con el uso de llantas de desecho los niveles de O₂ aumentan dentro del horno, según reportan Kaantee, et al. (2004) lo cual contribuye a aumentar los niveles de NO_x.

En este estudio se ha evaluado la utilización de llantas de desecho trituradas, pero Fiksel et al. (2011) indican que la alimentación de neumáticos enteros en el comienzo del horno produce una atmósfera reductora que rompe parte de los NO_x generados en la zona de sinterización. Conesa et al. (2008) también mencionan que el uso de llantas enteras, llevaría a la reducción de las emisiones de NO_x.

Se obtuvo también una disminución del 39,2% en la emisiones de SO₂ (**Cuadro XII**), con lo cual se reduce a su vez la incidencia de lluvia ácida en la región. La lluvia ácida ocurre cuando el SO₂ atmosférico reacciona en la atmósfera y forma H₂SO₄, el cual es posteriormente arrastrado por la lluvia (United States Department of Agriculture [USDA], 2014).

4.2 Eutrofización

Este impacto ambiental ha presentado un resultado similar al ocurrido con la acidificación, en donde las emisiones de NO_x aumentan para el proceso del coprocesamiento (**Cuadro XIII**). Fiksel et al. (2011) apuntan que el potencial de eutrofización se reduce mediante el uso de llantas de desecho en las plantas de cemento, pero el análisis de sensibilidad realizado pone de manifiesto que la reducción de la eutrofización puede variar considerablemente dependiendo de los métodos de producción de cemento, como se menciona en la Sección 2.1.2.1.

Cuadro XIII. Datos obtenidos para el impacto ambiental de eutrofización en kg PO₄³⁻ eq mediante la metodología tradicional y el coprocesamiento

Sustancia	Compartimiento	Tradicional	Coprocesamiento	% de cambio
Amoníaco	Aire	1,53E+00	3,30E-01	-78,5
Carbonato amónico	Aire	1,97E-07	2,09E-07	5,8
Iones de amoníaco	Agua	1,70E-02	1,36E-02	-20,1
DQO	Agua	6,23E+00	4,71E+00	-24,3
Nitrato	Aire	5,61E-05	5,18E-05	-7,6
Nitrato	Agua	1,85E-01	1,48E-01	-19,9
Nitrito	Agua	4,63E-05	3,88E-05	-16,2
Nitrógeno	Agua	3,15E-02	2,42E-02	-23,1
NO _x	Aire	2,65E+01	2,80E+01	5,4
Fosfato	Agua	5,94E+00	4,79E+00	-19,4
Fósforo	Aire	7,57E-04	7,16E-04	-5,4
Fósforo	Agua	2,03E-02	1,61E-02	-20,6
Fósforo	Suelo	9,46E-02	7,21E-02	-23,7

Generado por: SimaPro 7.3.3, 2014

Es importante señalar que las sustancias señaladas en el **Cuadro XIII**, excluyendo el NO_x y el carbonato amónico, disminuyen alrededor de un 25% y para el NH₃ este valor se ubica en un 78%.

Una posible fuente de NH₃ en los hornos cementeros es aquella que se produce a partir del nitrógeno en el horno, donde existen altas temperaturas y el catalizador adecuado para la reducción del nitrógeno en el combustible (Cheney & Knapp, 1987). La disminución de NH₃ en el coprocesamiento podría ser causada por las diferencias en el punto de alimentación de las llantas, pues estas son alimentados al final de la trayectoria de gas, es decir, los gases producidos en la quema de las llantas tienen una temperatura más baja y un tiempo de residencia muy bajo en el horno (Conesa, et al., 2008).

Es importante señalar para el impacto ambiental de eutrofización, a diferencia de la acidificación, el efecto se da en los tres compartimientos ambientales: aire, agua y suelo. En el

aire se da el mayor impacto ambiental de estas sustancias por la permanencia del NO_x, siendo este el contaminante que da un mayor impacto ambiental. Cabe destacar que el uso de llantas de desecho como combustible, hace que los impactos en suelo y agua se vean disminuidos.

Las sustancias señaladas en el **Cuadro XIII** fueron emitidas hacia los tres compartimientos ambientales en diferentes procesos de la fabricación del clínker, a diferencia de la acidificación, en donde las emisiones únicamente alcanzaron el aire.

Del **Cuadro XIII** podemos obtener que para la sumatoria del impacto de las sustancias para el proceso tradicional y coprocesamiento respectivamente en el aire se da un valor de 28,03 y 28,33 kg PO₄³⁻ eq, en agua este valor fue de 12,42 y 9,70 kg PO₄³⁻ eq y en suelo 0,09 y 0,07 kg PO₄³⁻ eq. Al ser el agua el compartimiento ambiental en donde se da la deposición final de las sustancias emitidas en aire y suelo, es en la que se consigue una mayor disminución de este impacto ambiental. Las disminuciones alcanzadas en el aire y suelo, aunque pequeñas, ayudan a que se logre una disminución significativa en los cuerpos de agua.

4.3 Cambio Climático

Para esta categoría se consideraron los gases que cuentan con una vida atmosférica relativamente larga, es decir que el tiempo de residencia de ellos en la atmósfera sin sufrir reacciones químicas es largo, como se menciona en la Sección 3, para este impacto ambiental se considera un horizonte de 100 años. Estos gases son el CO₂, CH₄, N₂O, HFC, PFC y SF₆, este tipo de gases tienden a distribuirse de manera uniforme en toda la atmósfera. Los datos obtenidos para la categoría de impacto cambio climático se muestran en el **Cuadro XIV**.

En el **Cuadro XIV** se puede apreciar como las emisiones totales de los compuestos haloalcános, aquellos que contienen cloro y flúor, disminuyeron en promedio en un 15%, estos gases tienen en promedio un GWP de 4000 kg de CO₂ equivalente/kg de emisión. Como se puede apreciar en el **Anexo 2** estos compuestos cuentan con los valores de GWP más elevados, especialmente el trifluoro-metano HFC-23 con un valor de 11700 kg de CO₂ equivalente/kg de emisión, encontrándose únicamente por encima del SF₆. Los haloalcános afectan severamente la salud humana pues son extremadamente hepatóxicos y agentes carcinogénicos (Sinha, 2013).

Cuadro XIV. Datos obtenidos para el impacto ambiental de cambio climático en kg CO₂ eq mediante la metodología tradicional y el coprocesamiento

Sustancia	Tradicional	Coprocesamiento	% de cambio
CO ₂	1,36E+05	6,53E+04	-51,9
CO	1,40E+02	2,58E+02	45,7
Cloroformo	4,70E-05	6,23E-05	24,5
N ₂ O	6,93E+01	6,24E+01	-9,9
Etano, 1,1-difluoro-, HFC-152a	2,49E-04	2,14E-04	-14,1
Etano, 1,1,1-tricloro-, HCFC-140	1,29E-06	1,21E-06	-6,3
Etano, 1,1,1,2-tetrafluoro-, HFC-134 ^a	1,07E-01	9,40E-02	-12,0
Etano, 1,1,2-tricloro-1,2,2-trifluoro-, CFC-113	2,08E-05	1,75E-05	-16,0
Etano, 1,2-dicloro-1,1,2,2-tetrafluoro-, CFC-114	4,04E-01	3,79E-01	-6,2
Etano, hexafluoro-, HFC-116	4,06E-01	4,05E-01	-0,4
Metano	8,54E+02	6,94E+02	-18,8
Metano, bromo-, Halon 1001	3,64E-14	3,13E-14	-14,1
Metano, bromoclorodifluoro-, Halon 1211	1,72E-02	1,52E-02	-11,6
Metano, bromotrifluoro-, Halon 1301	4,89E+00	3,71E+00	-24,0
Metano, clorodifluoro-, HCFC-22	9,01E-02	8,96E-02	-0,6
Metano, dicloro-, HCC-30	2,10E-06	3,61E-06	41,9
Metano, diclorodifluoro-, CFC-12	1,40E-03	1,17E-03	-16,3
Metano, diclorofluoro-, HCFC-21	1,47E-08	9,15E-09	-37,9
Metano, monocloro-, R-40	3,93E-06	3,68E-06	-6,3
Metano, tetracloro-, CFC-10	1,82E-02	1,42E-02	-22,0
Metano, tetrafluoro-, CFC-14	1,74E+00	1,73E+00	-0,3
Metano, triclorofluoro-, CFC-11	5,24E-07	3,25E-07	-37,9
Metano, trifluoro-, HFC-23	2,68E-04	1,66E-04	-37,9
SF ₆	6,56E+00	5,80E+00	-11,5

Generado por: SimaPro 7.3.3, 2014

Si realizamos una sumatoria de las emisiones de etano y metano obtenemos que el coprocesamiento aporta un 0,88 kg CO₂ eq y 702,81 kg CO₂ eq, mientras que el proceso tradicional es responsable de 0,92 kg CO₂ eq y 860,76 kg CO₂ eq respectivamente, en donde es evidente la disminución de emisiones para el coprocesamiento. Estas sustancias además de

colaborar con el cambio climático favorecen al agotamiento de la capa de ozono, impacto ambiental que no fue considerado para el presente estudio. Es interesante señalar como el HCC-30 aumenta para el coprocesamiento, esto podría explicarse porque el HCC-30 es un conocido disolvente utilizado en la industria, también usado como agente para el soplado en la fabricación de espumas, las cuales son comúnmente usadas en llantas (Aranda, et al., 2013).

De las emisiones atmosféricas aportadas en el proceso tradicional, un 92,2% (**Cuadro XV**) son liberadas durante la producción del clínker, mientras que durante el coprocesamiento en la producción de clínker se libera sólo un 86,4% de emisiones a la atmósfera.

Cuadro XV. Porcentaje de aporte a las emisiones de CO₂ eq

	Tradicional (%)	Coprocesamiento (%)
Producción de clínker	92,2	86,4
Gas de refinería quemado en el horno	1,4	2,2

Generado por: SimaPro 7.3.3, 2014

También de acuerdo al estudio de Huntzinger & Eatmon (2009) aproximadamente la mitad del carbono que se libera durante el proceso de fabricación de cemento, se origina en el proceso de calcinación y el resto de las emisiones es el resultado de la quema de combustibles para encender el horno y brindar energía al resto de procesos de manufactura.

En el **Cuadro XIV** se evidencia una reducción del 51,9% de las emisiones de CO₂ para el coprocesamiento. Esta reducción es obtenida en las emisiones que se dejan de generar en el horno, en el transporte y emisiones en el proceso de refinamiento del coque de petróleo y el aprovechamiento del caucho en las llantas. Fiksel et al. (2011) señalan en su estudio que la contabilización de las reducciones de CO₂ podrían disminuir el potencial de calentamiento global en 70 kg de CO₂ eq para cada una de la plantas de cemento.

Resultados similares son señalados en la **Figura 2** de la Sección 2.1.2, donde se apunta la disminución en las emisiones de CO₂ en la producción de cemento de un 14% en las emisiones

brutas y de un 16% de las emisiones netas a nivel de las compañías que integran la CSI a nivel mundial.

Además no se debe olvidar que para realizar el modelaje de las emisiones se tomaron algunos supuestos. Uno de estos es que las emisiones de NO_x, CO, Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs), benceno y dioxinas son constantes en los gases de escape. Esto es un enfoque simplificado para el modelaje de las emisiones, y no toma en cuenta la situación termodinámica compleja, ni los diferentes parámetros que influyen en la formación y descomposición de estos compuestos. Las emisiones de NO_x están influenciadas por el perfil de temperatura y el contenido de oxígeno en el horno, presencia de humedad, diseño del quemador, la reactividad y el contenido de nitrógeno del combustible, entre otros. Las emisiones de CO, COVs y benceno están relacionadas con la combustión incompleta y puede aumentar durante el arranque o en condiciones irregulares, o si el contenido de materia orgánica en la alimentación del horno aumenta (Boesch, 2006).

4.4 Toxicidad Humana

Para el impacto ambiental de toxicidad humana el total de sustancias que influyen se encuentran en el **Apéndice 1**. En el **Cuadro XVI** se realizó una selección de las sustancias de este apéndice que generaron un mayor impacto ambiental. En este cuadro podemos observar las emisiones que aumentan en el proceso de coprocesamiento son de benceno (75,7%) y cobre (13,5%) y NO_x (5,4%), todas en aire. esto explicado debido a la composición propia de los neumáticos (**Cuadro IV** en la Sección 2.2).

Cuadro XVI. Datos obtenidos para el impacto ambiental de toxicidad humana en kg 1,4-DB eq mediante la metodología tradicional y el coprocesamiento

Sustancia	Compartimiento	Tradicional	Coprocesamiento	% de cambio
Arsénico	Aire	9,26E+02	4,16E+02	-55,0
Arsénico	Suelo	2,61E-01	4,57E+00	94,3
Baritina	Agua	2,25E+03	1,70E+03	-24,2
Bario	Agua	8,30E+02	6,31E+02	-24,0
Bario	Suelo	9,63E+01	7,30E+01	-24,3
Benceno	Aire	2,52E+02	1,04E+03	75,7
Benceno	Agua	1,09E+02	8,28E+01	-24,1
Berilio	Aire	1,03E+02	1,21E+00	-98,8
Berilio	Agua	3,61E+01	2,95E+01	-18,2
Cadmio	Aire	2,65E+02	9,92E+01	-62,6
Cromo VI	Aire	7,10E+02	4,00E+02	-43,6
Cobre	Aire	5,88E+01	6,79E+01	13,5
Dioxina, 2,3,7,8 tetraclorodibenzo-p-	Aire	2,82E+02	1,30E+01	-95,4
Níquel	Aire	4,45E+02	3,83E+02	-13,9
Níquel, ion	Agua	6,31E+01	5,12E+01	-18,7
NO_x	Aire	2,45E+02	2,59E+02	5,4
HAP, hidrocarburos aromáticos policíclicos	Aire	7,05E+02	6,23E+02	-11,6
HAP, hidrocarburos aromáticos policíclicos	Agua	1,26E+03	9,59E+02	-24,1
Selenio	Agua	3,57E+02	2,94E+02	-17,5
Talio	Aire	8,43E+02	4,94E+01	-94,1
Vanadio	Aire	1,30E+02	1,05E+02	-19,6
Vanadio, ion	Agua	6,95E+01	5,80E+01	-16,5
Zinc	Aire	2,36E+00	1,93E+00	-18,0
Zinc	Suelo	1,20E-02	1,16E-02	-3,5
Zinc, ion	Agua	1,00E+00	7,71E-01	-23,0

Generado por: SimaPro 7.3.3, 2014

Es importante resaltar que la disminución de emisiones influye directamente con la salud de los trabajadores y las comunidades aledañas. Un ejemplo de esto es la disminución (de un 43,6%) en las emisiones de Cromo IV, que ha sido estudiado por provocar dermatitis en los trabajadores por su acción irritante (Ferreira, de Freitas, & Costa, 2011). Una de las disminuciones más drásticas se observa en el compuesto 2,3,7,8 tetraclorodibenzo-p-dioxina. Este compuesto es considerado la más tóxica dentro de las dibenzodioxinas, y está clasificada como carcinógeno del Grupo 1 por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer. Una de las consecuencias que tiene sobre la salud humana es una severa afectación en la piel llamada cloroacné (Manahan, 2007), este se redujo en un 95,4%.

En el caso de las plantas de cemento, el potencial carcinógeno en humanos es principalmente el resultado de las emisiones de arsénico al suelo, en el caso de este estudio se puede ver como las emisiones al suelo aumentaron para el proceso del coprocesamiento, pero las emisiones al aire disminuyeron en el mismo. Fiksel et al.(2011) mencionan que la fuente principal de las emisiones de arsénico al suelo es la minería del carbón. Adicional a este estudio se conoce que los neumáticos de desecho sustituyen también al carbón en algunas plantas de cemento (Fiksel et al.,2011). Cuando las llantas son utilizadas como sustituto de carbón en la industria cementera se conduce a una disminución de las emisiones de arsénico reduciendo de este modo el potencial carcinogénico humano, ya que el contenido de arsénico en carbón es en promedio menos de 5 mg/kg (Jack, Wang, & Shraim, 2003) mientras que en las llantas de desecho es del 0,7 mg/kg (Kaantee et al., 2004).

4.5 Coprocesamiento: aporte del proceso de trituración de llantas

Como se explicó en la metodología, las entradas al horno de clínker son, las materias primas, combustibles y transporte. Debido a que este software trabaja con el análisis de ciclo de vida, para cada material y combustible se tomó en cuenta parte de los procesos de extracción y transporte hasta su llegada al horno de clínker.

El software también analiza el aporte que tiene cada material en los impactos ambientales producidos por el proceso. En este caso se buscaba encontrar si el proceso de trituración de las

llantas tenía un impacto ambiental en el proceso de coprocesamiento, pues existe la alternativa de usar estas llantas de desecho enteras.

En el **Cuadro XVII**, se refleja que el proceso de trituración de llantas no genera un aporte significativo para ninguna de las categorías de impacto ambiental, en dónde los porcentaje de aporte se mantuvieron por debajo del 5%.

Cuadro XVII. Porcentaje de aporte del proceso de trituración de llantas al coprocesamiento de llantas de desecho

Categoría de impacto	Trituración de llantas
Cambio climático	0,55
Toxicidad humana	1,10
Acidificación	0,18
Eutrofización	0,31

Generado por: SimaPro 7.3.3, 2014

Los resultados siguieron la línea de Clauzade et al. (2010) en donde los impactos ambientales asociados a las etapas de recolección de llantas, clasificación y trituración/granulación, mostraron ser secundarios a los beneficios establecidos por la recuperación. Esto es debido al efecto de sustitución con las llantas de desecho de los materiales de alto consumo de energía, así como el hecho de que se evitan impactos ambientales tales como la producción y el transporte de ciertos materiales reemplazados.

También Fiksel et al. (2011) mencionan en su estudio que la diferencia es insignificante, entre las plantas que utilizan neumáticos de desecho directamente y las que Trituran los neumáticos antes de la combustión, ya que el uso de la electricidad en el pre-procesamiento es relativamente pequeño.

4.6 Comparación entre el Proceso Tradicional y el Coprocesamiento

A continuación se muestra, en forma de síntesis, los porcentajes de disminución obtenidos con la simulación en el software SimaPro 7.3.3. del proceso tradicional y el coprocesamiento de llantas de desecho. En la **Figura 9**, considerando que el proceso tradicional generó mayor impacto ambiental se le asignó el 100%. Para entender mejor esta figura, en el **Cuadro XVIII** se presentan los resultados obtenidos por cada categoría de impacto ambiental.

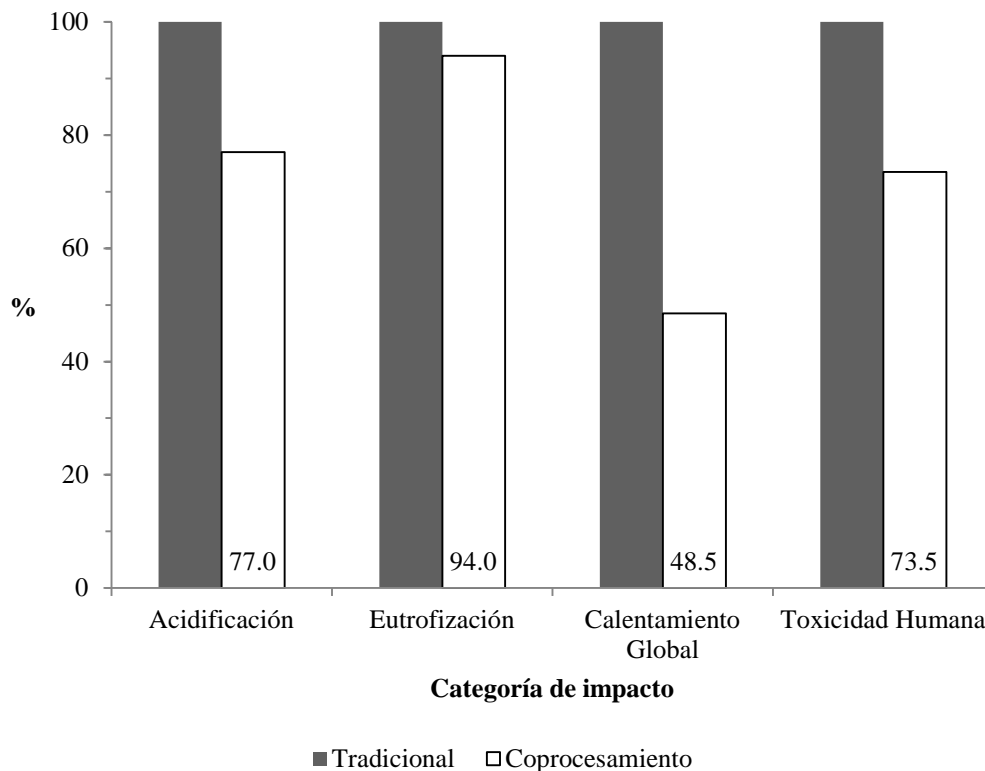


Figura 9. Valores obtenidos para las categorías de impacto ambiental analizadas mediante la metodología CML 2 baseline 2000 V2.05

Generado por: SimaPro 7.3.3, 2014

Cuadro XVIII. Comparación en las categorías de impacto ambiental evaluadas para la producción de 150 ton de clínker/h mediante la metodología tradicional y el coprocesamiento de un 25% de llantas de desecho

Categoría de impacto	Unidad	Tradicional	Coprocesamiento	% de disminución
Acidificación	kg SO ₂ eq	265,41	204,39	23,0
Eutrofización	kg PO ₄ ⁻ eq	40,57	38,13	6,0
Cambio climático	kg CO ₂ eq	136687,26	66311,08	51,5
Toxicidad humana	kg 1,4-DB eq	10347,58	7605,04	26,5

Generado por: SimaPro 7.3.3, 2014

De acuerdo con los resultados obtenidos (**Cuadro XVIII** y **Figura 9**) se muestra como el proceso de coprocesamiento es el que conlleva menores impactos ambientales, con una reducción importante en el cambio climático (50%). A esta categoría de impacto se le da una mayor importancia, debido a que la industria cementera busca alternativas a la sustitución de materias primas y tecnologías principalmente para reducir sus impactos ambientales en este aspecto.

Esta disminución de las emisiones se debe a que el coque de petróleo tiene uno de los índices más altos de emisiones de gases de efecto invernadero, con un factor de emisiones de CO₂ de 108,13 kg/GJ, mientras las llantas de desecho presentan un valor de 90,77 kg/GJ (Boesch, 2006).

Sin embargo, los neumáticos tienen algunas limitaciones cuando se introducen directamente en el horno, debido a la gran cantidad de Zn que permanece en las cenizas, que puede modificar la composición de cemento de manera dramática. Para evitar este problema, se sugiere que las tasas de sustitución sean de menos del 30% para el combustible de horno (Aranda, López-Sabirón, Ferreira, & Llera, 2013). Como se muestra en el **Cuadro XVI**, los niveles de Zinc disminuyen con la sustitución del 25% de llantas de desecho, por lo que el uso por debajo de este 30% no genera problemas en la composición del cemento.

La eutrofización por otro lado, fue el impacto ambiental en donde se dio una menor disminución para el coprocesamiento. A pesar de la disminución en la emisión de muchas de las sustancias relacionadas a este impacto ambiental, el aumento en las emisiones de NO_x ha hecho que esta disminución no fuera significativa.

La acidificación sufrió una disminución de un 23% con respecto al proceso tradicional. Con este impacto ambiental, a pesar que se observa un aumento del 5,4% en NO_x, se consigue una importante disminución de las emisiones de SO₂ (un 39,2%) y del amoníaco, lo que contrarresta este aumento en NO_x.

La toxicidad humana alcanzó una reducción del 26,5%, con lo que importantes sustancias que generan impactos en la salud humana son disminuidas, como es el caso del Cromo IV y el compuesto 2,3,7,8 tetraclorodibenzo-p-dioxina.

4.7 Coprocesamiento en Costa Rica

En Costa Rica en donde únicamente el 2% de las llantas recuperadas durante el año 2012 fueron enviadas a la planta de Holcim, en la provincia de Cartago (J. Watson, comunicación personal, 24 de febrero, 2014). Se estima que el 65% de las llantas de desecho que se generan anualmente en suelo nacional son destinadas a rellenos sanitarios o reciben una disposición final inadecuada (R. Salas, comunicación personal, 8 de abril, 2014). Ya sea la quema al aire libre, en hornos desprovistos de controles de temperatura ni tiempos de retención o lanzadas a lotes baldíos, ríos y mares. Esto se da, a pesar que en Reglamento sobre Llantas de Desecho (2007), en el artículo 4, se especifica que luego de la sustitución de una llanta nueva o recauchada, los entes importadores y fabricantes, serán los responsables de entregar las llantas de desecho a los sitios de tratamiento (Reglamento sobre Llantas de Desecho N° 33745-S, 2007).

Según datos brindados por Watson, Coordinador de la plataforma de sólidos para Geocycle Costa Rica (comunicación personal, 19 de mayo, 2014) durante el año 2013 se consumieron tres tipos de combustibles fósiles: búnker, carbón y coque, siendo este último el de mayor consumo representando el 97% de estos combustibles para un promedio de 4918 toneladas. Las llantas utilizadas en este mismo horno alcanzaron, para el año 2012, un promedio de 162 toneladas.

Coprocésando un 25% de llantas de desecho, se estima que se dejarían de consumir 1126 toneladas anuales de coque de petróleo para este horno cementero.

En países dentro de la UE se utilizan porcentajes de coprocésamiento de hasta un 44%, inclusive mayores, dependiendo de la legislación vigente en cada país, como se mencionó en la Sección 2.2.1.1. Otro ejemplo lo podemos ver en la industria brasileña del cemento en donde se alcanzan cifras del 48%, indicado en la Sección 2.2.1.2.1.

5 Conclusiones

La factibilidad ambiental del coprocesamiento de llantas en hornos cementeros de vía seca ha sido comprobada mediante el análisis de impactos ambientales utilizando el software SimaPro 7.3.3. Se señala que para los cuatro impactos ambientales analizados se ha dado una disminución promedio del 26%.

Al analizar los impactos ambientales asociados al coprocesamiento de llantas de desecho en hornos cementeros de vía seca, se concluye que la sustitución del coque de petróleo por llantas de desecho brinda un menor impacto ambiental con respecto al proceso tradicional.

Comparando los resultados obtenidos mediante el SimaPro 7.3.3 se obtiene que las emisiones de kg de CO₂ equivalente fueron drásticamente reducidas (51,5%) en el coprocesamiento en comparación con el proceso tradicional, siendo este el impacto ambiental que tuvo una mayor disminución. Esto debido principalmente a que en la producción de clínker de forma tradicional la mayor cantidad de emisiones son producidas durante la quema del combustible (92,2%), mediante el coprocesamiento ese proceso pasa a tener un aporte de sólo el 15,9%.

La eutrofización fue el impacto ambiental que presentó una menor disminución (6%) en cuanto a la sustitución con llantas de desecho. Esto debido a que las emisiones de NO_x para los hornos de vía seca presentan elevadas emisiones de NO_x si se compara con otras tecnologías.

Se da una disminución de un 26,5% con respecto al proceso tradicional en la toxicidad humana. Entre los componentes de toxicidad humana se da una disminución de un 43,6% del Cromo IV, conocido irritante responsable de la aparición de dermatitis en los trabajadores y del 2,3,7,8 tetraclorodibenzo-p-dioxina por otra parte se obtienen una reducción del 95,4%, esta sustancia es considerada la más tóxica dentro de las dibenzodioxinas. Esto conlleva a grandes beneficios para los trabajadores además de los vecinos de la industria cementera.

Para la acidificación se consigue con el coprocesamiento una disminución del 23% con respecto al proceso tradicional. Las emisiones de SO₂ se vieron reducidas en un 39,2%, con esto se ataca uno de los principales problemas relacionado a la acidificación, la lluvia ácida.

Al utilizar la trituración de llantas como uno de los procesos previos al coprocesamiento de llantas de desecho, se ha concluido que dicho proceso no genera un aporte significativo para ninguna de las categorías de impacto. Los impactos ambientales asociados a las etapas de recolección de llantas, clasificación y trituración/granulación, mostraron ser secundarios a los beneficios establecidos por la recuperación

En Costa Rica únicamente un 2% del total de las llantas de desecho son recuperadas mediante el coprocesamiento. En otros casos estudiados se han determinado valores del 44% como sucede en la UE y un 48% en la industria brasileña del cemento. Se estima que, para el caso de la empresa Holcim en Costa Rica, si se diera una sustitución del 25% del coque de petróleo se dejarían de consumir en promedio 1126 toneladas de ese combustible.

6 Recomendaciones

Para un próximo estudio en dónde se quiera analizar los impactos ambientales de la utilización de llantas de desecho, o algún otro combustible alternativo en los hornos cementeros, es importante realizar una caracterización de cada tipo de combustible que sea introducido al horno, de esta forma se podrán identificar más fácilmente las emisiones relacionadas a cada compuesto.

Es importante también encontrar cooperación por parte de la industria cementera, pues de esta forma se obtendrán datos primarios con los que es preferible trabajar.

Cabe recordar que en este estudio, la simulación fue realizada con llantas trituradas, se ha mencionado (Conesa et al., 2008) que el uso de llantas enteras podría ayudar a disminuir las emisiones de NO_x .

También se podría probar la sustitución de llantas de desecho por polietileno de alta densidad y polietileno de baja densidad, pues Fiksel et al. (2011) menciona en su estudio que estos cambio proporcionan pequeños, pero positivos reducciones en términos de potencial de eutrofización.

Para el registro de las emisiones de NO_x es preferible que estas sean reportadas como NO_2 y NO por separado, ya que para la metodología CML 2 baseline 2000, el potencial de eutrofización para el NO (0,20) es mayor, siendo el valor de NO_2 y NO_x (0,13) igual, con lo que las emisiones de NO_x poseen valores menores que a los que se obtendría si estos dos compuestos se reportaran por separado.

7 Referencias Bibliográficas

- ABCP. (2009). *Associação Brasileira de Cimento Portland*. Recuperado el 30 de setiembre de 2013, de Coprocessamento: <http://www.abcp.org.br/conteudo/sustentabilidade/coprocessamento-saiba-mais-sobre-essa-solucao>
- Aranda, A., López-Sabirón, A., Ferreira, G., & Llera, E. (2013). Uses of alternative fuels and raw materials in the cement industry as sustainable waste management options. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 242-260.
- Benhelal, E., Zahedi, G., Shamsaei, E., & Bahadori, A. (2013). Global strategies and potentials to curb CO2 emissions in cement industry. *Journal of Cleaner Production*, 142-161.
- Boesch, M. (2006). *Development of an environmental decision support tool to optimize co-processing of waste in the cement industry (LCA4AFR)*. Zürich: ETH Zürich.
- Boesch, M., & Hellweg, S. (2010). Identifying improvement potentials in cement production with life cycle assessment. *Environ. Sci. Technol.*, 9143-9149.
- Cheney, J., & Knapp, K. (1987). A Study of Ammonia Source at a Portland Cement Production Plant. *JAPCA*, 1298-1302.
- Clauzade, C., Osset, P., Hugrel, C., Chappert, A., Durande, M., & Palluau, M. (2010). Life cycle assessment of nine recovery methods for end-of-life tyres. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 883-892.
- CONAMA. (1999). *Resolução No 258*.
- Conesa, J., Gálvez, A., Mateos, F., Martín-Gullón, I., & Font, R. (2008). Organic and inorganic pollutants from cement kiln stack feeding alternative fuels. *Journal of Hazardous Materials*, 585-592.

- De Queiroz, W., Fortes, J. C., & Rubens, J. (2013). Waste materials co-processing in cement industry: Ecological efficiency of waste reuse. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 200-207.
- Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council, On waste and repealing certain Directives (19 de noviembre de 2008).
- Ecofys. (2009). *Methodology for the free allocation of emission allowances in the EU ETS post 2012*. European Commission.
- Ecoinvent Centre. (2007). Ecoinvent Centre. *Ecoinvent data v2.0. Ecoinvent Reports No. 1-25*. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Obtenido de www.ecoinvent.org
- EPA. (2007a). *Alternative Control Techniques Document Update-NOx Emissions from New Cement Kilns*. Carolina del Norte: Office of Air Quality Planning and Standards.
- EPA. (2007b). *Climate Change 2007: Working Group I: The Physical Science Basis*. Obtenido de http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch2s2-10-2.html#table-2-14
- EPA. (2010). *Available and Emerging Technologies for Reducing Greenhouse Gas Emissions from the Portland Cement Industry*. North Carolina: Office of Air Quality Planning and Standards.
- EPA. (2010). *Class II Ozone-depleting Substances*. Obtenido de <http://www.epa.gov/ozone/science/ods/classtwo.html>
- EPA. (2012). *Wastes - Resource Conservation - Common Wastes & Materials - Scrap Tires*. Recuperado el 31 de marzo de 2014, de <http://www.epa.gov/epawaste/conservation/materials/tires/basic.htm>
- EPA. (2013). *Energy Efficiency Improvement and Cost Saving Opportunities for Cement Making*.

- EPA. (2013). *Glossary of Climate Change Terms*. Obtenido de <http://www.epa.gov/climatechange/glossary.html>
- EPA. (2014). *LCA Resources*. Recuperado el 1 de abril de 2014, de <http://www.epa.gov/nrmrl/std/lca/resources.html#Software>
- ETRMA. (1 de abril de 2014). *European Tyre & Rubber Industry*. Obtenido de Statistics: [http://www.etrma.org/uploads/Modules/Documentsmanager/20131015---statistics-booklet-2013-final-\(3\).pdf](http://www.etrma.org/uploads/Modules/Documentsmanager/20131015---statistics-booklet-2013-final-(3).pdf)
- Feraldi, R., Cashman, S., Huff, M., & Raahauge, L. (2013). Comparative LCA of treatment options for US scrap tires: material recycling and tire-derived fuel combustion. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 613-625.
- Ferreira, S., de Freitas, V., & Costa, B. (2011). Aspectos do coprocessamento de resíduos em fornos de clínquer. *Revista Engenharia Sanitária*, 1-10.
- FICEM. (1 de abril de 2014). *Co-procesamiento*. Obtenido de <http://www.ficem.org/ficem/temas-clave/recuperacion-de-residuos.html>
- Fiksel, J., Bakshi, B., Baral, A., Guerra, E., & Dequervain, B. (2011). Comparative life cycle assessment of beneficial applications for scrap tires. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 19-35.
- Finland Futures Research Centre. (2008). *Energy and LCA evaluation of the present dynamics of investigated case studies*. Turku: Turku School of Economics.
- Fundellantas. (2007). *Llantión*. Recuperado el 9 de octubre de 2013, de <http://www.fundellantas.org/online/modules/i/index.php?id=2>
- Genon, G., & Brizio, E. (2008). Perspectives and limits for cement kilns as a destination for RDF. *Waste Management*, 2375-2385.

- Guinée, J., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., Koning, A. d., . . . Huijbregts, M. (2002). *Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards*. . Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. Obtenido de <http://media.leidenuniv.nl/legacy/new-dutch-lca-guide-part-2b.pdf>
- Heijungs, H., Guinée, J., Huppes, G., Lankreijer, R., Udo de Haes, H., & Wegener, A. (1992). *Environmental Life Cycle Assessment of Products*. Leiden: Centre of Environmental Science.
- Hendriks, C., Worrell, E., Jager, D., Blok, K., & Riemer, P. (13 de julio de 2003). *Emission Reduction of Greenhouse Gases for the Cement Industry*. Recuperado el 30 de setiembre de 2013, de IEA Greenhouse Gas R&D Programme: <http://www.ieagreen.org.uk/prghgt42.htm>
- Hertwich, E., Mateles, S., Peas, e. W., & McKone, T. (2001). Human toxicity potentials for life-cycle assessment and toxics release inventory risk screening. *Environ Toxicol Chem.* , 928-939.
- Holcim & GTZ. (2013). *Case study: Co-processing Waste Materials in Cement Production*. Recuperado el 9 de octubre de 2013, de Integrated Waste Management Concept: The Costa Rica Example: <http://www.coprocem.org/casestudy>
- Huntzinger, D., & Eatmon, T. (2009). A life-cycle assessment of Portland cement manufacturing: comparing the traditional process with alternative technologies. *Journal of Cleaner Production*, 668-675.
- IBAMA. (2 de noviembre de 2013). *Relatório de Pneumáticos. Resolução CONAMA n°416/09*. Recuperado el 13 de octubre de 2013, de Reutilização de pneus ajuda ambiente e reduz custos da indústria: <http://www.mundosustentavel.com.br/2012/11/reutilizacao-de-pneus-ajuda-ambiente-e-reduz-custos-da-industria/>
- IPCC. (2001). *Working Group I: The Scientific Basis*. Fonte: Indirect GWPs: <http://www.ipcc.ch/ipccreports/tar/wg1/249.htm#tab69>

- IPCC. (2007). *Climate Change 2007: Working Group I: The Physical Science Basis*. Obtenido de Global Warming Potentials and Other Metrics for Comparing Different Emissions: https://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch2s2-10.html
- ISO. (2006). *ISO 14040:2006-Environmental Management-Life Cycle Assessment-Principles and Framework*. International Standard Organization.
- Jack, N., Wang, J., & Shraim, A. (2003). A global health problem caused by arsenic from natural sources. *Chemosphere*, 1353-1359.
- Kaantee, U., Zevenhoven, R., Backman, R., & Hupa, M. (2004). Cement manufacturing using alternative fuels and the advantages of process modelling. *Fuel Processing Technology*, 293-301.
- Lagarinhos, C., & Tenório, J. (2008). Tecnologias utilizadas para a reutilização, reciclagem e valorização energética de pneus no Brasil. *Polímeros: Ciência e Tecnologia*, 106-118.
- Manahan, S. (2007). *Introducción a la química ambiental*. México D.F.: Reverté.
- Mayer, A. (26 de agosto de 2013). Reciclanip coletou e destinou mais de 183 mil toneladas de pneus inservíveis no primeiro semestre de 2013. (R. M. Industrial, Entrevistador)
- Ministerio de Medio Ambiente. (2004). *Guía de Mejores Técnicas Disponibles en España de fabricación de cemento*. Centro de Publicaciones.
- Mountinho, S. (2013). Dois em um. *Ciência Hoje*, 52(307), 42-43.
- PE International. (2014). *About PE International*. Obtenido de <http://www.pe-international.com/international/company/about-pe-international/>
- Peña, M. (2007). Valorización de neumáticos en la fábrica de alicante de Cemex España S.A. *Revista Cemento Hormigón*(902), 66-74.

- PRé Consultants. (2013). Recuperado el 28 de octubre de 2013, de <http://www.pre-sustainability.com/>
- Programa Estado de la Nación. (2005). Situación del Manejo de los Desechos Sólidos en Costa Rica. En *Undécimo Informe Estado de la Nación en Desarrollo Humano Sostenible*. San José: Programa Estado de la Nación.
- Reglamento sobre Emisión de Contaminantes Atmosféricos Provenientes de Calderas y Hornos de Tipo Indirecto . (30 de diciembre de 2011). *Nº 36551-S-MINAET-MTSS* . San José.
- Reglamento sobre Llantas de Desecho Nº 33745-S. (8 de febrero de 2007). San José.
- Sellito, M., Kadel, N., Borchardt, M., Medeiros, G., & Domingues, J. (2013). Coprocessamento de cascas de arroz e pneus inservíveis e logística reversa na fabricação de cimento. *Ambiente & Sociedade*, 141-162.
- Sienkiewicz, M., Kucinska-Lipka, J., Janik, H., & Balas, A. (2012). Progress in used tyres management in the European Union: A review. *Waste Management*, 1742–1751.
- Sinha, B. (2013). Roles of Free Radicals in the Toxicity of Environmental Pollutants and Toxicants. *Clinical Toxicology*, 1-3.
- Sousa, S., & Coutinho, C. (2010). Avaliação dos Benefícios Sociais e Ambientais da Utilização de Pneus Inservíveis no Coprocessamento: Estudo de Caso na Cidade de João Pessoa-PB/Brasil. *3º Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos*. Paraíba: Universidade Federal da Paraíba.
- Swiss Centre for Life Cycle Inventories. (2013). *Ecoinvent Centre*. Recuperado el 28 de octubre de 2013, de <http://www.ecoinvent.org/>
- Tsang, H. (2013). Uses of scrap rubber tires. En *Rubber: Types, Properties and Uses* (págs. 477-491). Nova Science Publishers, Inc.

- U.S. Geological Survey. (2013). *Mineral commodity summaries 2013*. Virginia: U.S. Geological Survey.
- Udo de Haes, H., Jolliet, O., Finnveden, G., Hauschild, M., Krewitt, W., & Müller, R. (1999). *Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment*. Bruselas: SETAC-Europe.
- Uruburu, A., Ponce-Cueto, E., Cobo-Benita, J., & Ordieres-Meré, J. (2013). The new challenges of end-of-life tyres management systems: A Spanish case study. *Waste Management*, 679–688.
- USDA. (2014). *Acidification Impacts*. Obtenido de <http://webcam.srs.fs.fed.us/pollutants/acidification/>
- Vallejo, A. (2004). Utilización del Análisis del ciclo de vida en la evaluación del impacto ambiental del cultivo bajo invernadero mediterráneo. Universitat Politècnica de Catalunya.
- WBCSD. (2009). *Cement Sustainability Initiative*. Obtenido de CO2 and Energy Accounting and Reporting Standard for the Cement Industry: http://wbcscement.org/pdf/tf1_co2%20protocol%20v3.pdf
- WBCSD. (2012a). *Cement Production*. Obtenido de <http://www.wbcscement.org/index.php/about-cement/cement-production>
- WBCSD. (2012b). *The Cement Sustainability Initiative*. Recuperado el 8 de octubre de 2013, de http://csiprogress2012.org/templates/rt_voxel/CSI%20Progress%20Report_20120530.pdf
- WBCSD. (2013). *World Business Council for Sustainable Development*. Recuperado el 8 de octubre de 2013, de <http://www.wbcd.org/work-program/sector-projects/cement.aspx>

8 Apéndices

Apéndice 1. Resultados obtenidos para el impacto de toxicidad humana

Cuadro A1: Datos obtenidos para el impacto ambiental de toxicidad humana en kg 1,4-DB eq mediante la metodología tradicional y el coprocesamiento

Sustancia	Compartimiento	Tradicional	Coprocesamiento	% de cambio
2,4-D	Suelo	2,06E-04	6,05E-03	96,6
Acenafteno	Aire	2,71E-03	2,61E-03	-3,7
Acenafteno	Agua	1,59E+00	1,21E+00	-24,2
Acenaftileno	Agua	9,96E-02	7,55E-02	-24,2
Acroleína	Aire	4,71E-04	4,56E-04	-3,3
Aldrin	Suelo	8,86E-06	9,02E+00	~100,0
Amoníaco	Aire	4,38E-01	9,43E-02	-78,5
Antimonio	Aire	2,31E+00	1,29E+00	-44,2
Antimonio	Agua	1,02E+01	8,21E+00	-19,3
Antimonio	Suelo	6,27E-06	4,99E-06	-20,5
Arsénico	Aire	9,26E+02	4,16E+02	-55,0
Arsénico	Suelo	2,61E-01	4,57E+00	94,3
Arsénico, ion	Agua	1,17E+01	9,97E+00	-14,9
Atrazina	Suelo	1,06E-08	1,08E-02	~100,0
Baritina	Agua	2,25E+03	1,70E+03	-24,2
Bario	Aire	3,76E-01	3,23E-01	-13,9
Bario	Agua	8,30E+02	6,31E+02	-24,0
Bario	Suelo	9,63E+01	7,30E+01	-24,3
Benomyl	Suelo	1,20E-08	9,44E-09	-21,1
Bentazona	Suelo	1,96E-06	1,61E-06	-18,0
Benceno	Aire	2,52E+02	1,04E+03	75,7
Benceno	Agua	1,09E+02	8,28E+01	-24,1
Benceno, 1,2-dicloro-	Aire	3,42E-08	2,49E-06	98,6
Benceno, 1,2-dicloro-	Agua	2,22E-06	1,31E-05	83,0
Benceno, cloro-	Agua	4,55E-05	1,90E-04	76,0
Benceno, etil-	Aire	2,67E-02	2,02E-02	-24,1
Benceno, etil-	Agua	1,80E-02	1,36E-02	-24,2
Benceno, hexacloro-	Aire	5,17E+00	4,18E+00	-19,2
Benceno, pentacloro-	Aire	1,19E-05	4,24E-06	-64,5
Berilio	Aire	1,03E+02	1,21E+00	-98,8
Berilio	Agua	3,61E+01	2,95E+01	-18,2

Sustancia	Compartimiento	Tradicional	Coprocesamiento	% de cambio
Butadieno	Aire	1,49E-05	4,38E-05	66,0
Cadmio	Aire	2,65E+02	9,92E+01	-62,6
Cadmio	Suelo	1,86E-02	4,88E-02	61,9
Cadmio, ion	Agua	6,65E-02	5,76E-02	-13,4
Carbofurano	Suelo	2,18E-02	1,72E-02	-21,1
Disulfuro de carbono	Aire	1,50E-02	1,44E-02	-4,2
Disulfuro de carbono	Agua	5,44E-07	8,09E-07	32,7
Cloroformo	Aire	1,99E-05	2,64E-05	24,5
Cloroformo	Agua	1,46E-07	9,45E-07	84,6
Clorotalonil	Suelo	4,85E-05	4,83E-05	-0,4
Cromo	Suelo	9,75E-01	8,14E-01	-16,5
Cromo VI	Aire	7,10E+02	4,00E+02	-43,6
Cromo VI	Agua	1,58E-01	1,28E-01	-19,1
Cromo VI	Suelo	5,91E-01	6,50E-01	9,0
Cromo, ion	Agua	2,43E-02	1,85E-02	-24,2
Cobalto	Aire	2,57E+01	3,37E+01	23,8
Cobalto	Agua	4,07E+00	3,36E+00	-17,4
Cobalto	Suelo	2,78E-03	2,84E-03	2,2
Cobre	Aire	5,88E+01	6,79E+01	13,5
Cobre	Suelo	2,00E-03	2,80E-03	28,5
Cobre, ion	Agua	6,53E-02	4,74E-02	-27,3
Cipermetrina	Suelo	1,13E-02	8,90E-03	-21,1
Dicromato	Agua	5,09E-05	5,59E-05	8,9
Dioxina, 2,3,7,8 Tetraclorodibenzo-p-	Aire	2,82E+02	1,30E+01	-95,4
Etano, 1,1,1-tricloro-, HCFC-140	Aire	1,51E-07	1,41E-07	-6,3
Etano, 1,2-dicloro-	Aire	6,73E-04	5,33E-04	-20,8
Etano, 1,2-dicloro-	Agua	4,21E-04	3,63E-04	-13,8
Etano	Aire	3,81E-02	2,88E-02	-24,4
Etano	Agua	8,70E-04	6,66E-04	-23,5
Etano, cloro-	Aire	2,28E-03	1,88E-03	-17,9
Etano, cloro-	Agua	4,05E-05	3,59E-05	-11,3
Etano, tetracloro-	Aire	1,19E-07	1,11E-07	-6,9
Óxido de Etileno	Aire	2,45E-01	1,88E-01	-23,4
Óxido de Etileno	Agua	1,24E-03	1,74E-03	28,4
Formaldehído	Aire	1,24E-02	1,18E-02	-4,9
Formaldehído	Agua	6,32E-06	4,91E-06	-22,3
Glifosato	Suelo	4,98E-07	3,07E-06	83,8
Cloruro de hidrógeno	Aire	5,56E-01	2,48E-01	-55,4

Sustancia	Compartimiento	Tradicional	Coprocesamiento	% de cambio
Fluoruro de hidrógeno	Aire	3,91E+00	8,10E+00	51,7
Sulfuro de hidrógeno	Aire	2,31E-03	2,01E-03	-12,9
Plomo	Aire	7,49E+00	1,02E+01	26,5
Plomo	Agua	4,17E-01	3,27E-01	-21,5
Plomo	Suelo	1,76E-02	5,57E-02	68,4
Linuron	Suelo	3,32E-04	7,16E-02	99,5
m-Xileno	Aire	1,52E-06	1,56E-06	3,0
m-Xileno	Agua	3,54E-09	2,99E-08	88,1
Mercurio	Aire	3,24E+01	1,35E+01	-58,4
Mercurio	Agua	8,73E-01	6,98E-01	-20,1
Mercurio	Suelo	1,79E-04	1,71E-04	-4,0
Metano, bromo-, Halon 1001	Aire	2,56E-12	2,19E-12	-14,1
Metano, dicloro-, HCC-30	Aire	4,16E-07	7,15E-07	41,9
Metano, dicloro-, HCC-30	Agua	2,82E-02	2,14E-02	-24,3
Metano, tetracloro-, CFC-10	Aire	2,22E-03	1,73E-03	-22,0
Metolachlor	Suelo	1,62E-04	1,33E-04	-18,0
Molibdeno	Aire	2,37E+00	1,86E+00	-21,4
Molibdeno	Agua	5,79E+01	4,79E+01	-17,2
Molibdeno	Suelo	1,61E-03	1,63E-03	1,2
Naftalina	Aire	x	1,96E+00	-
Níquel	Aire	4,45E+02	3,83E+02	-13,9
Níquel	Suelo	1,16E-02	2,68E-02	56,8
Níquel, ion	Agua	6,31E+01	5,12E+01	-18,7
Óxidos de nitrógeno	Aire	2,45E+02	2,59E+02	5,4
o-Xileno	Agua	4,22E-10	3,63E-10	-14,1
HAP, hidrocarburos aromáticos policíclicos	Aire	7,05E+02	6,23E+02	-11,6
HAP, hidrocarburos aromáticos policíclicos	Agua	1,26E+03	9,59E+02	-24,1
Material particulado, < 10 µm	Aire	x	2,31E-01	-
Material particulado, < 2.5 µm	Aire	7,31E+00	3,78E+00	-48,3
Material particulado, > 2.5 µm, y < 10µm	Aire	8,96E+00	7,82E+00	-12,7
Fenol	Aire	1,87E-05	4,51E-02	~100,0
Fenol	Agua	3,49E-03	2,64E-03	-24,2
Fenol, 2,4-dichloro-	Aire	1,23E-07	9,22E-06	98,7

Sustancia	Compartimiento	Tradicional	Coprocesamiento	% de cambio
Fenol, pentacloro-	Aire	6,44E-05	8,53E-05	24,5
Pirimicarb	Suelo	3,21E-07	2,63E-07	-18,0
Óxido de propileno	Aire	4,18E-02	3,26E-02	-22,0
Óxido de propileno	Agua	2,11E-01	1,64E-01	-22,0
Selenio	Aire	3,83E+01	1,89E+01	-50,6
Selenio	Agua	3,57E+02	2,94E+02	-17,5
Dicromato de sodio	Aire	1,15E+01	1,24E+01	8,4
Estireno	Aire	2,85E-07	6,09E-03	~100,0
SO₂	Aire	1,25E+01	7,61E+00	-39,2
Talio	Aire	8,43E+02	4,94E+01	-94,1
Talio	Agua	5,73E+01	5,16E+01	-10,0
Thiram	Suelo	3,92E-07	3,10E-07	-21,1
Estaño	Aire	2,51E-03	4,62E-03	45,5
Estaño	Suelo	1,86E-06	1,53E-03	99,9
Estaño, ion	Agua	4,11E-05	3,27E-05	-20,4
Tolueno	Aire	5,68E-02	1,94E-01	70,7
Tolueno	Agua	3,24E-02	2,45E-02	-24,2
Compuestos de tributilestaño	Agua	6,27E-02	4,76E-02	-24,0
Vanadio	Aire	1,30E+02	1,05E+02	-19,6
Vanadio	Suelo	4,49E-02	4,62E-02	2,8
Vanadio, ion	Agua	6,95E+01	5,80E+01	-16,5
Xileno	Agua	3,65E-02	2,77E-02	-24,2
Zinc	Aire	2,36E+00	1,93E+00	-18,0
Zinc	Suelo	1,20E-02	1,16E-02	-3,5
Zinc, ion	Agua	1,00E+00	7,71E-01	-23,0

Generado por: SimaPro 7.3.3, 2014

9 Anexos

Anexo 1. Límites máximos de emisión para los hornos de tipo indirecto

Tipo de emisión	Valores máximos (mg/m ³)								
	Combustibles líquidos y gaseoso			Combustibles biomásicos			Combustibles fósiles sólidos		
	A*	B	C,D	A	B	C,D	A	B	C,D
Partículas totales en suspensión	135	150	175	120	150	175	100		
Dióxido de Azufre	2500			2500			1500		
Óxidos de Nitrógeno									
Búnker	550	580	600						
Diesel	200	200	220						
Gasoleo	420			650			860		
Kerosene	150								
Gas LP	170	170	Excentos						

*Clasificación de los hornos de tipo indirecto:

- A: más de 6000 kW
- B: de 2001 a 6000 kW inclusive
- C: más de 100 a 2000 kW inclusive
- D: Menor o igual a 100 kW

Fuente: Adaptado del Reglamento sobre Emisión de Contaminantes Atmosféricos Provenientes de Calderas y Hornos de Tipo Indirecto , 2011

Anexo 2. Factores para caracterizar el Potencial de Calentamiento Global (GWP) para un horizonte de 100 años

Sustancia	GWP 100
CO ₂	1
CO	2,1
Cloroformo	4
N ₂ O	310
Etano, 1,1-difluoro-, HFC-152a	140
Etano, 1,1,1-tricloro-, HCFC-140	110
Etano, 1,1,1,2-tetrafluoro-, HFC-134 ^a	1300
Etano, 1,1,2-tricloro-1,2,2-trifluoro-, CFC-113	5000
Etano, 1,2-dicloro-1,1,2,2-tetrafluoro-, CFC-114	9300
Etano, hexafluoro-, HFC-116	9200
Metano, biogénico	21
Metano, bromo-, Halon 1001	5
Metano, bromoclorodifluoro-, Halon 1211	1890
Metano, bromotrifluoro-, Halon 1301	5600
Metano, clorodifluoro-, HCFC-22	1700
Metano, dicloro-, HCC-30	9
Metano, diclorodifluoro-, CFC-12	8500
Metano, diclorofluoro-, HCFC-21	210
Metano, fósil	21
Metano, monocloro-, R-40	13
Metano, tetracloro-, CFC-10	1400
Metano, tetrafluoro-, CFC-14	6500
Metano, triclorofluoro-, CFC-11	4000
Metano, trifluoro-, HFC-23	11700
SF ₆	23900

Fuente: EPA 2007b, 2010b; Guinée, et al., 2002; IPCC, 2001

Anexo 3. Factores para caracterizar el Potencial de Toxicidad Humana (HTP)

Sustancia	HTP
2,4-D	6,6E+00
Acroleína	5,7E+01
Aldrin	1,9E+01
Amoniaco	1,0E-01
Antimonio	6,7E+03
Arsénico	3,5E+05
Atrazina	1,4E+00
Bario	7,6E+02
Benomyl	2,1E-02
Bentazona	2,1E-02
Benceno	1,9E+03
Benceno, 1,2-dicloro-	9,1E+00
Benceno, cloro-	9,2E+00
Benceno, etil-	9,7E-01
Benceno, hexacloro-	3,2E+06
Benceno, pentacloro-	4,1E+02
Berilio	2,3E+05
Butadieno	2,2E+03
Cadmio	1,5E+05
Carbofurano	2,0E+02
Disulfuro de carbono	2,4E+00
Cloroformo	3,4E-01
Clorotalonil	8,4E+00
Cromo	6,5E+02
Cromo VI	3,4E+06
Cobalto	1,7E+04
Cobre	4,3E+03
Cipermetrina	1,7E+02
Dioxina, 2,3,7,8 Tetraclorodibenzo-p-	1,9E+09
Etano, 1,1,1-tricloro-, HCFC-140	1,6E+01
Etano, 1,2-dicloro-	6,8E+00
Etano	6,4E-01
Etano, tetracloro-	5,5E+00
Óxido de Etileno	1,4E+04
Formaldehído	8,3E-01
Glifosato	3,1E-03
Cloruro de hidrógeno	5,0E-01
Fluoruro de hidrógeno	2,9E+03

Sustancia	HTP
Sulfuro de hidrógeno	2,2E-01
Plomo	4,7E+02
Linuron	1,4E+01
m-Xileno	2,7E-02
Mercurio	6,0E+03
Metano, bromo-, Halon 1001	3,5E+02
Metano, dicloro-, HCC-30	2,0E+00
Metano, tetracloro-, CFC-10	2,2E+02
Metolachlor	2,6E+00
Molibdeno	5,4E+03
Naftalina	8,1E+00
Níquel	3,5E+04
Óxidos de nitrógeno	1,2E+00
o-Xileno	1,2E-01
HAP, hidrocarburos aromáticos policíclicos	5,7E+05
Material particulado, < 10 µm	3,4E+00
Material particulado, < 2.5 µm	3,4E+00
Material particulado, > 2.5 µm, y < 10µm	3,4E+00
Fenol	5,2E-01
Fenol, 2,4-dichloro-	9,5E+01
Fenol, pentacloro-	5,1E+00
Pirimicarb	3,4E+00
Óxido de propileno	1,3E+03
Selenio	4,8E+04
Estireno	4,7E-02
SO₂	9,6E-02
Talio	4,3E+05
Thiram	1,9E+01
Estaño	1,7E+00
Tolueno	3,3E-01
Compuestos de tributilestaño	7,5E+03
Vanadio	6,2E+03
Zinc	1,0E+02

Fuente: Guinée, et al., 2002

Anexo 4. Factores para caracterizar el Potencial de Acidificación (AP)

Sustancia	AP
Amoníaco	1,6
NO_x	0,5
SO₂	1,2

Fuente: Guinée, et al., 2002

Anexo 5. Factores para caracterizar el Potencial de Nutricación (NP)

Sustancia	NP
Amoníaco	0,35
Carbonato amónico	0,33
Amonio	0,33
DQO	0,022
Nitrato	0,1
Nitrito	0,13
Nitrógeno	0,42
NO_x	0,13
Fosfato	1
Fósforo	3,06

Fuente: Guinée, et al., 2002

Anexo 6. Emisiones atmosféricas para el proceso de fabricación de 150 ton/h de clínker mediante el método tradicional

Emisiones al aire	Cantidad (mg)
Amoníaco	3,42E+06
Antimonio	3,00E+02
Arsénico	1,80E+03
Berilio	4,50E+02
Cadmio	1,05E+03
Calor, residuo	5,43E+05
Cloruro de hidrógeno	9,47E+05
CO, fósil	7,08E+07
CO₂, biogénico	2,27E+09
CO₂, fósil	1,26E+11
Cobalto	6,00E+02
Cobre	2,10E+03
COVDM, compuestos orgánicos volátiles excepto metano, de origen no especificado	8,46E+06
Cromo	2,18E+02
Cromo VI	8,25E+01
Dioxina, 2,3,7,8 Tetraclorodibenzo-p-	1,44E-01
Estaño	1,35E+03
Material particulado, < 10 µm	8,49E+05
Material particulado, < 2.5 µm	3,62E+06
Material particulado, > 2.5 µm, y < 10µm	1,19E+06
Mercurio	4,95E+03
Metano, fósil	1,33E+06
Níquel	7,50E+02
NO_x	1,62E+08
Plomo	1,28E+04
Selenio	3,00E+02
SO₂	5,33E+07
Talio	1,95E+03
Vanadio	7,50E+02
Zinc	9,00E+03

Fuente: Ecoinvent Centre 2007, 2007

Anexo 7. Emisiones atmosféricas para la fabricación de 150 ton/h de clínker mediante el proceso de coprocesamiento

Emisiones al aire	Cantidad (mg)
1,2,3,4,7,8,9 Heptaclorodibenzofurano	2,91E-03
1,2,3,6,7,8-Hexaclorodibenzo-p-dioxina	1,70E-12
1,2,3,7,8-Pentaclorodibenzo-p-dioxina	1,36E-03
Acenaftileno	7,56E+02
Antimonio	1,51E+02
Arsénico	4,54E+02
Benceno	4,42E+05
Benzaldehído	6,43E+04
Cadmio	7,56E+01
Cloruro de hidrógeno	3,63E+05
CO, fósil	1,49E+08
CO₂, fósil	5,71E+10
Cobalto	1,25E+03
Cobre	4,69E+03
COV	3,55E+06
Cromo	1,17E+03
Dibenzofurano, 1,2,3,4,6,7,8,9-octacloro-	1,65E-17
Dibenzofurano, 1,2,3,4,6,7,8-heptacloro-	1,72E-02
Dibenzofurano, 1,2,3,4,7,8-hexacloro-	1,01E-02
Dibenzofurano, 1,2,3,6,7,8-hexacloro-	5,48E-03
Dibenzofurano, 1,2,3,7,8,9-hexacloro-	1,55E-03
Dibenzofurano, 1,2,3,7,8-pentacloro-	1,70E-03
Dibenzofurano, 2,3,4,6,7,8-hexacloro-	6,88E-03
Dibenzofurano, 2,3,4,7,8-pentacloro-	6,54E-03
Dibenzofurano, 2,3,7,8-tetracloro-	5,14E-03
Dioxina, 1,2,3,4,6,7,8,9-octaclorodibenzo-p-	7,99E-19
Dioxina, 1,2,3,4,6,7,8-heptaclorodibenzo-p-	9,45E-03
Dioxina, 1,2,3,4,7,8-hexaclorodibenzo-p	1,36E-03
Dioxina, 1,2,3,7,8,9-hexaclorodibenzo-	1,70E-03
Dioxina, 2,3,7,8 Tetraclorodibenzo-p-	5,14E-03
Estaño	2,57E+03
Estireno	1,29E+05
Etano	7,56E+02
Fenantreno	1,93E+03
Fenol	8,69E+04
Fluoruro de hidrógeno	3,78E+04
Manganeso	4,16E+03

Emisiones al aire	Cantidad (mg)
Mercurio	1,89E+03
Metano, fósil	1,89E+03
Naftalina	2,42E+05
Níquel	1,70E+03
NO_x	1,81E+08
Oxígeno	4,27E+06
Plomo	1,91E+04
SO₂	2,03E+07
Talio	1,13E+02
Tolueno	4,61E+05
Vanadio	1,36E+03
Xileno	2,31E+05
Zinc	5,78E+03

Fuente: Conesa, et al., 2008