

**Factibilidad ambiental de un sistema híbrido de aprovechamiento de agua lluvia y
reutilización de aguas grises en una vivienda de alto consumo**

Manuela Gómez Monsalve

Trabajo de grado presentado como requisito para optar al título de Ingeniero Civil

Director:

Edgar Ricardo Oviedo Ocaña

Doctor en Ingeniería

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Ingenierías Físico Mecánicas

Escuela de Ingeniería Civil

Bucaramanga

2020

Contenido

	Pág.
Introducción	11
1. Objetivos	16
1.1 Objetivo general	16
1.2 Objetivos específicos	16
2. Marco de referencia	17
2.1 Aprovechamiento de agua lluvia	17
2.2 Reutilización de aguas grises	17
2.3 Análisis de Ciclo de Vida (ACV)	18
2.4 ReCiPe	19
3. Metodología	20
3.1 Caracterización del sistema	20
3.1.1 Revisión de literatura.	20
3.1.2 Diseño del Sistema híbrido (SH).	21
3.1.3 Caracterización del Sistema híbrido.	25
3.1.3.1 <i>Objetivo del Análisis de Ciclo de Vida (ACV).</i>	25
3.1.3.2 <i>Alcance del Análisis de Ciclo de Vida (ACV).</i>	26
3.2 Inventario de Ciclo de Vida (ICV)	28

3.2.1 Cuantificación de componentes.....	28
3.2.2 Inventario de Ciclo de Vida por Unidad Funcional.....	30
3.3 Análisis de Impacto de Ciclo de Vida (AICV).....	30
3.3.1 GaBi Software.....	30
3.3.2 Modelamiento de escenarios en GaBi.....	30
3.3.3 ReCiPe.....	31
3.3.4 Índice de escasez hídrica.....	32
4. Resultados y discusión.....	33
4.1 Cálculo de impactos ambientales aplicando el método ReCiPe.....	33
4.2 Cálculo del Índice de escasez hídrica (WSI).....	40
5. Conclusiones.....	42
6. Recomendaciones.....	43
Referencias bibliográficas.....	45

Lista de figuras

	Pág.
<i>Figura 1.</i> Ubicación del cuarto de máquinas.....	21
<i>Figura 2.</i> Redes de recolección y distribución del Sistema híbrido.	22
<i>Figura 3.</i> Tratamiento propuesto para el Sistema de Reutilización de Aguas Grises (SRAG) y el Sistema de Aprovechamiento de Agua Lluvia (SAALL).	27
<i>Figura 4.</i> Límites del Sistema híbrido. (SRAG) Sistema de Reutilización de Aguas Grises. (SAALL) Sistema de Aprovechamiento de Agua Lluvia. (PTAP) Planta de Tratamiento de Agua Potable. (PTAR) Planta de Tratamiento de Agua Residual.....	29
<i>Figura 5.</i> Contribución relativa de los componentes del Sistema convencional.....	38
<i>Figura 6.</i> Contribución relativa de los componentes del Sistema híbrido.....	39
<i>Figura 7.</i> Comparación del Índice de escasez hídrica (WSI) entre el Sistema convencional (SC) y el Sistema híbrido (SH). (PTAP) Planta de Tratamiento de Agua Potable. (PTAR) Planta de Tratamiento de Agua Residual.....	41

Lista de tablas

	Pág.
Tabla 1. <i>Balace del Sistema de Aprovechamiento de Agua Lluvia (SAALL)</i>	23
Tabla 2. <i>Balace del Sistema de Reutilización de Aguas Grises (SRAG)</i>	24
Tabla 3. <i>Comparación entre el Sistema híbrido (SH) y el Sistema convencional (SC)</i>	25
Tabla 4. <i>Comparación entre impactos ambientales del Sistema híbrido y del Sistema convencional</i>	34
Tabla 5. <i>Valor absoluto y contribución relativa de los impactos de la fase de construcción y operación del Sistema híbrido</i>	36
Tabla 6. <i>Valor absoluto y contribución relativa de los impactos de la fase de construcción y operación del Sistema convencional</i>	37
Tabla 7. <i>Comparación del Índice de escasez hídrica (WSI) entre el Sistema convencional (SC) y el Sistema híbrido (SH). (PTAP) Planta de Tratamiento de Agua Potable. (PTAR) Planta de Tratamiento de Agua Residual</i>	40

Lista de apéndices

Ver apéndices adjuntos en el CD y pueden visualizarlos en la Base de Datos de la Biblioteca UIS

Apéndice A. Tabla comparativa entre artículos seleccionados

Apéndice B. Presupuesto costos de construcción y diseño

Apéndice C. Cuantificación de componentes

Apéndice D. Inventario de Ciclo de Vida por Unidad Funcional

Apéndice E. Cifras registrada en GaBi

Apéndice F. Montajes del SH en el software GaBi

Apéndice G. Montajes del SC en el software GaBi

Apéndice H. Matrices energéticas de Brasil (2015) y Colombia (2018)

Apéndice I. Categorías de Análisis de Impacto de Ciclo de Vida (AICV)

Apéndice J. Resultado del análisis del SH aplicando el método ReCiPe

Apéndice K. Resultado del análisis del SC aplicando el método ReCiPe

Apéndice L. Resultado del análisis del SH aplicando el índice WSI

Apéndice M. Resultado del análisis del SC aplicando el índice WSI

Resumen

Título: Factibilidad ambiental de un sistema híbrido de aprovechamiento de agua lluvia y reutilización de aguas grises en una vivienda de alto consumo*

Autora: Manuela Gómez Monsalve**

Palabras Clave: Sistema descentralizado, agua lluvia, aguas grises, análisis de ciclo de vida, impacto ambiental.

Descripción

La dependencia de la humanidad hacia el agua es universalmente reconocida, sin embargo, a nivel mundial la planificación, la gestión y el uso de la misma, demuestran que las personas no siempre son conscientes de lo limitado que es el recurso. Los sistemas descentralizados de aprovechamiento de agua lluvia y reutilización de aguas grises (SDALLAG) pretenden cubrir una fracción de la demanda de agua potable dentro de las edificaciones; no obstante, la evaluación de estos sistemas ha sido enfocada hacia el beneficio financiero, limitando el análisis de las ventajas ambientales y sociales que estas opciones ofrecen.

Aplicando el método Análisis de Ciclo de Vida, este estudio determina la factibilidad ambiental de un SDALLAG diseñado para una vivienda de alto consumo de agua y se compara con un sistema convencional (i.e. sin aprovechamiento de agua lluvia o reutilización de aguas grises). Los resultados indican que el SDALLAG es más factible, ya que en 11 de las 12 categorías estudiadas impacta en menor medida al medio ambiente y adicionalmente, el SDALLAG preserva y protege el recurso hídrico. Por otra parte, la Planta de Tratamiento de Agua Potable y la Planta de Tratamiento de Agua Residual representan los mayores contribuyentes dentro de ambos sistemas. Finalmente, se recomienda la regionalización de los procesos involucrados a escenarios que se acerquen más a la realidad en Colombia y se busca fomentar el desarrollo de políticas públicas que apoyen la implementación de estas alternativas.

* Trabajo de grado

** Facultad de Ingenierías Físico Mecánicas. Escuela de Ingeniería Civil. Director: Edgar Ricardo Oviedo Ocaña, Doctor en Ingeniería

Abstract

Title: Environmental feasibility of a hybrid system of rainwater use and gray water reuse in a high-consumption housing *

Author: Manuela Gómez Monsalve **

Keywords: Decentralized system, rainwater, greywater, life cycle assessment, environmental impact.

Description

The dependence of humanity on water is universally recognized, nevertheless, worldwide the planning, management and use, shows that people are not always aware of how limited the resource is. Decentralized systems of rainwater harvesting and greywater reuse (DRHGRS) are intended to cover a fraction of the demand for potable water within buildings; however, the evaluation of these systems has been focused on financial benefit, limiting the analysis of the environmental and social advantages that these options offer.

Applying the Life Cycle Analysis method, this study determines the environmental feasibility of a DRHGRS designed for a high water use household and compares it with a conventional system (i.e. without rainwater harvesting or greywater reuse). The results indicate that DRHGRS is more feasible, since in 11 of the 12 categories studied it has a lesser impact on the environment and in addition, DRHGRS preserves and protects water resources. On the other hand, the Water Treatment Plant and the Wastewater Treatment Plant represent the major contributors within both systems. Finally, the regionalization of the processes involved to scenarios that are closer to the reality in Colombia is recommended and the development of public policies that support the implementation of these alternatives is sought.

* Degree work

** Faculty of Mechanical Engineering. School of Civil Engineering. Director: Edgar Ricardo Oviedo Ocaña, Doctor of Engineering

Introducción

La escasez de agua afecta a más del 40% de la población mundial actual (Organización de las Naciones Unidas, 2016) y se espera que para el año 2050, al menos una de cada cuatro personas, probablemente viva en un país afectado por escasez crónica de agua dulce (Organización de las Naciones Unidas, 2016). El cambio climático, el aumento sin control de la población humana, el uso desmesurado del recurso hídrico en la producción agropecuaria y la industria, entre otras actividades humanas (Wiltshire & et.al, 2013), (Organización de las Naciones Unidas, 2015), reducen el volumen del agua disponible para el consumo humano.

El siglo XXI se ha caracterizado por la concientización de un mayor número de personas frente a la problemática socio-ambiental de la escasez del agua, haciendo posible, el desarrollo de soluciones que buscan aumentar la eficiencia del uso y el ahorro del recurso hídrico (Cheng, Peng, Ho, Liao, & Chern, 2016), (Nour, Ghanem, Buchholz, & Nassar, 2015). Los Sistemas de Aprovechamiento de Agua Lluvia (SAALL) son estrategias investigadas y ejecutadas en muchas partes del mundo en los últimos años (Notaro, Liuzzo, & Freni, 2016), (Domènech & Saurí, 2011). Y a su vez, los Sistemas de Reutilización de Aguas Grises (SRAG) están siendo implementados cada vez con más frecuencia. (De Simone Souza, Paulo, & Boncz, 2017), (Doménech & Saurí, 2010)

Se denomina Sistema híbrido (SH) a la combinación de ambas alternativas en una misma edificación, esto conlleva a una disminución en el consumo de agua potable, al sugerir un cambio en el uso del recurso natural que está siendo empleado en actividades que no requieren

obligatoriamente de tan altos estándares de calidad. (Li, Boyle, & Reynolds, 2010), (Ghisi, Forgiarini Rupp, & Triska, 2014).

Sin embargo, estos sistemas han sido evaluados en su mayoría por criterios financieros, que se pueden resumir en costos y ahorros representados por indicadores como el VPN (Valor Presente Neto), la TIR (Tasa Interna de Retorno) y el PR (Periodo de Retorno); obteniendo como conclusión un análisis de la factibilidad financiera (García-Montoya, Bocanegra-Martínez, Nápoles-Rivera, Serna-González, & El-Halwagi, 2015), (Roebuck, Oltean-Dumbrava, & Tait), el cual brinda una visión limitada de los beneficios y ventajas que estas opciones suponen.

Una revisión más detallada de la literatura y las herramientas de diseño de SAALL y SRAG permite concluir que las evaluaciones bajo un solo objetivo: *'maximizar el beneficio financiero'*, omiten muchos de los aportes matizados que ofrecen estos sistemas (Zhang, Grant, Sharma, Chen, & Chen, 2010), (Marinoski & Ghisi, 2018). Por consiguiente, surge la necesidad de profundizar en el tema desde otra perspectiva, capaz de demostrar viabilidad en la gestión integral del agua, potencializando su uso.

Abordar la factibilidad de estos sistemas descentralizados desde el punto de vista ambiental, abarca una perspectiva más amplia y de esta forma, se estiman impactos más globales (Ghimire & Johnston, 2017). En consecuencia, se desarrolla el método Análisis de Ciclo de Vida (ACV) como una herramienta para cuantificar y comprender las causas de la escasez del agua, evaluar estrategias de mitigación y diseñar alternativas más sostenibles. (Horne, Verghese, & Grant, 2009)

En (Tavakol-Davani, y otros, 2018) se combina un modelo hidrológico con un ACV para evaluar la sostenibilidad ambiental de un SAALL y controlar los desbordamientos en el alcantarillado combinado de la ciudad de Toledo, Ohio. Manteniendo el mismo enfoque, (Petit-Boix & et.al., 2018) compara el desempeño ambiental al adecuar SAALL en dos ciudades

(Calafell, España y Ukiah, Estados Unidos) sometidas a estrés hídrico. (Angrill, y otros, 2017) Aplica el ACV a diferentes estrategias para el diseño y uso de SAALL en bloques de apartamentos residenciales en climas mediterráneos. (Godskesen, Hauschild, Rygaard, Zambrano, & Albrechtsen, 2013) Estima el impacto ambiental de cuatro alternativas (recolección de agua lluvia (ALL), pozos de agua, desalinización del agua de mar y extracción de agua subterránea) para el suministro de agua en Copenhague, Dinamarca y adicionalmente, estudia los impactos de la extracción de agua dulce.

La revisión bibliográfica también permite identificar que, aunque ciertos autores aplican el método de ACV para evaluar SAALL, es usual que investiguen un único impacto ambiental (suele ser el Potencial de calentamiento global o la Emisión de gases de efecto invernadero). (Devkota, Schlachter, & Apul, 2015), (Ghimire & Johnston, 2017), (Morales-Pinzón, Rieradevall, Gasol, & Gabarrell, 2015).

Respecto a los SRAG, (Dominguez & et.al., 2018) estima los impactos ambientales de tres alternativas de tratamiento para aguas grises (AG): i) fotocátalisis,; ii) fotocátalisis impulsada por energía solar; y iii) reactor biológico de membrana. (Jeong, Broesicke, Drew, & Crittenden, 2018) Presenta una comparación entre el sistema municipal centralizado de suministro de agua y un SRAG, en casas unifamiliares y edificios residenciales en Atlanta, Georgia. (Opher & Friedler, 2016) Determina el desempeño ambiental de cuatro alternativas para un sistema hipotético de reutilización y tratamiento de AG en una ciudad de Israel. (Hasik & et.al., 2017) Implementa el ACV a un edificio energía neta cero y agua neta cero, que emplea paneles fotovoltaicos y un SRAG. Finalmente, (Zanni & et.al., 2019) aplica el método ACV para valorar los beneficios ambientales derivados de los siguientes escenarios: i) Sistema convencional (SC); ii) SAALL; y iii) SRAG, en ocho casos de estudio diferentes ubicados en Bolonia, Italia.

Por otro lado, la combinación de un SAALL y un SRAG en una misma edificación, se convierte en un SH que depende en menor medida de la ocupación de la edificación, de los patrones de consumo, del área de captación y del clima, ayudando a normalizar las inconsistencias en la cantidad de ALL y AG recolectada, disminuyendo aún más el consumo de agua potable (Cheng Leong, Chong, & Poh, 2018). A pesar de estas ventajas, la adopción generalizada de los SH se ve obstaculizada por la mala percepción pública de la calidad final del agua reciclada y por la falta de sistemas existentes a escala piloto que proporcionen información sobre la factibilidad de su implementación (Domènech & Saurí, 2011). Como consecuencia de lo anterior, es muy poca la información disponible relacionada con estos sistemas y son aún más escasos los casos de estudios donde se recurre al método ACV para estimar su desempeño ambiental.

Acerca de la evaluación ambiental de los SH, (Marinoski & Ghisi, 2019) llevó a cabo un ACV para determinar el comportamiento ambiental de un SH en residencias unifamiliares en el sur de Brasil y lo comparó con el SC local. (Cheng Leong, Balan, Chong, & Poh, 2019) Analizó los impactos ambientales y económicos de un sistema centralizado de agua contra un SAALL, un SRAG y un SH, en un edificio comercial y en uno doméstico, mediante el ACV y el Costo de Ciclo de Vida (CCV), bajo condiciones climáticas tropicales. Por último, (García-Montoya, Sengupta, Nápoles-Rivera, Ponce-Ortega, & El-Halwagi, 2016) planteó una optimización multiobjetivo que buscaba equilibrar el costo total anualizado, el consumo de agua dulce y los impactos ambientales, del diseño de redes de agua residenciales involucrando SAALL y SRAG, en un complejo residencial en la ciudad de Morelia en México.

En el contexto local, en el Área Metropolitana de Bucaramanga (AMB), Santander - Colombia se han diseñado SH para dos tipos de edificaciones residenciales: i) vivienda de alto consumo, clasificada en estrato alto (Oviedo-Ocaña, Dominguez, Ward, Rivera-Sanchez, & Zaraza-Peña,

2018); y ii) vivienda de interés social (bajo consumo), clasificada en estrato bajo (Domínguez, Ward, Mendoza, Rincón, & Oviedo-Ocaña, 2017). No obstante, el diseño y la evaluación de estos sistemas, se ha enfocado hacia su factibilidad financiera, técnica y social, priorizando el beneficio económico. Por ahora, sigue siendo muy escasa la información relacionada con la implementación de SH en Colombia.

Como propósito de este documento se incorporó el ACV al SH diseñado en (Oviedo-Ocaña, Dominguez, Ward, Rivera-Sanchez, & Zaraza-Peña, 2018), con el fin de disminuir la brecha de conocimiento sobre el desempeño ambiental de los sistemas descentralizados de suministro de agua, en edificaciones residenciales ubicados en países en desarrollo.

1. Objetivos

1.1 Objetivo general

Evaluar la factibilidad ambiental de un sistema híbrido de aprovechamiento de agua lluvia y reutilización de aguas grises en una vivienda de alto consumo en el Área Metropolitana de Bucaramanga, aplicando el método Análisis de Ciclo de Vida (ACV).

1.2 Objetivos específicos

- Caracterizar un sistema híbrido de aprovechamiento de agua lluvia y reutilización de aguas grises en una vivienda de alto consumo en el Área Metropolitana de Bucaramanga.
- Establecer el Inventario de Ciclo de Vida (ICV) de un sistema híbrido de aprovechamiento de agua lluvia y reutilización de aguas grises en una vivienda de alto consumo en el Área Metropolitana de Bucaramanga.
- Interpretar los resultados del Análisis de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) de un sistema híbrido de aprovechamiento de agua lluvia y reutilización de aguas grises en una vivienda de alto consumo en el Área Metropolitana de Bucaramanga.

2. Marco de referencia

2.1 Aprovechamiento de agua lluvia

El aprovechamiento de aguas lluvia es probablemente la práctica más antigua en el mundo para enfrentar las necesidades de suministro de agua. En las últimas décadas, un creciente número de países han apoyado la implementación actualizada de esta alternativa, para hacerse cargo del aumento en las presiones por la demanda de agua, asociadas a los cambios climáticos (Campisano & et.al., 2017). La configuración de los SAALL puede variar significativamente dependiendo de las características del predio (e.g, área del techo), la confiabilidad de la lluvia, el nivel de demanda del consumidor y el nivel de calidad del agua requerido para los usos finales que serán abastecidos por el ALL (i.e. el inodoro precisa de agua de menor calidad que el grifo de la cocina). Los SAALL se dividen en cinco subsistemas principales, que incluyen: i) sistema de recolección; ii) sistema de tratamiento; iii) sistema de almacenamiento; iv) sistema de distribución; y v) sistema de respaldo de agua. (Vieira, Beal, Ghisi, & Stewart, 2014)

2.2 Reutilización de aguas grises

La reutilización de las aguas grises surge como una parte integral de la gestión de la demanda de agua, promoviendo la preservación del agua dulce, así como la reducción de los contaminantes en el medio ambiente y la disminución de los costos generales vinculados (Al-Jayyousi, 2003). La reutilización comienza con la captación de las AG causadas por el uso de los lavamanos, lavaderos,

lavadoras y/o duchas; seguidamente son enviadas hacia diversos procesos de tratamiento, permitiéndoles alcanzar una mejor calidad, para eventualmente ser empleadas en otras actividades donde no se exija agua potable (Friedler, 2004). La producción de AG varía ampliamente en cuantía y en composición, dependiendo de la ocupación del hogar, el aprovisionamiento de agua, la ubicación geográfica del país, entre otros factores. Es posible clasificar las diferentes etapas de tratamiento de un SRAG en primarias, secundarias y terciarias, variando la complejidad, el costo y la calidad final del agua. Usualmente en países en desarrollo, el tratamiento para AG cuenta con estaciones de cribado, sedimentación, filtración y desinfección como principales procesos. (Ghaitidak & Yadav, 2013), (Mandal, y otros, 2011).

2.3 Análisis de Ciclo de Vida (ACV)

ACV es un método estructurado, integral y estandarizado internacionalmente por las normativas ISO 14040:2006 e ISO 14044:2006 (ISO 14040:2006 Environmental Management, 2006), (ISO 14044:2006 Environmental Management, 2006). Sirve para cuantificar en cualquier bien o servicio (denominados en general '*productos*') todas las emisiones y recursos consumidos, los impactos ambientales y de salud. El ACV evalúa el ciclo de vida completo, desde la extracción de recursos, pasando por la producción, el uso y el reciclaje, hasta la eliminación de los residuos restantes (Centro Común de Investigación (Joint Research Centre), 2010). Suele usarse el método ACV para comparar los impactos ambientales totales entre dos productos (o sistemas). El Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) se refiere al ACV como una herramienta que revela '*el mundo detrás del producto*'. (Fava, 2002)

El ACV tiene varias etapas: i) inicia con la definición del objetivo y el alcance, lo cual implica fijar la unidad funcional representativa del sistema y, de igual forma, definir límites apropiados para el análisis; ii) identificación absoluta de los procesos de producción, disposición final y reciclaje de los materiales partícipes del ciclo de vida del bien o servicio que está siendo investigado; iii) creación del Inventario de Ciclo de Vida (ICV) que incluye la compilación de todos los *'flujos'* ambientales que comprenden la entrada de recursos y la salida de emisiones; iv) traducción de las emisiones y las extracciones de recursos, en un número limitado de puntajes de impacto ambiental a través del Análisis de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) y los factores de caracterización (Horne, Verghese, & Grant, 2009). Por último, v) interpretación de los resultados, que considera la identificación de los mayores contribuyentes, el análisis de sensibilidad y/o las comparaciones entre sistemas.

2.4 ReCiPe

ReCiPe es un método de AICV que deriva los factores de caracterización principalmente en dos formas; a nivel de punto medio, y a nivel de punto final. Los indicadores de punto medio se centran en problemas medio ambientales concretos, y los indicadores de punto final concentran los impactos en tres niveles de agregación superiores: i) el efecto sobre la salud humana; ii) la biodiversidad; y iii) la escasez de recursos (Goedkoop, Oele, Leijting, Ponsioen, & Meijer, 2016). Adicionalmente, para reunir los tipos similares de suposiciones y elecciones, los indicadores de punto medio y final de ReCiPe están disponibles en tres versiones que tienen en cuenta tres perspectivas diferentes: i) Individualista (I), comprende el marco temporal más corto; ii)

Jerárquico (H), comprende el marco temporal medio; e iii) Igualitaria (E), comprende el marco temporal más largo.

3. Metodología

3.1 Caracterización del sistema

3.1.1 Revisión de literatura. Empleando las bases de datos Scopus, Web of Science, Springer, Ebrary y ProQuest, se hizo una búsqueda de producción científica, empleando términos como *'agua lluvia'*, *'aguas grises'*, *'análisis de ciclo de vida'* y *'sistema híbrido'*. Se evidencia que existen muy pocos reportes alrededor del mundo donde se adopte el método de ACV para calcular los impactos ambientales provocados por la puesta en marcha de un SH en una edificación. (Marinoski & Ghisi, 2019), (García-Montoya, Sengupta, Nápoles-Rivera, Ponce-Ortega, & El-Halwagi, 2016) son en definitiva, los artículos seleccionados para elaborar un análisis detallado y también se hace una revisión de (Zanni & et.al., 2019), porque aunque no compromete un SH, contiene datos relevantes sobre los SAALL y SRAG.

En el Anexo A se encuentra la información precisa de las características de los casos de estudio, oferta y demanda de agua, criterios de diseño, asunciones y enfoques adoptados, que permite una comparación y clara visualización de los sistemas.

3.1.2 Diseño del Sistema híbrido (SH). El ACV será aplicado al SH diseñado previamente por (Oviedo-Ocaña, Dominguez, Ward, Rivera-Sanchez, & Zaraza-Peña, 2018).

El caso de estudio consta de una casa ubicada en el municipio de Floridablanca, Santander – Colombia, dentro del conjunto residencial Toscana, clasificado en estrato seis. La vivienda cuenta con dos plantas y un altillo, cinco baños y un área total construida de 216 [m²]. La precipitación promedio anual de la zona es de 1053 [mm] y el área de captación de ALL es de 102 [m²]. En la Figura 1 se visualiza la ubicación del cuarto de máquinas (espacio donde se aloja la maquinaria y el equipo requerido para el correcto funcionamiento del SH) y en la Figura 2 el diseño de las redes de recolección y distribución del SH propuesto.

Según Oviedo-Ocaña, Dominguez, Ward, Rivera-Sanchez, & Zaraza-Peña (2018) el consumo de agua potable es de 203 litros por persona por día y se asume una ocupación de la vivienda de 4.17 habitantes.

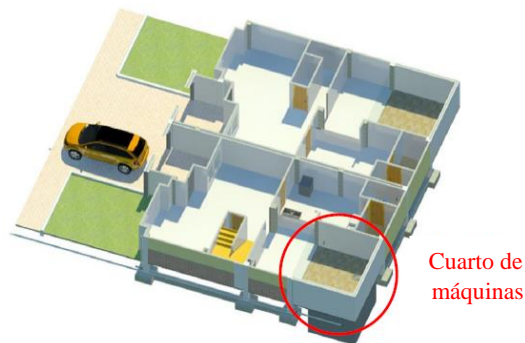


Figura 1. Ubicación del cuarto de máquinas. Adaptada de Oviedo-Ocaña, E. R.; Dominguez, I.; Ward, S.; Rivera-Sanchez, M.L. and Zaraza-Peña, J. M. “Financial Feasibility of End-user Designed Rainwater Harvesting and Greywater Reuse Systems for High Water Use Households,” *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 25, no. 20, pp. 19200–19216, 2018



Figura 2. Redes de recolección y distribución del Sistema híbrido. Adaptada de Oviedo-Ocaña, E. R.; Dominguez, I.; Ward, S.; Rivera-Sanchez, M.L. and Zaraza-Peña, J. M. “Financial Feasibility of End-user Designed Rainwater Harvesting and Greywater Reuse Systems for High Water Use Households,” *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 25, no. 20, pp. 19200–19216, 2018

El SAALL recolecta el ALL para suplir la demanda de usos finales que no necesitan agua potable en la vivienda; esas actividades están relacionadas con: i) grifo interior (GI); ii) grifo exterior (GE); iii) lavadora (LA); y iv) lavadero (LO). El consumo promedio de agua potable en esos usos finales equivale al 36.1%, como se evidencia en la Tabla 1. Finalmente, el sistema ahorra 70.60 [m³/año] de agua potable, es decir, 22.8% del consumo total de agua potable, similar al valor obtenido por (Jeong, Broesicke, Drew, & Crittenden, 2018). Se precisa 9.89 [kWh/año] para el correcto funcionamiento del sistema de bombeo.

Tabla 1.

Balance del Sistema de Aprovechamiento de Agua Lluvia (SAALL).

SAALL Balance	Cantidad	Unidad
Consumo promedio grifo exterior	3.4	%
	11	m ³ /año
Consumo promedio grifo interior	5.5	%
	17	m ³ /año
Consumo promedio lavadora y lavadero	27.2	%
	84	m ³ /año
Demanda promedio de agua para usos no potable	36.1	%
	112	m ³ /año
Ahorro de agua potable	22.8	%
	70.60	m ³ /año
Consumo de energía eléctrica	9.89	kWh/año

Por otro lado, el SRAG capta las AG provenientes de las duchas y las reutiliza en la descarga de los sanitarios (SA). Este sistema ahorra un 19.6% de la totalidad del agua potable consumida en la vivienda, lo que se traduce en 60.72 [m³/año] y se utilizan 10.66 [kWh/año] para operar el sistema de bombeo, como se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2.

Balance del Sistema de Reutilización de Aguas Grises (SRAG).

SRAG Balance	Cantidad	Unidad
	20.9	%
Oferta promedio duchas	65	m ³ /año
	19.9	%
Demanda promedio sanitarios	62	m ³ /año
	19.6	%
Ahorro de agua potable	60.72	m ³ /año
Consumo de energía eléctrica	10.66	kWh/año

La implementación del SH ahorra alrededor de 131 [m³/año] de agua potable, es decir, 42.5% del consumo total de agua potable, similar al valor obtenido por (Marinoski & Ghisi, 2019). Por esta razón, con la intención de diferenciar el SH del SC, en la Tabla 3, se especifica el gasto de agua potable en usos no potable, el volumen de agua potable proporcionada por la Planta de Tratamiento de Agua Potable (PTAP) y el volumen de agua residual enviada hacia la Planta de Tratamiento de Agua Residual (PTAR) de Río Frío.

La Figura 3 ilustra los diferentes procesos a los cuales debe someterse el ALL y las AG, después de ser recolectadas para posteriormente ser utilizadas, sin poner en riesgo la salud humana.

Tabla 3.

Comparación entre el Sistema híbrido (SH) y el Sistema convencional (SC).

Escenario	SH	SC
	[m ³ /año]	[m ³ /año]
Agua potable para usos no potable	42	173
Planta de Tratamiento de Agua Potable	178	309
Planta de Tratamiento de Agua Residual	237	297

Cuando el SAALL y/o SRAG no tengan la capacidad de abastecer la demanda de agua, el SC será el encargado de proveer el volumen de agua (procedente de la PTAP) faltante; el flotador electrónico enviará una señal a la válvula electrónica de bola cuando esto ocurra, para garantizar el suministro de agua, y, si el agua no potable recolectada supera la capacidad de almacenamiento de los tanques, la válvula se activará para evitar el rebose de los mismos.

3.1.3 Caracterización del Sistema híbrido. Para llevar a cabo el método ACV se necesita definir el objetivo y el alcance del sistema. A continuación, se da cumplimiento a los requerimientos instituidos por la normativa. (ISO 14040:2006 Environmental Management, 2006), (ISO 14044:2006 Environmental Management, 2006).

3.1.3.1 Objetivo del Análisis de Ciclo de Vida (ACV). El ACV tiene como objetivo evaluar los impactos ambientales producidos por la puesta en práctica de un SH en una vivienda de alto consumo, donde una porción de la demanda total del agua se suple gracias al aprovechamiento de agua lluvia y la reutilización de aguas grises. Además, el SH será comparado con un SC, donde la

suma total del agua requerida proviene de una PTAP, lo anterior con el fin de identificar el sistema ambientalmente más factible.

3.1.3.2 Alcance del Análisis de Ciclo de Vida (ACV). La unidad funcional (UF) es la recolección, el tratamiento, el almacenamiento y la distribución de 1 [m³] de agua no potable.

El ACV está enfocado en las fases de construcción y operación dentro de la vivienda, sin embargo, con el propósito de obtener una perspectiva más amplia de los impactos ambientales, se incluye la fase de operación de la PTAP y la PTAR; de esta forma, se estiman los recursos y las emisiones generadas debido a la producción de agua potable y el tratamiento de agua residual. En la Figura 4 se representa el SH, así como los límites y las operaciones que en él se encuentran.

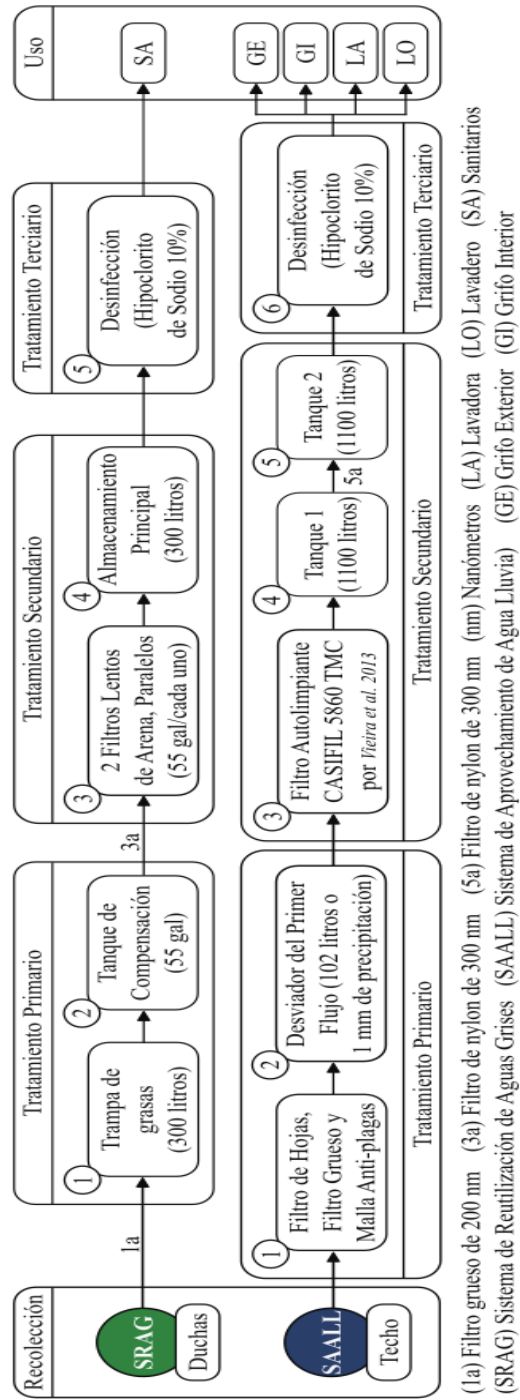


Figura 3. Tratamiento propuesto para el Sistema de Reutilización de Aguas Grises (SRAG) y el Sistema de Aprovechamiento de Agua Lluvia (SAALL).

La vida útil del sistema es de 50 años y la fase de disposición final no fue considerada en este ACV. Cuando los materiales o procesos son equivalentes en ambos escenarios (SH y SC), se excluyen. Únicamente participan en el análisis los elementos que difieren entre los sistemas (Goedkoop, Oele, Leijting, Ponsioen, & Meijer, 2016).

La fase de construcción consiste en la extracción de materias primas, su procesamiento y transformación. Se incluyó el transporte de los tanques de almacenamiento de ALL y AG, desde la ciudad de Bogotá (420 km de distancia) y adicionalmente, el material de excavación se deposita en el sitio de disposición final de escombros de la ciudad ubicado a 11 km del SH. Se asumieron camiones diésel con tecnología de motor EURO 2, debido a la falta de control por parte del gobierno colombiano en las emisiones contaminantes producidas por los vehículos.

La fase de operación comprende la energía usada por los sistemas de bombeo del SAALL y del SRAG para impulsar el agua no potable tratada; así mismo, la energía y demás recursos empleados por la PTAP y la PTAR (información obtenida de las bases de datos del software GaBi). La densidad del agua fue asumida como 997 [m³/kg].

En la fase de operación, también se integra el mantenimiento de los aparatos electromecánicos (vida útil de 15 años) y el reemplazo de los materiales para los filtros lentos de arena (cada 8 años), para el filtro grueso del SRAG (cada año) y el hipoclorito de sodio (solución al 10%) para la desinfección. (Ministerio de Salud Pública y Asistencia Social, 2006)

3.2 Inventario de Ciclo de Vida (ICV)

3.2.1 Cuantificación de componentes. En el Anexo B se encuentra el presupuesto detallado del proyecto realizado por (Oviedo-Ocaña, Dominguez, Ward, Rivera-Sanchez, & Zaraza-Peña,

2018), donde se presenta una comparación entre ‘Cantidad Nueva’ y ‘Cantidad Original’; estas columnas están vinculadas a todos los elementos partícipes de la construcción del SH y del SC, respectivamente.

Con la información del presupuesto y consultas externas (i.e., revisión de catálogos, contacto con proveedores) se determina el material y la cantidad de cada uno de los componentes que conforman los dos escenarios. Reporte contenido en el Anexo C.

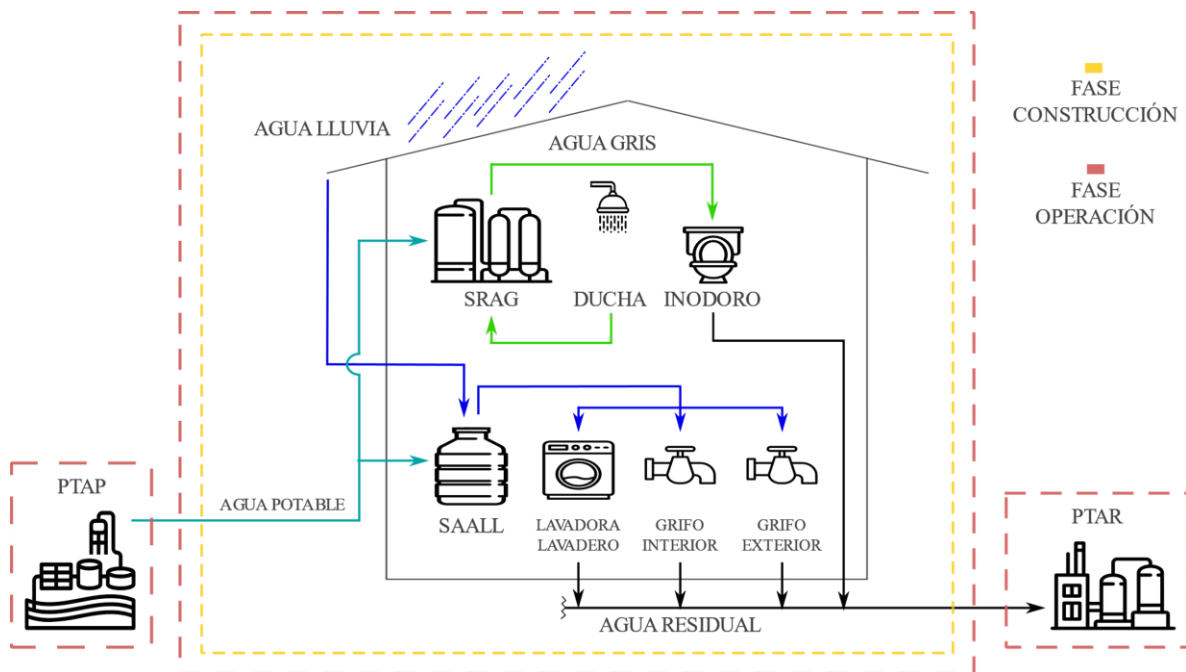


Figura 4. Límites del Sistema híbrido. (SRAG) Sistema de Reutilización de Aguas Grises. (SAALL) Sistema de Aprovechamiento de Agua Lluvia. (PTAP) Planta de Tratamiento de Agua Potable. (PTAR) Planta de Tratamiento de Agua Residual.

3.2.2 Inventario de Ciclo de Vida por Unidad Funcional. El Anexo D contiene los datos del inventario por UF. Estos valores se obtienen al relacionar la cuantificación de los componentes (sección 4.2.1) con la UF seleccionada para el proyecto y el flujo de referencia del sistema, en una sencilla regla de tres, para los 50 años de vida útil.

i) *Unidad funcional: 1 [m³]*

ii) *Flujo de referencia: 131 [m³/año]*

x [Unidad] por Unidad Funcional =

$$\frac{\text{Componente por vida útil [Unidad]} * UF [m^3]}{\text{Flujo de referencia por vida útil [m}^3\text{]}}$$

3.3 Análisis de Impacto de Ciclo de Vida (AICV)

3.3.1 GaBi Software. GaBi es un software de ACV que se utiliza para la modelización y la elaboración de informes, con una intuitiva recolección de datos y resultados analíticos. Las bases de datos de ACV de GaBi incluyen más de 12.000 conjuntos de datos de ICV basados en la recopilación de datos primarios (Thinkstep a Sphera Company, sf). GaBi fue elegido para la ejecución de este proyecto porque ofrece una licencia académica gratuita para estudiantes.

3.3.2 Modelamiento de escenarios en GaBi. De acuerdo con las bases de datos asequibles con la licencia académica, se compilan los procesos necesarios para proceder con el modelamiento de los sistemas. En el Anexo E se reportan las cifras.

Los procesos se han agrupado por fases de ciclo de vida, con el fin de verificar cuál genera el mayor impacto ambiental y, por lo tanto, hacia dónde dirigir los esfuerzos de optimización para las aplicaciones a escala real.

Con la lectura de (Kupfer & et.al., 2019) se asimilan los principios de modelamiento del software. En los Anexos F y G, se visualiza el montaje de ambos escenarios. Cabe señalar que los modelos del SC son muy sencillos, puesto que son pocos los datos de entrada que el sistema encierra, sin embargo, el volumen de agua potable que se usa y se desecha, es mayor.

Conforme los procesos cubiertos por el software, algunas de las asunciones establecidas en el modelamiento de los escenarios son: i) a las piezas de Policloruro de Vinilo (PVC, por sus siglas en inglés), se le suman las piezas de Policloruro de Vinilo Clorado (CPVC, por sus siglas en inglés); ii) el hipoclorito de sodio (solución al 10%) ha sido reemplazado por cloro; y iii) la arena de río y la arena de peña, se han categorizado como la misma.

Brasil ha sido el país elegido como representante entre las opciones disponibles del software para regionalizar la matriz energética, la producción de diésel, y de energía térmica proveniente de gas natural (P.E. International, sf), (XM S.A. E.S.P., 2018). Esta decisión se soporta en las similitudes halladas después de comparar la composición del parque de generación de energía eléctrica de cada país (Anexo H).

Los beneficios de la reutilización de las AG son observados en la reducción del flujo de agua que entra a la PTAR.

3.3.3 ReCiPe. Del software GaBi se escoge el método ReCiPe 2016 v1.1 con indicadores de punto medio y enfoque Jerárquico (H) (Huijbregts & et.al., 2016) para clasificar y caracterizar la magnitud y la importancia de los potenciales impactos ambientales. Se hace esa elección con el

objetivo de disminuir la incertidumbre de los resultados, debido a que ReCiPe es un método de AICV que se basa en datos provenientes de Europa, específicamente de países como Suiza, Países Bajos y Alemania, fuente principal de la información contenida en los procesos seleccionados para el modelamiento de los sistemas involucrados en este estudio.

Acorde al objetivo del ACV, serán consideradas 12 de las 18 categorías de impacto incorporadas en el método ReCiPe: i) Cambio climático [kg CO₂ eq.]; ii) Consumo de agua dulce [m³]; iii) Ecotoxicidad del agua dulce [kg 1,4 DB eq.]; iv) Eutrofización del agua dulce [kg P eq.]; v) Toxicidad en humanos, cancerígeno [kg 1,4 DB eq.]; vi) Toxicidad en humanos, no cancerígeno [kg 1,4 DB eq.]; vii) Ecotoxicidad marina [kg 1,4 DB eq.]; viii) Eutrofización marina [kg N eq.]; ix) Potencial de creación de ozono fotoquímico [kg NO_x eq.]; x) Agotamiento de la capa de ozono [kg CFC-11 eq.]; xi) Acidificación terrestre [kg SO₂ eq.]; y xii) Ecotoxicidad terrestre [kg 1,4 DB eq.]. En el Anexo I se brinda información sobre las categorías. Las 6 categorías de impacto restantes no fueron analizadas porque se apartan del objetivo principal de este estudio (i.e., evaluar la factibilidad ambiental de un sistema descentralizado que busca mitigar la escasez del agua dulce).

3.3.4 Índice de escasez hídrica. La escasez de agua se tuvo en cuenta mediante el Índice de escasez hídrica (WSI, por sus siglas en inglés) [m³ eq], aplicando los factores de caracterización propuestos por (Pfister, Koehler, & Hellweg, 2009).

El WSI se basa en una relación entre la suma de las extracciones de agua dulce para los diferentes sectores y la disponibilidad hidrológica en la cuenca hidrográfica. Es una función logística que escala el estrés hídrico entre 0.01 y 1. La razón por la cual comienza en 0.01 y no en 0, es porque cada extracción de agua lleva por lo menos a un impacto local marginal. La curva de

distribución se ajusta de tal forma que un valor de 0.5 representa el umbral entre el estrés hídrico moderado y severo (Huijbregts & et.al., 2016).

Se seleccionó la versión '*promedio OCDE + BRIC*' la cual se refiere al promedio de escasez de agua en los países que conforman la OCDE y el BRIC (Brasil, Rusia, India, China y Sudáfrica), ya que representan la mayoría de la actividad económica mundial. (Thylmann, Kupfer, Bos, & Pieper, 2019)

4. Resultados y discusión

4.1 Cálculo de impactos ambientales aplicando el método ReCiPe

La Tabla 4 engloba los resultados alcanzados después de ejecutar el método de AICV, ReCiPe. Los Anexos J y K recopilan de forma desagregada la información presentada en la Tabla 4.

Los impactos ambientales del SC superan en 11 de las 12 categorías al SH. Resultados similares a los presentados por (Marinoski & Ghisi, 2019), donde se evidencia un mejor desempeño por parte del SH en viviendas unifamiliares en Brasil, al ser comparado con el SC. Por otro lado, en (Cheng Leong, Chong, & Poh, 2018) el SAALL en una edificación comercial presenta los mejores resultados, no obstante, se afirma que si se utilizan volúmenes más altos de AG, el SH doméstico sería el escenario con el menor impacto ambiental, frente al SC.

Tabla 4.

Comparación entre impactos ambientales del Sistema híbrido y del Sistema convencional.

Categoría de impacto	Unidad	Escenarios	
		Sistema híbrido	Sistema convencional
Cambio climático	kg CO ₂ eq.	2.15E+00	2.65E+00
Consumo de agua dulce	m ³	-4.30E-01*	1.05E-01
Ecotoxicidad del agua dulce	kg 1,4 DB eq.	1.84E-02	2.32E-02
Eutrofización del agua dulce	kg P eq.	1.13E-03	1.43E-03
Toxicidad en humanos, cancerígeno	kg 1,4 DB eq.	9.31E-02	1.17E-01
Toxicidad en humanos, no cancerígeno	kg 1,4 DB eq.	8.59E-01	1.07E+00
Ecotoxicidad marina	kg 1,4 DB eq.	2.58E-02	3.24E-02
Eutrofización marina	kg N eq.	2.22E-03	2.80E-03
Potencial de creación de ozono fotoquímico	kg NO _x eq.	2.87E-03	2.67E-03
Agotamiento de la capa de ozono	kg CFC-11 eq.	6.37E-06	8.10E-06
Acidificación terrestre	kg SO ₂ eq.	2.68E-03	2.73E-03
Ecotoxicidad terrestre	kg 1,4 DB eq.	8.30E-01	9.66E-01

* El signo negativo significa que la cantidad de agua que se devuelve al medio ambiente es mayor comparada con el agua consumida.

A excepción de la categoría Potencial de creación de ozono fotoquímico [kg NO_x eq.], el SH se desempeña mejor. En el SH, esta categoría está fuertemente vinculada a los procesos de la PTAP y la PTAR, pese a lo anterior, es importante resaltar que el transporte de tanques aporta cerca del 23% del impacto total (Anexo J).

Cuando un signo negativo acompaña al consumo de agua dulce [m³] se entiende como un efecto favorable; esto ocurre porque la cantidad de agua que se devuelve al medio ambiente es mayor comparada con el agua consumida. Aunque en ambos escenarios el componente PTAR está

vinculado a un signo negativo (-1.79 [m³] en el SH y -2.25 [m³] en el SC) y la PTAP a un signo positivo (1.36 [m³] en el SH y 2.36 [m³] en el SC), la diferencia se centra en el cálculo final del consumo, donde se evidencia que el SC usa más agua de la que reintegra al medio ambiente (0.105 [m³]) y, por el contrario, el SH preserva el recurso hídrico (-0.430 [m³]).

La Tabla 5 y la Tabla 6 presentan la intervención de las fases de construcción y operación en cada uno de los sistemas. El consumo de agua dulce [m³] es excluido del siguiente análisis.

En 9 de las 12 categorías, la fase de operación tiene una contribución superior al 90% de la totalidad del impacto ambiental generado por el SH. Por otra parte, el componente transporte de tanques es el responsable del aporte de la fase de construcción en más de un 30% en la categoría Potencial de creación de ozono fotoquímico [kg NO_x eq.] y en más de un 15% en la categoría Acidificación terrestre [kg SO₂ eq.], debido a la incidencia de 6.57E-04 [kg NO_x eq.] y de 2.37E-04 [kg SO₂ eq.], respectivamente.

En el SC, la fase de operación corresponde a más del 99% del impacto total del sistema.

La pequeña contribución de la fase de construcción concuerda con muchos ACV de sistemas descentralizados de suministro de agua en la literatura (Marinoski, Rupp, & Ghisi, 2018), (Jeong, Broesicke, Drew, & Crittenden, 2018), (Opher & Friedler, 2016), (Zanni & et.al., 2019), (García-Montoya, Bocanegra-Martínez, Nápoles-Rivera, Serna-González, & El-Halwagi, 2015); resaltando que la oportunidad de mejora ambiental se observa en la fase de operación.

El papel del componente PTAR en el ACV es de gran relevancia. En el SC, en 7 de las 12 categorías sobrepasa en más de un 90% el aporte respecto a los demás componentes. En categorías como Potencial de creación de ozono fotoquímico [kg NO_x eq.], Acidificación terrestre [kg SO₂ eq.] y Ecotoxicidad terrestre [kg 1,4 DB eq.] cerca del 50% del impacto es responsabilidad de la PTAR y la mitad restante se vincula al componente PTAP. Finalmente, en la categoría Cambio

climático [kg CO₂ eq.] se reparten las cargas entre un 35% para la PTAP y un 65% para la PTAR, aproximadamente. La Figura 5 plasma con más claridad lo mencionado.

Tabla 5.

Valor absoluto y contribución relativa de los impactos de la fase de construcción y operación del Sistema híbrido.

Categoría de impacto	Unidad	Valor absoluto		Contribución relativa	
		Fase construcción	Fase operación	Fase construcción	Fase operación
Cambio climático	kg CO ₂ eq.	1.53E-01	2.00E+00	7.12%	93.02%
Ecotoxicidad del agua dulce	kg 1,4 DB eq.	4.00E-05	1.83E-02	0.22%	99.46%
Eutrofización del agua dulce	kg P eq.	1.76E-07	1.13E-03	0.02%	100%
Toxicidad en humanos, cancerígeno	kg 1,4 DB eq.	7.73E-05	9.30E-02	0.08%	99.89%
Toxicidad en humanos, no cancerígeno	kg 1,4 DB eq.	1.62E-02	8.43E-01	1.89%	98.14%
Ecotoxicidad marina	kg 1,4 DB eq.	1.21E-04	2.57E-02	0.47%	99.61%
Eutrofización marina	kg N eq.	1.24E-06	2.22E-03	0.06%	100%
Potencial de creación de ozono fotoquímico	kg NO _x eq.	8.66E-04	2.01E-03	30.17%	70.03%
Agotamiento de la capa de ozono	kg CFC-11 eq.	2.44E-08	6.35E-06	0.38%	99.69%
Acidificación terrestre	kg SO ₂ eq.	4.31E-04	2.25E-03	16.08%	83.96%
Ecotoxicidad terrestre	kg 1,4 DB eq.	3.94E-02	7.91E-01	4.75%	95.30%

Tabla 6.

Valor absoluto y contribución relativa de los impactos de la fase de construcción y operación del Sistema convencional.

Categoría de impacto	Unidad	Valor absoluto		Contribución relativa	
		Fase	Fase	Fase	Fase
		construcción	operación	construcción	operación
Cambio climático	kg CO ₂ eq.	7.60E-03	2.64E+00	0.29%	99.62%
Ecotoxicidad del agua dulce	kg 1,4 DB eq.	1.29E-06	2.32E-02	0.01%	100%
Eutrofización del agua dulce	kg P eq.	1.64E-08	1.43E-03	0.00%	100%
Toxicidad en humanos, cancerígeno	kg 1,4 DB eq.	4.70E-06	1.17E-01	0.00%	100%
Toxicidad en humanos, no cancerígeno	kg 1,4 DB eq.	4.29E-04	1.07E+00	0.04%	100%
Ecotoxicidad marina	kg 1,4 DB eq.	3.88E-06	3.24E-02	0.01%	100%
Eutrofización marina	kg N eq.	1.27E-07	2.80E-03	0.00%	100%
Potencial de creación de ozono fotoquímico	kg NO _x eq.	1.16E-05	2.66E-03	0.43%	99.63%
Agotamiento de la capa de ozono	kg CFC-11 eq.	2.19E-09	8.09E-06	0.03%	99.88%
Acidificación terrestre	kg SO ₂ eq.	8.02E-06	2.72E-03	0.29%	99.63%
Ecotoxicidad terrestre	kg 1,4 DB eq.	1.05E-03	9.65E-01	0.11%	99.90%

Algo similar acontece en el análisis de SH, ya que en 7 de las 12 categorías gobierna el componente PTAR; aun así, la participación de la PTAP en las categorías Potencial de creación de ozono fotoquímico [kg NO_x eq.], Acidificación terrestre [kg SO₂ eq.] y Ecotoxicidad terrestre [kg 1,4 DB eq.] se concentra en menor medida (alrededor de un 30%) y adicionalmente, en la

categoría Potencial de creación de ozono fotoquímico [kg NO_x eq.] se involucra activamente el componente transporte de tanques. En las últimas dos categorías, el componente energía eléctrica sobresale con un 12% de participación. La Figura 6 plasma con más claridad lo mencionado.

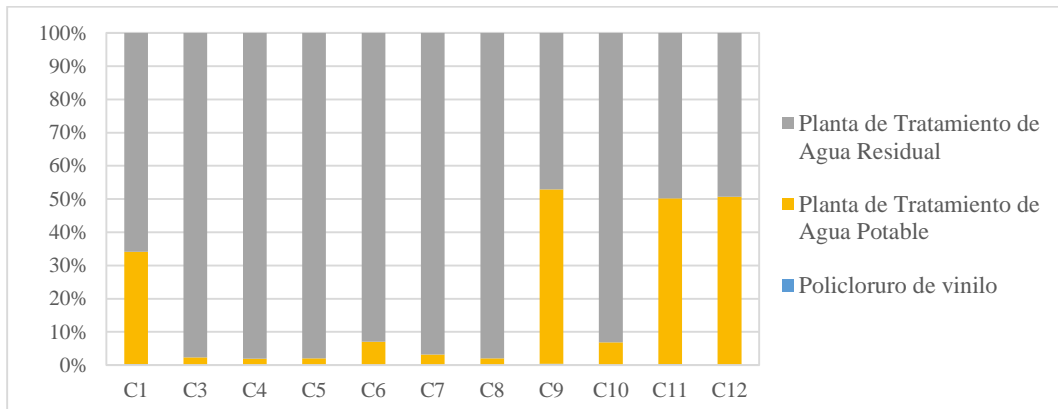


Figura 5. Contribución relativa de los componentes del Sistema convencional.

(C1) Cambio climático. (C3) Ecotoxicidad del agua dulce. (C4) Eutrofización del agua dulce. (C5) Toxicidad en humanos, cancerígeno. (C6) Toxicidad en humanos, no cancerígeno. (C7) Ecotoxicidad marina. (C8) Eutrofización marina. (C9) Potencial de creación de ozono fotoquímico. (C10) Agotamiento de la capa de ozono. (C11) Acidificación terrestre. (C12) Ecotoxicidad terrestre.

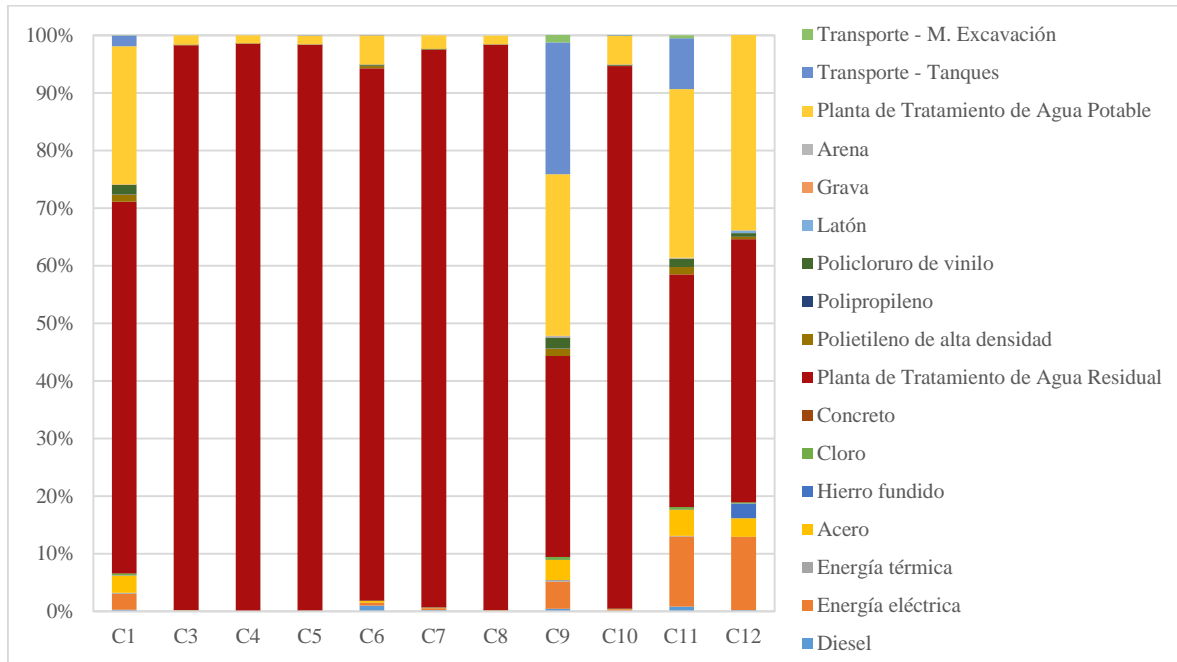


Figura 6. Contribución relativa de los componentes del Sistema híbrido.

(C1) Cambio climático. (C3) Ecotoxicidad del agua dulce. (C4) Eutrofización del agua dulce. (C5) Toxicidad en humanos, cancerígeno. (C6) Toxicidad en humanos, no cancerígeno. (C7) Ecotoxicidad marina. (C8) Eutrofización marina. (C9) Potencial de creación de ozono fotoquímico. (C10) Agotamiento de la capa de ozono. (C11) Acidificación terrestre. (C12) Ecotoxicidad terrestre.

La Figura 5 y la Figura 6 enfatizan la importancia de una evaluación completa de los límites apropiados de los sistemas, puesto que no incluir los procesos de la PTAP y la PTAR, cambiaría considerablemente los resultados obtenidos en este estudio.

El modelo de ACV de este estudio se basó completamente en los procesos de la base de datos del software GaBi (P.E. International, sf), con la excepción de la modificación de la matriz de energía eléctrica y la energía térmica proveniente de gas natural, las cuales se ajustaron a la información disponible de Brasil (contexto que más se acercaba a las condiciones locales

colombianas). Se asume que dicha modificación de los procesos es una forma válida de representar la PTAP y la PTAR del AMB. Lo anterior acontece con bastante frecuencia cuando se realizan ACV en países (usualmente en desarrollo) con poca información disponible. (Hasik & et.al., 2017), (Cheng Leong, Balan, Chong, & Poh, 2019).

4.2 Cálculo del Índice de escasez hídrica (WSI)

Con un valor de 0.532 [m³ eq.] el SC sobrepasa al SH que cuenta con 0.247 [m³ eq.], como se muestra en la Tabla 7, en la cual únicamente se tabulan los componentes PTAP y PTAR, al ser los más representativos. Los Anexos L y M recopilan de forma desagregada la información presentada en la Tabla 7.

Tabla 7.

Comparación del Índice de escasez hídrica (WSI) entre el Sistema convencional (SC) y el Sistema híbrido (SH). (PTAP) Planta de Tratamiento de Agua Potable. (PTAR) Planta de Tratamiento de Agua Residual.

Escenario	Unidad	WSI	Componente	
			PTAP	PTAR
SC	m ³ eq.	0.532	0.803	- 0.271
SH	m ³ eq.	0.247	0.462	- 0.215

Los impactos negativos vinculados a la PTAR significan que el agua se pone a disposición de otro usuario en otro lugar. No obstante, estos beneficios se ven opacados por los impactos relacionados a la PTAP, como se evidencia en la Figura 7.

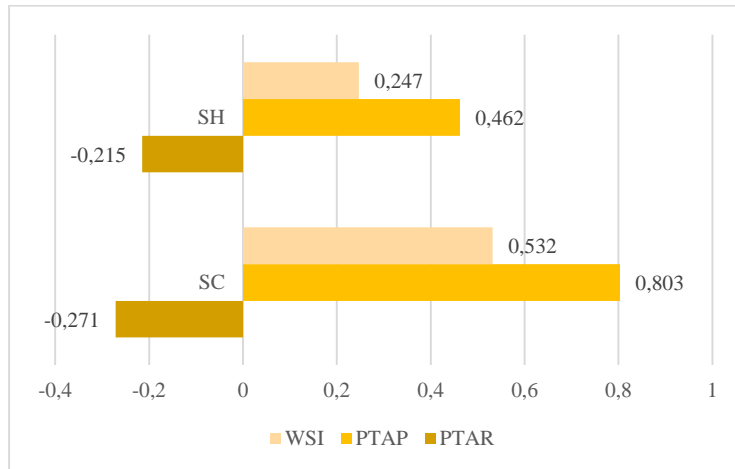


Figura 7. Comparación del Índice de escasez hídrica (WSI) entre el Sistema convencional (SC) y el Sistema híbrido (SH). (PTAP) Planta de Tratamiento de Agua Potable. (PTAR) Planta de Tratamiento de Agua Residual.

Según lo mencionado en la sección 4.3.4, el índice de 0.532 [m³ eq.] del SC, supone estrés hídrico severo. La alta incidencia del WSI subraya la importancia de incorporar métodos de evaluación relacionados con la escasez del agua dulce en los procesos de toma de decisiones. Aunque la tendencia mundial sea considerar el uso del agua como un asunto de alta prioridad (European Environment Agency, 2012), son pocos los artículos que integran índices vinculados a la escasez del agua para evaluar la implementación de sistemas descentralizados. (Vialle, y otros, 2015) Presenta una vivienda con 4 habitantes, donde el SAALL diseñado pone a disposición para otros usos alrededor de 1 [m³] de agua (WSI = - 0.71 [m³ eq]), y de igual forma, (Cheng Leong, Chong, & Poh, 2018) pone a disposición para otros usos 0.75 [m³/FU] de agua, con la puesta en marcha del SH en un escenario doméstico.

5. Conclusiones

- Este estudio evaluó la factibilidad ambiental de un sistema descentralizado de suministro de agua que incluye el aprovechamiento de agua lluvia y la reutilización de aguas grises, y adicionalmente, lo comparó con un sistema centralizado. El análisis se aplica a una vivienda con una demanda de agua potable de 203 litros por persona por día y de los cuales, el 22.8% se suple con la implementación de un SAALL y un 19.6% con un SRAG. Esto quiere decir que, el SH atiende el 75,8% de la demanda de agua para usos no potables en la vivienda y utiliza 20.55 [kWh/año] para su correcto funcionamiento.

- La recolección, el tratamiento, el almacenamiento y la distribución de 1 [m³] de agua no potable, se eligió como la UF que hace posible la comparación entre el SH y el SC, aplicando el método ACV en el software GaBi. Los impactos ambientales generados en las fases de construcción y operación de cada sistema se clasificaron y caracterizaron en 12 categorías de punto medio adscritas al método de AICV, ReCiPe. Por otro lado, se calculó el WSI con el fin de visualizar los efectos ambientales relacionados a la escasez de agua.

- Principalmente, se concluye que, para una vivienda ubicada en Floridablanca, Santander – Colombia, y con un alto consumo de agua, el SH resulta ser ambientalmente más factible si se compara con el SC.

6. Recomendaciones

- Los resultados de los análisis sugieren que los procesos implicados en las PTAP y las PTAR, se deben estudiar de forma precisa y detallada, puesto que juegan el papel más importante al momento de estimar los impactos ambientales ocasionados, mientras la contribución del resto de componentes se puede considerar poco significativa.
- Conforme a los lineamientos del método ACV, se determina que la fase de operación supone una afectación ambiental mucho mayor a la estimada por la fase de construcción. Respecto a las categorías de AICV, el Potencial de creación de ozono fotoquímico es la categoría que está más influenciada por los distintos componentes del sistema, seguido por la Acidificación y la Ecotoxicidad terrestre.
- Para futuros estudios, se sugiere contemplar con más detenimiento el transporte de los materiales y productos vinculados a los sistemas. De igual forma, se deben enfocar los esfuerzos hacia la determinación de la energía eléctrica involucrada no solo en el proceso de distribución, sino también en los procesos de tratamiento del agua recolectada.
- La falta de bases de datos asociados a los procesos ejecutados en Colombia, aumentan la incertidumbre de los resultados; por consiguiente, se recomienda la regionalización de los procesos a contextos que se acerquen más a la realidad local.

- Los SH están siendo reconocidos no sólo como una opción viable de suministro de agua, sino también como una estrategia de infraestructura para la adaptación al cambio climático, por lo tanto, las políticas públicas deberían ser modificadas para fomentar la adopción de estos sistemas. E igualmente, se debería promover en la sociedad el uso más consciente y adecuado del recurso hídrico.

Referencias bibliográficas

- Al-Jayyousi, O. (2003). *Greywater Reuse: Towards Sustainable Water Management*. Desalination, vol. 156, pp. 181–192.
- Angrill, S., Segura-Castillo, L., Petit-Boix, A., Rieradevall, J., Gabarrell, X., & Josa, A. (2017). *Environmental Performance of Rainwater Harvesting Strategies in Mediterranean Buildings*. Int. J. Life Cycle Assess., vol. 22, no. 3, pp. 398–409.
- Campisano, A., & et.al. (2017). *Urban Rainwater Harvesting Systems: Research, Implementation and Future Perspectives*. Water Res., vol. 115, pp. 195–209.
- Centro Común de Investigación (Joint Research Centre). (2010). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance*. Luxembourg: First edit. Publications Office of the European Union.
- Cheng Leong, J., Balan, P., Chong, M., & Poh, P. (2019). *Life-cycle Assessment and Life-cycle Cost Analysis of Decentralised Rainwater Harvesting, Greywater Recycling and Hybrid Rainwater-Greywater Systems*. J. Clean. Prod., vol. 229, pp. 1211–1224.
- Cheng Leong, J., Chong, M., & Poh, P. (2018). *Assessment of Greywater Quality and Performance of a Pilot-scale Decentralised Hybrid Rainwater-Greywater System*. J. Clean. Prod., vol. 172, pp. 81–91.
- Cheng Leong, J.Y.; Nan Chong, M.; Eong Poh, P.; Vieritz, A.; Talei, A. and Chow, M.F. (2018). “Quantification of Mains Water Savings from Decentralised Rainwater, Greywater, and Hybrid Rainwater-Greywater Systems in Tropical Climatic Conditions,” *J. Clean. Prod.*, vol. 176, pp. 946–958.

- Cheng, C.-L., Peng, J.-J., Ho, M.-C., Liao, W.-J., & Chern, S.-J. (2016). *Evaluation of Water Efficiency in Green Building in Taiwan*. *Water*, vol. 8, no. 6, p. 236, .
- De Simone Souza, H., Paulo, P., & Boncz, M. (2017). *A Constructed Wetland System for Residential Greywater Reuse: Economic Feasibility of, and Willingness to Pay for,*” *Desalin. Water Treat.*, vol. 91, pp. 336–348.
- Devkota, J., Schlachter, H., & Apul, D. (2015). *Life Cycle Based Evaluation of Harvested Rainwater Use in Toilets and for Irrigation*. *J. Clean. Prod.*, vol. 95, pp. 311–321.
- Devkota, J.; Schlachter, H. and Apul, D. (2015). “Life Cycle Based Evaluation of Harvested Rainwater Use in Toilets and for Irrigation,” *J. Clean. Prod.*, vol. 95, pp. 311–321.
- Doménech, L., & Saurí, D. (2010). *Socio-technical Transitions in Water Scarcity Contexts: Public Acceptance of Greywater Reuse Technologies in the Metropolitan Area of Barcelona*. *Resour. Conserv. Recycl.*, vol. 55, no. 1, pp. 53–62.
- Doménech, L., & Saurí, D. (2011). *A Comparative Appraisal of the Use of Rainwater Harvesting in Single and Multi-family Buildings of the Metropolitan Area of Barcelona (Spain): Social Experience, Drinking Water Savings and Economic Costs,*” *J. Clean. Prod.*, vol. 19, no. 6–7, pp. 598–608.
- Domínguez, I., Ward, S., Mendoza, J., Rincón, C. I., & Oviedo-Ocaña, E. (2017). *End-user Cost-benefit Prioritization for Selecting Rainwater Harvesting and Greywater Reuse in Social Housing*. *Water (Switzerland)*, vol. 9, no. 7.
- Dominguez, S., & et.al. (2018). *LCA of Greywater Management within a Water Circular Economy Restorative Thinking Framework*. *Sci. Total Environ.*, vol. 621, pp. 1047–1056.
- European Environment Agency. (2012). *Towards Efficient Use of Water Resources in Europe*. Copenhagen.

- Fava, J. (2002). *Life Cycle Initiative: A Joint UNEP/SETAC Partnership to Advance the Life-cycle Economy*. *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 7, no. 4, pp. 196–198.
- Friedler, E. (2004). *Quality of Individual Domestic Greywater Streams and its Implication for On-site Treatment and Reuse Possibilities*. *Environ. Technol.*, vol. 25, no. 9, pp. 997–1008.
- García-Montoya, M., Bocanegra-Martínez, A., Nápoles-Rivera, F., Serna-González, M. P.-O., & El-Halwagi, M. (2015). *Simultaneous Design of Water Reusing and Rainwater Harvesting Systems in a Residential Complex*,” *Comput. Chem. Eng.*, vol. 76, pp. pp. 104–116.
- García-Montoya, M., Sengupta, D., Nápoles-Rivera, F., Ponce-Ortega, J., & El-Halwagi, M. (2016). *Environmental and Economic Analysis for the Optimal Reuse of Water in a Residential Complex*. *J. Clean. Prod.*, vol. 130, pp. 82–91.
- Ghaitidak, D., & Yadav, K. (2013). *Characteristics and Treatment of Greywater - A Review*. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 20, no. 5, pp. 2795–2809.
- Ghimire, S., & Johnston, J. M. (2017). *Holistic Impact Assessment and Cost Savings of Rainwater Harvesting at the Watershed Scale*. *Elem. Sci. Anthr.*, vol. 5, no. 9, pp. 1–17.
- Ghisi, E. and Mengotti de Oliveira, S. (2007). “Potential for Potable Water Savings by Combining the Use of Rainwater and Greywater in Houses in Southern Brazil,” *Build. Environ.*, vol. 42, pp. 1731–1742.
- Ghisi, E., Forgiarini Rupp, R., & Triska, Y. (2014). *Comparing Indicators to Rank Strategies to Save Potable Water in Buildings*. *Resour. Conserv. Recycl.*, vol. 87, pp. 137–144.
- Godskesen, B., Hauschild, M., Rygaard, M., Zambrano, K., & Albrechtsen, H. (2013). *Life-cycle and Freshwater Withdrawal Impact Assessment of Water Supply Technologies*. *Water Res.*, vol. 47, no. 7, pp. 2363–2374.

- Goedkoop, P. M., Oele, M., Leijting, O., Ponsioen, T., & Meijer, E. (2016). *Introduction to LCA with SimaPro. no. 5.2.* . San Francisco: p. 80.
- Hanasaki, N.; *et.al.*, (2013). “A Global Water Scarcity Assessment Under Shared Socio-Economic Pathways - Part 2: Water Availability and Scarcity,” *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, vol. 17, no. 7, pp. 2393–2413.
- Hasik, V., & *et.al.* (2017). *Evaluating the Life Cycle Environmental Benefits and Trade-Offs of Water Reuse Systems for Net-Zero Buildings.* Environ. Sci. Technol., vol. 51, no. 3, pp. 1110–1119.
- Hong and, N.B.; Yabe, M. (2017). “Improvement in Irrigation Water Use Efficiency: a Strategy for Climate Change Adaptation and Sustainable Development of Vietnamese Tea Production,” *Environ. Dev. Sustain.*, vol. 19, no. 4, pp. 1247–1263.
- Horne, R., Verghese, K., & Grant, T. (2009). *Life Cycle Assessment: Principles, Practice, and Prospects.* . Collingwood: CSIRO PUBLISHING.
- Huijbregts, M., & *et.al.* (2016). “*ReCiPe 2016 v1.1,*” *BA Bilthoven,* .
- ISO 14040:2006 Environmental Management. (2006). *Life Cycle Assessment - Principles and Framework.*
- ISO 14044:2006 Environmental Management. (2006). *Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines.* .
- Jeong, H., Broesicke, O., Drew, B., & Crittenden, J. (2018). *Life Cycle Assessment of Small-scale Greywater Reclamation Systems Combined with Conventional Centralized Water Systems for the City of Atlanta, Georgia.* J. Clean. Prod., vol. 174, pp. 333–342.
- Juan, Y.K.; Chen, Y. and Lin, J.M. (2016). “Greywater Reuse System Design and Economic Analysis for Residential Buildings in Taiwan,” *Water (Switzerland)*, vol. 8, no. 11.

- Khatri, K.B.; Strong, C.; Kochanski, A.K.; Burian, S.; Miller, C. and Hasenyager, C. (2018). “Water Resources Criticality Due to Future Climate Change and Population Growth: Case of River Basins in Utah, USA,” *J. Water Resour. Plan. Manag.*, vol. 144, no. 8, pp. 1–13.
- Kupfer, T., & et.al. (2019). *GaBi Database & Modelling Principles*. Leinfelden-Echterdingen, Germany: International, P.E.
- Li, Z., Boyle, F., & Reynolds, A. (2010). *Rainwater Harvesting and Greywater Treatment Systems for Domestic Application in Ireland*. *Desalination*, vol. 260, pp. 1–8.
- Mandal, D., Labhasetwar, P., Dhone, S., Dubey, A., Shinde, G., & Wate, S. (2011). *Water Conservation due to Greywater Treatment and Reuse in Urban Setting with Specific Context to Developing Countries*. *Resour. Conserv. Recycl.*, vol. 55, no. 3, pp. 356–361.
- Marinoski, A. K., & Ghisi, E. (2019). *Environmental Performance of Hybrid Rainwater-Greywater Systems in Residential Buildings*. *Resour. Conserv. Recycl.*, vol. 144, pp. 100–114.
- Marinoski, A., & Ghisi, E. (2018). *Avaliação de Viabilidade Ambiental e Econômica de Sistemas de Aproveitamento de Água Pluvial em Habitação de Baixo Padrão: Estudo de Caso em Florianópolis, SC*. *Ambient. Construído*, vol. 18, no. 1, pp. 423–443.
- Marinoski, A., & Ghisi, E. (2019). *Environmental Performance of Hybrid Rainwater-Greywater Systems in Residential Buildings*. *Resour. Conserv. Recycl.*, vol. 144, pp. 100–114.
- Marinoski, A., Rupp, R., & Ghisi, E. (2018). *Environmental Benefit Analysis of Strategies for Potable Water Savings in Residential Buildings*. *J. Environ. Manage.*, vol. 206, pp. 28–39.
- Meléndez-Pérez, J.A.; Lemos-Lima, M.M.C.; Dominguez, I. and Oviedo-Ocaña, E.R. (sf). “Reutilización de Aguas Grises Domésticas para el Uso Eficiente del Recurso Hídrico: Aceptación Social y Análisis Financiero. Un caso en Portugal,” *Rev. UIS Ing.*, vol. 18,

- Ministerio de Salud Pública y Asistencia Social. (2006). *Tratamiento y Desinfección de Agua para Consumo Humano por Medio de Cloro*. Guatemala.
- Morales-Pinzón, T., Rieradevall, J., Gasol, C., & Gabarrell, X. (2015). *Modelling for economic cost and environmental analysis of rainwater harvesting systems*. *J. Clean. Prod.*, vol. 87, no. C, pp. 613–626.
- Notaro, V., Liuzzo, L., & Freni, G. (2016). *Reliability Analysis of Rainwater Harvesting Systems in Southern Italy*. *Procedia Eng.*, vol. 162, pp. 373–380.
- Nour, M., Ghanem, A., Buchholz, M., & Nassar, A. (2015). *Greenhouse Based Desalination for Brackish Water Management Using Bittern Evaporative Cooling Technique*. *Water Sci. Technol. Water Supply*, vol. 15, no. 4, pp. 709–717, .
- Opher, T., & Friedler, E. (2016). *Comparative LCA of Decentralized Wastewater Treatment Alternatives for Non-potable Urban Reuse*. *J. Environ. Manage.*, vol. 182, pp. 464–476.
- Organización de las Naciones Unidas. (2015). *La FAO y los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible*.
- Organización de las Naciones Unidas. (2016). *Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible: una Oportunidad para América Latina y el Caribe*.
- Organización de las Naciones Unidas. (2016). *Agua Limpia y Saneamiento: Por Qué es Importante*.
- Oron, G.; *et.al.*, (2014). “Greywater Use in Israel and Worldwide: Standards and Prospects,” *Water Res.*, vol. 58, no. 0, pp. 92–101.
- Oviedo-Ocaña, E. R., Dominguez, I., Ward, S., Rivera-Sanchez, M., & Zaraza-Peña, J. (2018). *Financial Feasibility of End-user Designed Rainwater Harvesting and Greywater Reuse Systems for High Water Use Households*. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 25, no. 20, pp. 19200–19216, .

- P.E. International. (sf). “*GaBi.*” *Leinfelden-Echterdingen*, . Germany.
- Parish, E. S.; Kodra, E.; Steinhaeuser, K. and Ganguly, A.R. (2012). “Estimating Future Global Per Capita Water Availability Based on Changes in Climate and Population,” *Comput. Geosci.*, vol. 42, pp. 79–86.
- Permanhani, M.; Costa, J.M.; Conceição, M.A.F. De Souza, R.T.M.M; Vasconcellos, A.S. and Chaves, M.M. (2016). “Deficit Irrigation in Table Grape: Eco-Physiological Basis and Potential Use to Save Water and Improve Quality,” *Theor. Exp. Plant Physiol.*, vol. 28, no. 1, pp. 85–108.
- Petit-Boix, A., & et.al. (2018). *Life Cycle and Hydrologic Modeling of Rainwater Harvesting in Urban Neighborhoods: Implications of Urban Form and Water Demand Patterns in the US and Spain*. *Sci. Total Environ.*, vol. 621, pp. 434–443.
- Pfister, S., Koehler, A., & Hellweg, S. (2009). *Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA*. *Environ. Sci. Technol.*, vol. 43, no. 11, pp. 4098–4104.
- Rahman, A.; Keane, J. and Imteaz, M.A. (2012). “Rainwater Harvesting in Greater Sydney: Water Savings, Reliability and Economic Benefits,” *Resour. Conserv. Recycl.*, vol. 61, pp. 16–21.
- Roebuck, R., Oltean-Dumbrava, C., & Tait, S. (s.f.). *Whole Life Cost Performance of Domestic Rainwater Harvesting Systems in the United Kingdom*. *Water Environ. J.*, vol. 25, no. 3, pp. 355–365, 2011.
- Santos, C.; Taveira-Pinto, F.; Cheng, C.Y. and Leite, D. (2012). “Development of an Experimental System for Greywater Reuse,” *Desalination*, vol. 285, pp. 301–305.
- Schewe, J.; *et.al.*, (2014). “Multimodel Assessment of Water Scarcity Under Climate Change,” *Proc. Natl. Acad. Sci.*, vol. 111, no. 9, pp. 3245–3250.

- Tavakol-Davani, H., Burian, S. J., Butler, D., Sample, D., Devkota, J., & Apul, D. (2018). *Combining Hydrologic Analysis and Life Cycle Assessment Approaches to Evaluate Sustainability of Water Infrastructure*. *J. Irrig. Drain. Eng.*, vol. 144, no. 11.
- Thinkstep a Sphera Company. (sf). *Life Cycle Assessment with GaBi Software*. Obtenido de <https://www.thinkstep.com/software/gabi-software/gabi-professional/lca>
- Thylmann, D., Kupfer, T., Bos, U., & Pieper, M. (2019). *Introduction to Water Assessment in GaBi Software*. Leinfelden-Echterdingen, Germany: International, P.E., .
- Vialle, C., Busset, G., Tanfin, L., Montrejaud-Vignoles, M., Huau, M., & Sablayrolles, C. (2015). *Environmental Analysis of a Domestic Rainwater Harvesting System: A Case Study in France*. *Resour. Conserv. Recycl.*, vol. 102, pp. 178–184.
- Vieira, A., Beal, C., Ghisi, E., & Stewart, R. (2014). *Energy Intensity of Rainwater Harvesting Systems: A Review*. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 34, pp. 225–242.
- Wanjiru, E. and Xia, X. (2018). “Sustainable Energy-water Management for Residential Houses with Optimal Integrated Grey and Rain Water Recycling,” *J. Clean. Prod.*, vol. 170, pp. 1151–1166.
- Wanjiru, E.M.; Sichilalu, S.M. and Xia, X. (2017). “Optimal Control of Heat Pump Water Heater-Instantaneous Shower Using Integrated Renewable-Grid Energy Systems,” *Appl. Energy*, vol. 201, pp. 332–342.
- Wiltshire, A., & et.al. (2013). *The Importance of Population, Climate Change and CO2 Plant Physiological Forcing in Determining Future Global Water Stress*. *Glob. Environ. Chang.*, vol. 23, no. 5, pp. 1083–1097,.
- XM S.A. E.S.P. (2018). *Reporte Integral de Sostenibilidad, Operación y Mercado*.

Zanni, S., & et.al. (2019). *Modeling for Sustainability: Life Cycle Assessment Application to Evaluate Environmental Performance of Water Recycling Solutions at the Dwelling Level.*

Sustain. Prod. Consum., vol. 17, pp. 47–61.

Zhang, Y., Grant, A., Sharma, A., Chen, D., & Chen, L. (2010). *Alternative Water Resources for Rural Residential Development in Western Australia.* *Water Resour. Manag.*, vol. 24, no. 1, pp.

25–36