



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO
INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

**ÁREA ACADÉMICA DE QUÍMICA
MAESTRÍA EN QUÍMICA**

TESIS

**APLICACIÓN DE UNA SOLUCIÓN BASADA
EN LA NATURALEZA AL TRATAMIENTO DE
AGUAS GRISES DOMICILIARIAS**

**Para obtener el grado de
Maestra en Química**

PRESENTA

Ing. Estefanía Aguirre Álvarez

Directora

Dra. Gabriela Alejandra Vázquez Rodríguez

Codirectora

Dra. Liliana Guadalupe Lizárraga Mendiola

Comité tutorial

Dra. Claudia Coronel Olivares

Dr. Jesús Andrés Tavizón Pozos

Mineral de la Reforma, Hidalgo, México, abril de 2024

Mtra. Ojuky del Rocío Islas Maldonado
Directora de Administración Escolar
Presente.

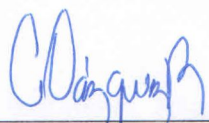
El Comité Tutorial de la **Tesis de Maestría** titulada **“APLICACIÓN DE UNA SOLUCIÓN BASADA EN LA NATURALEZA AL TRATAMIENTO DE AGUAS GRISES DOMICILIARIAS”**, realizado por la sustentante **Estefanía Aguirre Álvarez** con **número de cuenta 472659** perteneciente al programa de **Maestría en Química**, una vez que ha revisado, analizado y evaluado el documento recepcional de acuerdo a lo estipulado en el Artículo 110 del Reglamento de Estudios de Posgrado, tiene a bien extender la presente:

AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN

Por lo que la sustentante deberá cumplir los requisitos del Reglamento de Estudios de Posgrado y con lo establecido en el proceso de grado vigente.

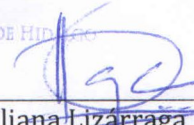
Atentamente
“Amor, Orden y Progreso”
Mineral de la Reforma, Hidalgo a 01 de abril de 2024


El Comité Tutorial

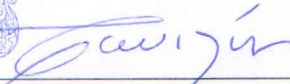

 Dra. Gabriela Alejandra Vázquez Rodríguez
 Directora de Tesis

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO




 Dra. Liliana Lizarraga Mendiola
 Codirectora de Tesis


 Dra. Claudia Coronel Olivares


 Dr. Jesús Andrés Tavizón Pozos

Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería
 Área Académica de Química

Ciudad del Conocimiento, Carretera Pachuca-Tulancingo Km. 4.5 Colonia Carboneras, Mineral de la Reforma, Hidalgo, México. C.P. 42184
 Teléfono: 52 (771) 71 720 00 Ext. 2200, 2201
 Fax 6502
 aaq_icbi@uaeh.edu.mx

Esta tesis la realizó Estefanía Aguirre Álvarez, con número de CVU: 1186221, de CONAHCYT (Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología), en el Área Académica de Química de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH) bajo la dirección de la Dra. Gabriela Alejandra Vázquez Rodríguez (AAQ, UAEH) y la codirección de la Dra. Liliana Lizárraga Mendiola (AAIyA, UAEH).

Esta tesis generó las siguientes publicaciones:

Artículo publicado en revista indizada

Aguirre-Álvarez, E., Lizárraga-Mendiola, L., Coronel-Olivares, C., Tavizón-Pozos, J. A., Vázquez-Rodríguez, G. A. (2023) Evaluación de una paleta vegetal apta para el tratamiento de aguas grises ligeras en soluciones basadas en la naturaleza. Tratamiento de aguas grises ligeras en una solución basada en la naturaleza. *Ingeniería del agua* 27(3), 183–196. <https://doi.org/10.4995/ia.2023.19554>

Resumen y trabajo en extenso:

Aguirre-Álvarez, E., Lizárraga-Mendiola, L., Coronel-Olivares, C., Tavizón-Pozos, J. A., Vázquez-Rodríguez, G. A. (2023) Desempeño de residuos de la construcción y la demolición en soluciones basadas en la naturaleza para el tratamiento de aguas grises ligeras. *Tendencias en Energías Renovables y Sustentabilidad (TERYS)* 2(1), 200-212. <https://cidser.org/revista.html>

Artículo aceptado en revista indizada con factor de impacto

Aguirre-Álvarez, E., Lizárraga-Mendiola, L., Coronel-Olivares, C., Tavizón-Pozos, J. A., Vázquez-Rodríguez, G. A. (2023) Performance of construction and demolition waste with selected vascular plants to treat gray water in nature-based solutions. *Waste and Biomass Valorization*. Springer.

Presentaciones en eventos académicos

Sistema descentralizado de tratamiento de aguas grises ligeras para reúso doméstico: Aplicación de una solución basada en la naturaleza a la economía circular doméstica. *XIX Congreso Internacional sobre Sostenibilidad Ambiental, Cultural, Económica y Social*. Evento híbrido (virtual y presencial). Universidad de Liubliana, Liubliana, Eslovenia, llevado a cabo 1-3 de febrero del 2023.

Desempeño de residuos de la construcción y la demolición en soluciones basadas en la naturaleza para el tratamiento de aguas grises ligeras. *IV Seminario de Diáspora Hídrica: Jóvenes Mexicanos Explorando las Fronteras del Conocimiento del Agua*. Evento virtual realizado del 5 al 7 de septiembre del 2023.

Desempeño de residuos de la construcción y la demolición en soluciones basadas en la naturaleza para el tratamiento de aguas grises ligeras. *XL Congreso Internacional del Desarrollo Sustentable y Energías Renovables (CIDSER)*, llevado a cabo 6, 7 y 8 de noviembre del 2023, en Orizaba, Veracruz, México.

Agradecimientos:

A mi; Por mi esfuerzo y dedicación. El día de hoy, me reconozco y me admiro por seguir adelante.
A la vida, por darme la oportunidad de crecer y estar presente el día de hoy, rodeada de personas muy bellas.

A mi familia; a mis padres, Yolanda Álvarez y Oscar V. Aguirre, por el soporte, por su amor incondicional, su confianza, sus enseñanzas y la motivación que me han brindado durante mi formación profesional. Me encuentro muy orgullosa de ser su hija. Estoy eternamente agradecida. Deseo algún día poder ofrecerles lo mucho que me han otorgado ¡Los amo!

A mis hermanos, Aline e Iram y, a mis sobrinitas, Odette, Raisa y Aurora, por siempre estar conmigo, por su apoyo y cariño, por los consejos, las vivencias, risas y todos los momentos bellos que nos conforman. Agradezco a la vida y a Dios por permitirme tenerlos.

A mi directora de tesis, Dra. Gabriela Alejandra Vázquez Rodríguez, por brindarme esta oportunidad, bajo su dirección, por enseñarme y encaminarme, por todo su apoyo, los consejos, la dedicación, su tiempo y motivación. La visualizo como una gran persona, me inspira mucho.

A mi comité tutorial; A la Dra. Claudia Coronel Olivares, por su apoyo, por sus clases, por compartirme de lo mucho que sabe, por las pláticas y los consejos. Gracias por su amabilidad y motivación. A la Dra. Liliana Lizárraga Mendiola y al Dr. Andrés Tavizón Pozos, quienes me brindaron asesorías, enseñanzas y tiempo para poder finalizar este trabajo.

A mis amigos, de vida, de escalada y música; Gabo, Tania, Lily, Peter, Ruby, Gerald, por todas las aventuras, las risas, los atardeceres, por su amistad, las pláticas, el enseñarme como ser mejor persona, los gritos de motivación y la contención.

A mis amigas y compañeros de la escuela; Betty, Mariana, Ross, Bri, Mony, Andrés por toda su ayuda recibida en el laboratorio, por sus palabras, su compañía, mensajes, por las pláticas y risas, dentro y fuera del lab.

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (CONAHCyT) por el apoyo económico recibido durante el periodo que duró esta investigación.

¡Gracias!



ÍNDICE

Nomenclatura

Resumen

Abstract

1. Introducción 1

PARTE I. PLANTEAMIENTO METODOLÓGICO

2. Marco teórico 2

2.1 *Definición de las aguas grises* 2

2.1.1 *Características y composición de las aguas grises* 2

2.1.2 *Beneficios y aplicaciones del reúso de aguas grises* 6

2.2 *Las soluciones basadas en la naturaleza y su importancia* 6

2.2.1 *Muros verdes* 7

2.2.2 *Fitorremediación en soluciones basadas en la naturaleza* 9

2.3 *Sustrato y materiales filtrantes en soluciones basadas en la naturaleza* 10

2.3.1 *Implementación de suelo como material filtrante y sustrato* 10

2.3.1.1 *Propiedades del suelo* 11

2.3.2 *Carbón activado* 14

2.3.3 *Zeolitas* 16

2.3.4 *Grava y arena* 16

2.4 *Problemática ambiental asociada a los residuos de la demolición y la construcción* ... 17

2.4.1 *Definición* 17

2.4.2 *Cantidades generadas* 18

2.4.3 *Clasificación* 19

2.4.4 *Normatividad mexicana* 20

2.4.5 *Reciclaje en la Ciudad de México* 21

3. Planteamiento del problema 22

4. Hipótesis 23

5. Justificación 24

6. Objetivos 24

6.1 *Objetivo general* 24

6.2 *Objetivos específicos* 24

6.3 *Referencias bibliográficas* 25

PARTE II. RESULTADOS

7. Desempeño de una paleta vegetal preseleccionada y materiales filtrantes convencionales en el tratamiento de aguas grises ligeras 31

7.1 *Introducción* 31

7.2 *Materiales y métodos* 31

7.2.1 *Materiales filtrantes* 31

7.2.2 *Selección de la paleta vegetal* 31

7.2.3 *Pruebas a escala laboratorio* 32

7.2.4 *Análisis estadísticos* 33

7.3 *Resultados y discusión* 33

7.3.1	<i>Eficiencias de remoción de contaminantes</i>	33
7.3.2	<i>Análisis estadísticos</i>	40
7.3.3	<i>Factibilidad del reúso del agua tratada</i>	40
7.4	<i>Conclusiones</i>	41
7.5	<i>Referencias bibliográficas</i>	42
8.	Desempeño de residuos de la construcción y la demolición en soluciones basadas en la naturaleza para el tratamiento de aguas grises ligeras	45
8.1	<i>Introducción</i>	45
8.2	<i>Materiales y métodos</i>	45
8.2.1	<i>Materiales filtrantes</i>	45
8.2.2	<i>Pruebas a escala laboratorio</i>	46
8.2.3	<i>Análisis estadísticos</i>	47
8.3	<i>Resultados y discusión</i>	48
8.3.1	<i>Eficiencias de remoción de contaminantes en las pruebas a escala laboratorio</i>	48
8.3.2	<i>Análisis estadísticos</i>	53
8.3.3	<i>Factibilidad del reúso del agua tratada</i>	54
8.4	<i>Conclusiones</i>	55
8.5	<i>Referencias bibliográficas</i>	56
9.	Residuos de la construcción y la demolición (RCD) como materiales filtrantes para el tratamiento de aguas grises ligeras en un muro verde	58
9.1	<i>Introducción</i>	58
9.2	<i>Materiales y métodos</i>	59
9.2.1	<i>Materiales filtrantes</i>	59
9.2.2	<i>Diseño experimental del muro verde</i>	61
9.2.3	<i>Pruebas de tratamiento de aguas grises ligeras</i>	62
9.2.4	<i>Análisis estadísticos</i>	63
9.2.5	<i>Caracterización de materiales filtrantes: Microscopía electrónica de barrido (MEB) y análisis elemental (EDS)</i>	63
9.3	<i>Resultados y discusión</i>	63
9.3.1	<i>Eficiencias de eliminación de contaminantes en pruebas a escala de laboratorio</i>	63
9.3.3	<i>Caracterización de materiales filtrantes: microscopía electrónica de barrido (MEB) y análisis elemental (EDS)</i>	72
9.3.4	<i>Viabilidad del reúso del agua tratada</i>	78
9.4	<i>Conclusiones</i>	79
9.5	<i>Referencias bibliográficas</i>	80
PARTE III. CONCLUSIONES GENERALES Y PERSPECTIVAS		
10.	Conclusiones generales y perspectivas	84
10.1	<i>Conclusiones</i>	84
10.2	<i>Perspectivas</i>	85

Nomenclatura

AG: Agua gris

AGL: Agua gris ligera

CA: Carbón activado

CAG: Carbón activado granular

CE: Conductividad eléctrica

CIC: Capacidad de intercambio catiónico

DBO₅: Demanda bioquímica de oxígeno

DQO: Demanda química de oxígeno

MEB: Microscopia electrónica de barrido

NH₄⁺: Amonio

NO₂⁻: Nitritos

NO₃⁻: Nitratos

PO₄³⁻: Fosfatos

PTAR: Planta de tratamiento de agua residual

RCD: Residuos de la construcción y la demolición

SbN: Soluciones basadas en la naturaleza

Z: Zeolita

Resumen

El agua es la fuente y el sostén de la vida en nuestro planeta, es esencial para la regulación y la estabilidad, tanto del medio ambiente como de los organismos que la habitamos, así como también para el desarrollo socioeconómico. Debido a la alta demanda de agua potable de la sociedad y la industria, ha disminuido su disponibilidad, no sólo en México sino en numerosas regiones del mundo. Dado que las aguas grises representan una proporción considerable (65-75%) de las aguas residuales domésticas, las acciones que contribuyan a su gestión, con un enfoque descentralizado y que genere una economía circular doméstica, son cruciales para disminuir la demanda de agua de abastecimiento.

Por otra parte, la industria de la construcción genera residuos que no suelen ser gestionados adecuadamente en diversas partes del territorio nacional mexicano, y representan un serio problema ambiental puesto que constituyen el 30% de los residuos sólidos producidos en el mundo. Lo anterior empeora porque son pocos los sitios autorizados para su disposición y terminan arrojados en vertederos clandestinos.

Las soluciones basadas en la naturaleza (SbN) contribuyen a la resolución de diversos retos de la sociedad. Son sistemas multiescalares que imitan procesos naturales en ecosistemas naturales o modificados, ya sea en ámbitos urbanos o rurales. Al mismo tiempo, proveen servicios ecosistémicos variados, entre los que se encuentran el tratamiento de aguas grises para su reúso a posteriori; es decir, son una herramienta para la gestión del agua residual doméstica.

Esta tesis de maestría tuvo como objetivo la evaluación de diversos materiales filtrantes para el tratamiento de aguas grises ligeras (AGL) domésticas mediante soluciones basadas en la naturaleza; por un lado, materiales convencionales (zeolita, carbón activado, arena y grava) y por el otro, residuos de la construcción y la demolición (RCD) (concreto reciclado, pavimento permeable, tabique y azulejo).

Primeramente, se evaluó el desempeño de una paleta vegetal compuesta por cinco plantas vasculares (*Portulaca grandiflora*, *Tradescantia pallida*, *Chrysopogon zizanioides*, *Sansevieria trifasciata* y *Neprolepis oblitterata*) mediante soluciones basadas en la naturaleza a escala laboratorio, para el tratamiento de AGL. Las plantas ornamentales se sembraron en macetas rellenas con materiales filtrantes convencionales (suelo, carbón activado, zeolita, arena y grava), las cuales eran alimentadas con AGL provenientes de una lavadora. Posteriormente, sus efluentes fueron recuperados y analizados en el laboratorio, para determinar la eficiencia de remoción de los contaminantes presentes: turbidez (A_{600}), conductividad eléctrica (CE), pH, nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$), fosfatos (PO_4^{3-}) y demanda química de oxígeno (DQO). De esta manera se identificaron las cuatro plantas con mayor potencial para tratar aguas grises domésticas: *C. zizanioides*, *P. grandiflora*, *T. pallida*, *N. oblitterata* y se confirmó su adaptación a las aguas grises en el transcurso del proyecto.

Posteriormente, la paleta vegetal preseleccionada (*C. zizanioides*, *P. grandiflora*, *T. pallida* y *N. oblitterata*) se sembró en macetas empacadas con cuatro tipos diferentes de RCD (concreto reciclado, pavimento permeable, ladrillo, azulejo). A estas SbN y sus diversas configuraciones se denominaron “unidades de tratamiento individual”, y fueron evaluadas para determinar qué tipo de RCD se desempeñó con mayor eficiencia en la remoción de los parámetros analizados y para determinar la configuración la más eficiente en el tratamiento de AGL. Además, se analizó si los efluentes cumplían con la normatividad mexicana (NOM-001-SEMARNAT-2021) para ser reusados en el riego de áreas verdes y otros tipos de riego. Los resultados evidenciaron que las unidades de tratamiento empacadas con concreto reciclado triturado y *C. zizanioides* fueron, en general, las que mejor eliminaron los

contaminantes evaluados: A_{600} , 32%; PO_4^{-3} , 33%; $N-NH_4^+$, 37%; y DQO, 34%. Asimismo, disminuyó el pH a un valor cercano a la neutralidad (7.2). Sin embargo, los efluentes cumplieron con la norma mexicana únicamente en términos de pH.

Se evaluó un muro verde a escala real con las configuraciones óptimas, es decir, la paleta de plantas vasculares ya mencionada y los RCD (concreto reciclado, pavimento permeable y ladrillo) para tratar de aguas grises domésticas durante ocho ciclos de alimentación. El muro verde estaba conformado por cuatro módulos empacados con un tipo diferente de RCD en cada uno. El módulo compuesto por concreto reciclado fue el material filtrante que ejerció mayores eficiencias medias de remoción de contaminantes: de A_{600} , 52%; CE, 12.5%; $N-NH_4^+$, 65.2%; fosfatos, 68.3%; DQO, 71.9%; DBO_5 , 80.7%, y del indicador microbiológico *E. coli*, 100%. Se observó en la mejor calidad del efluente en el octavo (o último) ciclo: A_{600} , 0.45; CE, 1120 μ S/cm; pH 7.3; $N-NH_4^+$, 1.7mg/L; fosfatos, 1.6 mg/L; DQO, 54 mg/L; DBO_5 , 155mg/L y, *E. coli* con 0 UFC/mL. Se analizó la idoneidad de la calidad de las aguas grises tratadas para conocer si son aptas para su reúso, riego o su infiltración, según la normatividad mexicana vigente (NOM-001-SEMARNAT-2021). Nuestros resultados evidencian que implementar un solución basada en la naturaleza de tipo muro verde empacado con RCD, específicamente con concreto reciclado triturado en combinación con plantas vasculares, es una configuración eficiente para el tratamiento de aguas grises y su reúso *in situ*. De este modo, se puede contribuir tanto a la gestión de las aguas residuales domésticas como a la de los residuos de la industria de la construcción.

Abstract

Water is the source and support of life on our planet; it is essential for the regulation and stability of both the environment and the organisms that inhabit it, as well as for socioeconomic development. Due to the high demand for drinking water from society and industry, its availability has decreased, not only in Mexico but in numerous regions of the world. Given that gray water represents a considerable amount (65-75%) of domestic wastewater, actions that contribute to its management, with a decentralized approach and that generate a domestic circular economy, are crucial to reduce the demand for domestic water.

On the other hand, the construction industry generates waste that is not managed properly in various parts of Mexico, and represents a serious global environmental problem since it constitutes 30% of the solid waste produced in the world. The above is made worse because there are few authorized sites for their disposal and they end up dumped in clandestine landfills.

Nature-based solutions contribute to solving various societal challenges. They are multi-scalar systems that imitate natural processes in natural or modified ecosystems, whether in urban or rural areas. At the same time, they provide various ecosystem services, among which is the treatment of gray water for subsequent reuse. That is, they are a tool for managing domestic wastewater.

This master's thesis aimed to evaluate various filter materials for the treatment of domestic light gray water (LGW) using nature-based solutions; on the one hand, conventional materials (zeolite, activated carbon, sand and gravel) and on the other, construction and demolition waste (CDW) (recycled concrete, permeable pavement, bricks and tiles).

First, the performance of a plant palette composed of five vascular plants (*Portulaca grandiflora*, *Tradescantia pallida*, *Chrysopogon zizanioides*, *Sansevieria trifasciata* y *Nephrolepis obliterate*) was evaluated using nature-based solutions (NbS) at a laboratory scale, for the treatment of AGL. Plants were planted in pots filled with conventional filter materials (soil, activated carbon, zeolite, sand and gravel), which were fed with LGW from a washing machine. Subsequently, their effluents were recovered and analyzed in the laboratory, to determine the efficiency of removal of various physical, chemical and microbiological parameters: turbidity (A_{600}), electrical conductivity (EC), pH, ammonia nitrogen ($N-NH_4^+$), phosphates (PO_4^{-3}) and chemical oxygen demand (COD). In this way, the four plants with the highest potential for treating domestic gray water are identified: *C. zizanioides*, *P. grandiflora*, *T. pallida*, *N. obliterate*, and their adaptation to grow on gray water over the course of the project.

Subsequently, the preselected plant palette (*C. zizanioides*, *P. grandiflora*, *T. pallida* and *N. obliterate*) was planted in pots packed with four different types of CDW (recycled concrete, permeable pavement, bricks, tiles). These SbN were named: "individual treatment units", and they were evaluated to determine which type of RCD performed with the greatest efficiency in the treatment of LGW. In addition, it was analyzed whether the effluents complied with Mexican regulations (NOM-001-SEMARNAT-2021) to be reused in the irrigation of green areas and other types of irrigation. The results showed that the treatment units filled with crushed recycled concrete the *C. zizanioides* were, in general, those that best eliminated the contaminants evaluated: A_{600} , 32%; PO_4^{-3} , 33%; $N-NH_4^+$, 37%; and COD, 34%. However, the values comply with the Mexican standard only in terms of pH.

Lastly, a full-scale green wall was evaluated with the optimal configurations, that is, the combination of the palette of vascular plants and construction and demolition waste (recycled concrete, permeable pavement and brick) for domestic gray water treatment during eight feeding cycles. The green wall was made up of four modules packed with a different type of CDW in each one. The module composed of recycled concrete was the filter material that exerted the highest average contaminant removal efficiencies: A_{600} , 52%; EC, 12.5%; $N-NH_4^+$, 65.2%; PO_4^{-3} , 68.3%; COD, 71.9%, BOD_5 , 80.7%, and *E. coli* 100%. Water quality was the best: A_{600} 0.45, EC 1120 μ S/cm, pH 7.3, $N-NH_4^+$ 1.7mg/L, PO_4^{-3} 1.6 mg/L, COD 54 mg/L, BOD_5 155mg/L and the microbiological indicator *E. coli* with 0 CFU/mL. Regarding these values, the suitability of the quality of the treated gray water was analyzed based on current Mexican regulations (NOM-001-SEMARNAT-2021) to know if it is suitable to be reused in irrigation or infiltration. Our results show that implementing a green wall packed with CDW, specifically with crushed recycled concrete in combination with vascular plants, is an efficient configuration for the treatment of gray water and its in situ reuse. In this way, it can contribute to the management of both domestic wastewater and waste from the construction industry.

1. Introducción

La generación de una economía circular del agua es de gran importancia, puesto que este líquido vital, si bien es considerado como un recurso natural renovable, es altamente vulnerable a presiones provocadas por la satisfacción de las necesidades humanas. Debido a esto, se requiere aminorar la presión sobre aguas dulces con las que se cubre la demanda de agua potable, y para ello es esencial la gestión sostenible de los recursos hídricos, en particular del agua residual doméstica (Grant et al., 2012).

El reúso de las aguas grises domésticas podría convertir una fracción significativa de las aguas residuales domésticas en un recurso hídrico valioso (Friedler y Hadari, 2006). En particular, las soluciones basadas en la naturaleza (SbN) permiten el tratamiento descentralizado de aguas grises (AG). El término de SbN ha sido definido por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) como: “*acciones dirigidas a proteger, gestionar y restaurar de manera sostenible ecosistemas naturales o modificados, que hacen frente a retos de la sociedad de forma efectiva y adaptable, proporcionando simultáneamente bienestar humano y beneficios de la biodiversidad*” (UICN, 2016). Estas imitan procesos naturales que colaboran en la gestión del agua. Pueden emplearse a pequeña escala como un baño seco, o a gran escala como los humedales, celdas de bioretención o techos verdes. Las SbN de tipo muro verde son sistemas que emplean materiales filtrantes de diversas fuentes (como arena, carbón activado, zeolitas o residuos de la construcción o la demolición), los cuales mediante mecanismos físicos o químicos pueden adsorber, filtrar, precipitar o generar intercambios catiónicos con los componentes de las aguas grises; en combinación con plantas vasculares que realizan procesos de fitoremediación y por parte de los microorganismos asociados a sus raíces y el suelo, además remueven contaminantes o absorben nutrientes (Aicher et al., 2022; Magalhães y Paulo, 2022).

Los residuos de la construcción y la demolición (RCD) representan una cantidad considerable (30%) de los residuos sólidos generados mundialmente. Además, de que en términos de volumen ocupan espacios muy amplios. (Ginga *et al.*, 2020). Por una parte, hay escasez de vertederos oficiales disponibles en cada localidad; así, su reincorporación en SbN contribuiría a una mejor gestión de estos residuos. Por otra parte, algunas fracciones de los RCD, tales como el concreto triturado, el ladrillo y el azulejo, son materiales que han demostrado adsorber diversos contaminantes en soluciones acuosas (Dos Reis et al., 202; Edet y Ifeiebuegu, 2020; Morrison et al., 2014; Pallewatta, 2023;).

El objetivo de este estudio fue evaluar diversos materiales, por un lado, los convencionales (zeolita, carbón activado, arena y grava) y por el otro, los RCD, como materiales filtrantes en SbN que, en combinación con una paleta de plantas vasculares, permitan el tratamiento de aguas grises. En específico, se trabajó con una SbN de tipo muro verde. Además, se evaluó la idoneidad del agua tratada para reusarse *in situ* con fines no potables (como en la descarga de inodoros, el lavado de automóviles o patios); para ello, se consideró la normatividad mexicana vigente. Por tal motivo, la tesis se organiza de la siguiente manera: en la primera parte, se desarrolla el planteamiento metodológico de esta investigación; en la segunda parte se presentan los resultados correspondientes a la investigación de los materiales convencionales, las pruebas preliminares con los RCD, y por último, la validación de un muro verde a escala real. Por último, se presentan las conclusiones y perspectivas del trabajo.

PARTE I: PLANTEAMIENTO METODOLÓGICO

2. Marco teórico

2.1 Definición de las aguas grises

Se denominan aguas grises a las aguas residuales provenientes de duchas, tinas, lavamanos, agua de cocinas, lavabos, y lavadoras, con excepción del agua del inodoro (Friedler y Hadari, 2006). Las aguas grises se clasifican en dos tipos (Figura 2.1):

- ◆ Aguas grises ligeras (AGL): provienen de bañeras, duchas, lavamanos, y lavandería. Por lo tanto, suelen contener jabón, *shampoo*, crema facial y corporal, productos del cabello, pasta de dientes, residuos de afeitarse, entre otros productos (Ghaitidak y Yadav, 2013).
- ◆ Aguas grises pesadas: incluyen las aguas producidas por lavavajillas y fregaderos de cocina. Algunos de sus constituyentes son restos de comida, grasas y aceites, detergentes, y líquidos limpiadores varios (Ghaitidak y Yadav, 2013).

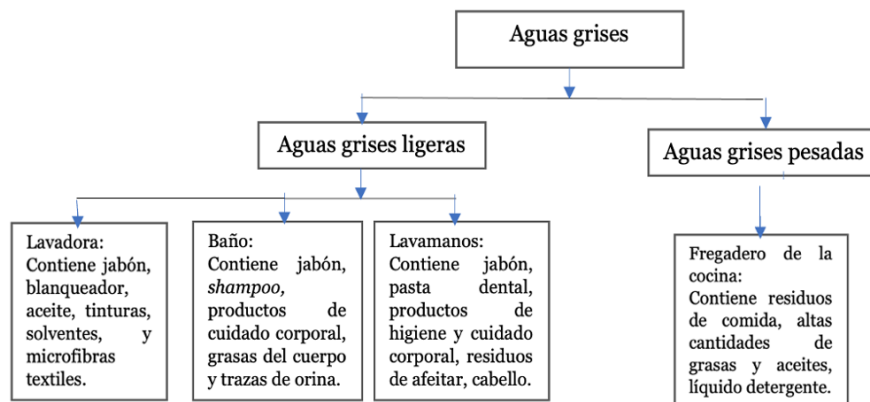


Figura 2.1 | Clasificación de las aguas grises y su contenido (Ghaitidak y Yadav, 2013).

La Figura 2.2 representa en qué proporción contribuyen sus diferentes fuentes a la cantidad total de aguas grises.

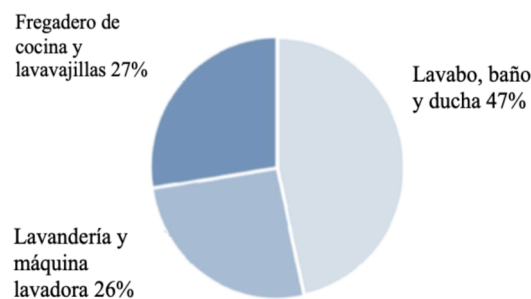


Figura 2.2 | Contribución de diferentes fuentes a la cantidad total de aguas grises (Ghaitidak y Yadav, 2013).

2.1.1 Características y composición de las aguas grises

Las aguas grises domésticas contienen contaminantes que provienen principalmente de productos de aseo personal, enseres y alimentos de uso cotidiano. Las características y el volumen de las aguas grises dependen del número y edad de los habitantes del hogar, su estilo de vida y hábitos culturales,

entre otros factores. Así, contienen materia orgánica e inorgánica, y microorganismos en concentraciones variables.

Las características físicas de las aguas grises incluyen su color gris, debido a las partículas coloidales que causan turbidez, y su temperatura, la cual puede favorecer el crecimiento microbiano o, en aguas sobresaturadas, propiciar la formación de incrustaciones. Algunos ejemplos de material sólido presente en aguas grises son restos de alimentos, partículas de suelo, pelo y microfibras provenientes del lavado de ropa (Rodríguez et al., 2013). Las aguas grises también pueden contener materia orgánica disuelta, fosfatos, nitrógeno de nitratos ($N-NO_3^-$), nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$), grasas y aceites y varios iones inorgánicos, que limitan su reúso. La Tabla 2.1 presenta los parámetros generales y características de las aguas grises de diferentes fuentes, como el lavabo, la ducha, el baño, el cuarto de lavado, la cocina y el lavavajillas. En esta tabla puede apreciarse que las aguas grises provenientes de la lavandería contienen altas concentraciones de sólidos y materia orgánica; otros autores destacan las elevadas concentraciones de fibras textiles en esta fuente de aguas grises (Morel y Diener, 2006).

Tabla 2.1 | Características de aguas grises de diferentes fuentes (Ghaitidak y Yadav, 2013).

Parámetros	Lavabo	Baño	Ducha	Lavandería	Fregadero	Lavavajillas
pH	7-7.3	7.1-7.6	7.3-7.5	8.3-9.3	6.5-7.7	8.2-8.3
Turbidez(NTU)	164	59.8	84.8-375	328-444	133-211	
Conductividad eléctrica (mS/m)		43.7	1.4-89	2.9-703	1.4-97	90.61
Sólidos totales (ST) (mg/L)	835	777	520-1,090	2,021-2,700	679-1,272	2,819
Sólidos suspendidos totales (SST) (mg/L)	153-259	58-78	89-353	188-315	134-625	525
Sólidos disueltos totales (SDT) (mg/L)			279-565	2,140-2,444	312-903	
Demanda Biológica de Oxígeno (DBO)(mg/L)	155-205	129-173	40.2-424	44.3-462	40.8-890	470-4,450
Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/L)	386-587	230-367	77-645	58-1,339	58-1,340	1,296
Alcalinidad			203	333.6	205.4	
Cloro (mg/L)	237	166	147-284	205-450	158-223	716
Nitrogeno total (mg/L)	10.4	6.6	8.7-10.92	14.28	6.44-6.44	
Fósforo total (mg/L)			1.12	51.58	0.69	
Coliformes totales (CT) (mg/L)	9.42E3	6.350-5.1E6	2E2-6.8E3	2E2-4.2E6	2E2-5.29E2	4.30E6
Coliformes Fecales (CF) (mg/L)	3.50E4	1.5E5-4E6	64-4.0E6	13-4.E6	200.5-1.2E6	6.0E4-3.2E5
E. coli (NMP)	10	82.7	2E2-1.49E3		2E2	
Boro (mg/L)	0.44	0.41	0.35-0.35	0.4	0.02-0.02	3.8
Calcio (mg/L)			15.7-59.9	18.7-24	19.69-23.6	
Magnesio (mg/L)			23-56.1	15.1-60.8	16.6-21	
Sodio (mg/L)	131	112	109.5-184.5	302.1-667	70.1-148.9	641

Dentro de las características químicas se encuentra el pH. La medida del pH es fundamental en el campo de las aguas residuales y naturales, ya que afecta a las reacciones químicas y biológicas. La norma oficial mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021 indica que el agua residual debe tener un pH comprendido entre 6.5 y 8.5 antes de su descarga, como se muestra en la Tabla 2.2 (SEMARNAT, 2022). En cuanto a la turbidez de las aguas grises, esta puede disminuir la transparencia de los cuerpos acuáticos receptores, lo cual tiene un impacto en la vida acuática. Se produce un efecto de barrera de la luz solar, que afecta los procesos fotosintéticos realizados por el fitoplancton y las plantas acuáticas, y por lo tanto impacta negativamente en la salud de la fauna presente (Gross et al., 2015).

Otro parámetro importante en aguas grises es su conductividad eléctrica (CE), que se define como la capacidad del agua para conducir una corriente eléctrica a través de los iones disueltos. Los iones positivos más importantes son Na^+ , Ca^{2+} , K^+ , y Mg^{2+} ; los negativos son HCO_3^- , CO_3^{2-} , Cl^- y SO_4^{2-} (Solís-Castro et al., 2017). La CE indica el grado de mineralización del agua y se relaciona con su potencial para causar incrustaciones. Por lo tanto, aunque no se le contempla en la NOM-001-SEMARNAT-2021, se considera como un parámetro de calidad de agua para usos y actividades agrícolas, para contacto primario y para el consumo humano.

Tabla 2.2 | Límites máximos permisibles en la descarga de contaminantes en aguas residuales y bienes nacionales según la NOM-001-SEMARNAT-2021 (SEMARNAT, 2022).

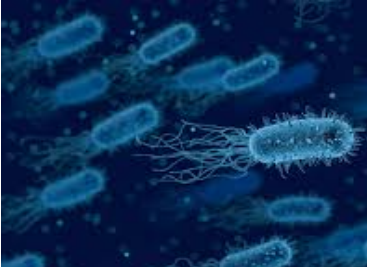


Parámetros (*) (miligramos por litro, excepto cuando se especifique)	Ríos, arroyos, canales, drenes			Embalses, lagos y lagunas			Zonas marinas mexicanas			Suelo								
	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.	Riego de áreas verdes			Infiltración y otros riegos			Cárstico		
										P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.
Temperatura (°C)	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35
Grasas y Aceites	15	18	21	15	18	21	15	18	21	15	18	21	15	18	21	15	18	21
Sólidos Suspendedos Totales	60	72	84	20	24	28	20	24	28	30	36	42	100	120	140	20	24	28
Demanda Química de Oxígeno	150	180	210	100	120	140	85	100	120	60	72	84	150	180	210	60	72	84
Carbono Orgánico Total*	38	45	53	25	30	35	21	25	30	15	18	21	38	45	53	15	18	21
Nitrógeno Total	25	30	35	15	25	30	25	30	35	NA	NA	NA	NA	NA	NA	15	25	30
Fósforo Total	15	18	21	5	10	15	15	18	21	NA	NA	NA	NA	NA	NA	5	10	15
Huevos de Helmintos (huevos/filtro)	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1								
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 ml)	250	500	600	250	500	600	250	500	600	250	500	600	250	500	600	50	100	200
Enterococos fecales* (NMP/100 ml)	250	400	500	250	400	500	250	400	500	250	400	500	250	400	500	50	100	200
pH (UpH)	6-9																	

La contaminación de cuerpos de agua debido a la presencia de materia orgánica provoca cambios de coloración, olor, sabor y el desarrollo de microorganismos patógenos (USEPA, 2004). La materia orgánica presente en aguas naturales proviene de la descomposición de material biológico de plantas, animales y microorganismos, así como de fuentes antropogénicas como la agricultura o las actividades industriales y humanas (Mostofa et al. 2005; Spence et al., 2011). Los principales grupos de sustancias orgánicas presentes en el agua residual son los carbohidratos (25-50 %), proteínas (40-60 %), y aceites y grasas (10 %) (Chandrappa y Das, 2014). La concentración de materia orgánica suele determinarse por la demanda química de oxígeno (DQO), la cual mide la concentración de oxígeno consumido en la degradación de la materia orgánica (Gross et al., 2015).

Otros contaminantes importantes de las aguas grises son nutrientes como el fósforo y el nitrógeno, debido a los numerosos problemas que ocasionan en los cuerpos acuáticos receptores. En aguas naturales, residuales y tratadas, el fósforo generalmente se encuentra en forma de fosfatos, que se clasifican en ortofosfatos, fosfatos condensados y compuestos organofosfatados. Los ortofosfatos (PO_4^{3-}) provienen de una gran cantidad de fuentes, tales como productos de limpieza, fertilizantes y procesos biológicos. También provienen de plantas, de animales, del uso excesivo de fertilizantes, y de las descargas industriales, principalmente del agua que surge del acondicionamiento de calderas (Yan et al., 2016). El fósforo es un nutriente esencial para el crecimiento de organismos, pero en elevadas concentraciones, cuando las aguas residuales son descargadas en cuerpos acuáticos, puede estimular el crecimiento de macro y microorganismos fotosintéticos en cantidades nocivas, que se conoce como eutrofización (Valdivielso, 2022). La eutrofización es uno de los problemas ambientales más generalizados y complejos de la actualidad, que se manifiesta en el crecimiento excesivo de vegetación, algas y cianobacterias en los cuerpos de agua. La proliferación de plantas y algas consume una gran cantidad de oxígeno, lo que priva a los peces, moluscos y otros organismos acuáticos del oxígeno que requieren para sobrevivir (De Borba et al., 2018). Además, algunos nutrientes pueden aumentar la acidez y toxicidad de ecosistemas acuáticos, lo que también afecta la vida en ellos. La eutrofización además conlleva riesgos en la salud humana, debido a compuestos como las cianotoxinas, producidos por cianobacterias en ambientes eutrofizados (Calvachi y Ortiz, 2013). En cuanto a los contaminantes nitrogenados, el $N-NH_4^+$ procede principalmente del metabolismo animal, aunque en otros tipos de aguas residuales también se genera a partir del uso de fertilizantes y de emisiones industriales. Sus elevadas concentraciones afectan la calidad del agua, puesto que también es un agente eutrofizante (Cid, 2014).

Por último, las aguas grises domésticas también contienen contaminantes microbiológicos. Entre estos subrayamos la presencia de microorganismos mesófilos, *Escherichia coli* y algunos coliformes, tales como *Klebsiella aerogenes* y *Pseudomonas aeruginosa*. Un organismo es mesófilo cuando tiene una temperatura óptima de crecimiento comprendida entre 20°C y 45°C. La gran mayoría de los microorganismos son mesófilos, incluidos los patógenos; suelen encontrarse en suelos, plantas o vegetación y en animales. Algunos microorganismos pueden indicar un riesgo patógeno en el agua potable y de las aguas residuales, por lo que son utilizados para evaluar la seguridad del reúso de aguas tratadas. La Tabla 2.3 presenta las características generales de algunos microorganismos que pueden encontrarse en las aguas grises ligeras.

Tabla 2.3 | Características generales de microorganismos comunes en aguas grises (Vos et al., 2009)

Microorganismo	Características	
<i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)	Bacilos rectos, que suelen encontrarse solos o en pares. Su tamaño es de 1.1–1.5 μm de diámetro x 2.0-6.0 μm de longitud. Son móviles por sus flagelos peritricos o inmóviles. Gram negativos. Son anaerobios facultativos; quimioorganotróficos, con metabolismo tanto respiratorio como fermentativo. Son bacterias presentes en agua o alimentos contaminados, en el intestino de personas y animales de sangre caliente. Causan diarrea y problemas gastrointestinales.	
<i>Klebsiella aerogenes</i>	Bacilos rectos, que pueden encontrarse solos, en pares o en cadenas cortas. Su tamaño es de 0.3–1.0 de diámetro y 0.6 – 6.0 μm de longitud. Son inmóviles. Gram negativos. Son anaerobias facultativas y quimioorganotróficos, con metabolismo tanto respiratorio como fermentativo. Forman parte de la flora intestinal y suelen estar presentes en heces humanas, en el suelo, en el agua, cereales, frutas y verduras. Causan infecciones respiratorias y en tracto urinario, bacteriemia y neumonía.	
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Bacilos ligeramente curvados. Su tamaño es de 0.5–1.0 x 1.5–5.0 μm . Son aeróbicos, es decir, su metabolismo respiratorio con oxígeno como aceptor de electrones. Gram negativos. Son móviles gracias a que tienen uno o varios flagelos polares. Producen pigmentos. Suelen estar presentes en suelo y agua. Patógenos oportunistas, que ocasionan infecciones dérmicas, otitis externa, infección ocular.	

Fuente:
https://www.lasexta.com/tecnologia-tecnoplora/ciencia/francia-investigacion-brote-col-que-causo-muerte-nino_20220302621f6e44447ec100015e4f61.html

Fuente:
<https://www.pcrassays.com/product/klebsiella-aerogenes-enterobacter-aerogenes-qpcr-kit/>

Fuente:
<https://www.scientificamerican.com/article/deadly-bacteria-in-eyedrops-may-spread-from-person-to-person/>

2.1.2 Beneficios y aplicaciones del reúso de aguas grises

Debido al crecimiento demográfico, la urbanización, la producción de alimentos y el cambio climático, se incrementa la demanda de agua. Conforme disminuye la disponibilidad de los recursos hídricos mundiales, el tratamiento y reúso de aguas grises domésticas se está potencializando, puesto que, una vez tratadas, pueden sustituir el agua que usualmente se emplea en servicios comunes, como en el lavado de automóviles, en la descarga del inodoro, limpieza y lavado de banquetas y pavimentos y riego de jardines. Incluso permite sostener la agricultura gracias a su contenido de materia orgánica y nutrientes, con un gran potencial de ahorro del recurso y beneficios económicos (Hourlier et al., 2010). Por ello, los nuevos modelos de uso del agua que incluyen el reúso de aguas residuales tratadas son de suma importancia en la investigación del agua en la actualidad (Finley, 2008).

El saneamiento adecuado, especialmente con un enfoque descentralizado, contribuye a resolver el problema del suministro de agua y la gestión de aguas residuales, puesto que, en un hogar, el flujo de agua gris es de alrededor de 75% del flujo total de aguas residuales, tal como lo presenta la Figura 2.1. Los beneficios potenciales del reúso de las aguas grises son amplios, desde directamente al usuario hasta beneficios a gran escala para todo el sector del agua. El beneficio más destacado para los usuarios surge donde la disponibilidad de agua es baja o las tarifas de agua son altas. Dado que el reúso de aguas grises permite sostener la agricultura doméstica, este es un beneficio que se obtiene durante todo el año, incluso en épocas de sequía, con gastos de agua reducidos. Además, el suelo y las plantas irrigadas pueden favorecerse de la materia orgánica y los nutrientes disponibles en las aguas grises. Donde hay conciencia ambiental positiva, el potencial de ahorro de agua se evalúa como algo más que una oportunidad de beneficio económico, sino también como una contribución al bien común (Maimon y Gross, 2018).

2.2 Las soluciones basadas en la naturaleza y su importancia

Los bosques, los humedales, las praderas, los suelos y los cultivos juegan un rol muy importante en la regulación de la calidad del agua, debido que contribuyen a disminuir la carga de sedimentos, capturan y retienen contaminantes, y asimilan los nutrientes, entre otros importantes servicios ecosistémicos. Para contribuir en la provisión de tales servicios, se han propuesto las soluciones basadas en la naturaleza (SbN). El informe más reciente de la Comisión Europea sobre las SbN afirma que el concepto de soluciones basadas en la naturaleza incorpora nuevas formas de abordar la adaptación y la resiliencia socioecológica, con igual dependencia de los dominios social, ambiental y económico (Dumitru y Wendling, 2021). Estas acciones se identifican como intervenciones que están inspiradas en la naturaleza, abordan desafíos ambientales y sociales, y ofrecen resolverlos, proporcionando múltiples servicios/beneficios, incluida la ganancia de biodiversidad, y son considerados de alta efectividad y con eficiencia económica (Sowińska-Świerkosz y García, 2022)

Las SbN imitan procesos naturales que colaboran en la gestión del agua. Son capaces de contribuir en la rehabilitación o en la conservación de los ecosistemas naturales, y en la instauración de procesos naturales en ecosistemas modificados o artificiales. Pueden emplearse en pequeña escala, por ejemplo, un baño seco en un hogar, y también a gran escala, como la instauración o mejora del paisaje en un área urbana, tal como lo representa la Figura 2.3. Además, algunos ejemplos de SbN que contribuyen en la gestión integral de los recursos hídricos son la captación de agua pluvial (mediante canaletas que dirigen el agua de lluvia hacia un contenedor o almacén para su recolección y su posterior reúso, o con techos verdes y otras superficies), los humedales naturales o artificiales y la conservación del suelo (que contribuye a la recarga natural de cuerpos de agua) (Pumagua-UNAM, 2011).



Figura 2.3 | Ejemplos de soluciones basadas en la naturaleza (a partir de WWAP/ONU-Agua, 2018).

Las SbN favorecen un uso eficiente de los recursos, ya que disminuyen la producción de residuos y la contaminación mediante el reciclaje y el reúso, por lo que propician una economía circular. Adicionalmente, apoyan los conceptos de una economía verde, que fomenta el uso sostenible de los recursos naturales para mantener una economía. Por ello, implementar las SbN para la gestión del agua genera beneficios de gran impacto, desde carácter económico y ambiental, así como mejoras continuas en la salud humana, rehabilitación y continuo mantenimiento de los ecosistemas (ONU-Agua, 2018).

2.2.1 Muros verdes

Los muros verdes son un tipo de SbN que está experimentando una cierta popularidad, debido a que, junto con las azoteas verdes, frecuentemente constituyen la única manera de integrar la naturaleza en ambientes urbanos con espacios reducidos (Cardinali et al., 2023). Los muros verdes son sistemas en los que se instala una cubierta de plantas de diferentes especies con un diseño y estructura especial, imitando la apariencia natural de un jardín, pero con orientación vertical. Por una parte, mejoran la calidad del agua con la que se irrigan, debido a que las plantas pueden descontaminarla al absorber los nutrientes disueltos, lo cual se suma al efecto depurador natural del suelo y otros materiales filtrantes que se añadan (Flores, 2018). Por otra parte, contribuyen a incrementar los niveles de oxígeno en el aire, suelen refrescar el ambiente y ofrecer un diseño atractivo por la belleza de la vegetación, y opcionalmente se pueden diseñar para sostener una forma de agricultura urbana (Hourlier et al., 2010).

Los muros verdes son un ejemplo de SbN de gran importancia, pues promueven la naturaleza como un medio para proporcionar soluciones al cambio climático, eliminar contaminantes difusos, mejorar la calidad del aire, resolver problemas de escasez de agua, contribuir a la polinización urbana, etcétera. Asimismo, restauran la estética de construcciones, casas o edificios urbanos, almacenan carbono, aíslan térmicamente las construcciones y reducen la contaminación acústica. Por añadidura, es sabido que pueden tratar las aguas grises (Boano et al., 2020). Las aguas grises están menos

contaminadas y son más fáciles de tratar en comparación con las aguas negras, lo que las convierte en un valioso recurso hídrico no convencional para utilizar en actividades que no requieren calidad de agua fresca o potable (Prodanovic et al., 2019). Un muro verde para el tratamiento y reúso de aguas grises tiene el potencial de resolver varios problemas con una solución simple. En consecuencia, el tratamiento y el reúso de aguas grises podría ser un servicio adicional muy prometedor proporcionado por los muros verdes (Masi et al., 2016). En la Figura 2.4 se observa un esquema de un muro verde propuesto para el tratamiento de AGL.

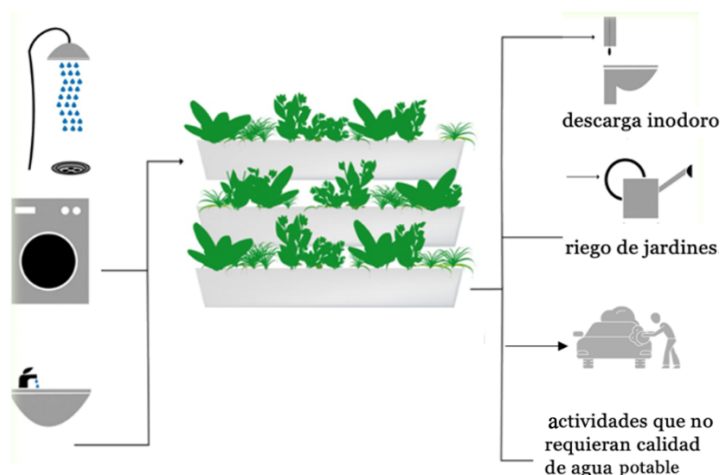


Figura 2.4 | Muro verde que trata agua gris para su reúso. Imagen modificada a partir de: <https://www.alchemia-nova.net/products/verteco/>

Los muros verdes ofrecen una solución a los problemas de escasez y contaminación del agua en las ciudades. Asimismo, su implementación resulta viable debido a que la generación de AGL es constante en hogares y edificios habitados, y a que sus altos niveles de nutrientes facilitan el crecimiento y mantenimiento favorable de las plantas (Prodanovic et al., 2019). La Figura 2.5 muestra un ejemplo de muro verde utilizado para el tratamiento de aguas grises, en el que se puede apreciar su estética favorable.



Figura 2.5 | Ejemplos de muro verde. El del lado izquierdo se encuentra en el interior de un hogar y el derecho en el exterior. Fuente: <https://www.tallerted.com/post/consejos-para-tener-un-muro-verde-en-el-interior-de-tu-casa>

2.2.2 Fitorremediación en soluciones basadas en la naturaleza

La fitorremediación es una tecnología sustentable, que emplea vegetación para remover o convertir sustancias o contaminantes orgánicos e inorgánicos presentes en el agua, suelo y aire, mediante procesos bioquímicos llevados a cabo por las plantas y microorganismos asociados a su raíz, lo que permite la reducción, degradación, volatilización, estabilización, extracción y rizofiltración de distintos tipos de contaminantes (Núñez et al., 2004). Es estéticamente agradable y de bajo costo, y emplea la notable capacidad de las plantas para concentrar elementos y compuestos del medio ambiente y metabolizar varias moléculas en sus tejidos. Es aplicable a una amplia gama de contaminantes, como compuestos orgánicos, solventes clorados, pesticidas, policlorobifenilos, hidrocarburos, metales y radionúclidos (Garbisu et al., 2002). La Figura 2.6 representa las diversas estrategias de fitorremediación, que se describirán más abajo; todas ellas pueden tener lugar en una SbN que se emplee para el tratamiento de aguas residuales.

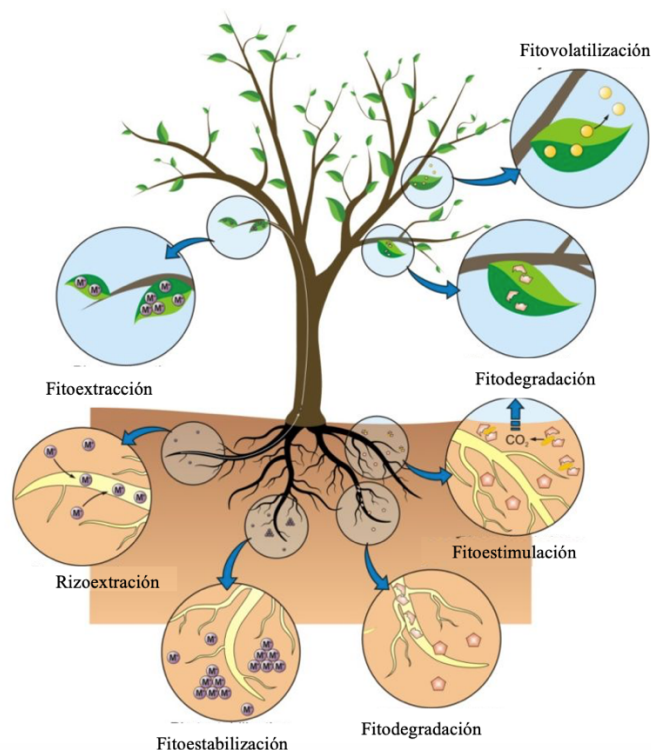


Figura 2.6 | Esquema representativo de los diferentes mecanismos de fitorremediación. Fuente: <https://www.aepjp.es/la-descontaminacion-de-suelos-mediante-fitorremediacion/>

En la fitodegradación (o fitotransformación), la vegetación degrada sustancias, tales como plaguicidas, hidrocarburos aromáticos policíclicos, compuestos clorados y surfactantes, en otras más simples. Estos contaminantes pueden degradarse parcial o totalmente, debido a las reacciones enzimáticas que llevan a cabo las plantas y los microorganismos en la rizosfera, que los asimilan en sus vacuolas o los fijan a sus estructuras celulares. En la fitoestimulación, las raíces de las plantas estimulan el crecimiento de microorganismos capaces de degradar contaminantes como los ya mencionados. Lo anterior ocurre porque las plantas liberan azúcares simples, aminoácidos, compuestos alifáticos y aromáticos, nutrientes, enzimas y oxígeno, y los transportan desde sus partes superiores hasta sus raíces. Esto favorece el desarrollo de comunidades microbianas en el suelo circundante, particularmente hongos y bacterias, cuyas actividades metabólicas causan la degradación de los contaminantes. La fitovolatilización se debe a que las plantas son capaces de volatilizar ciertos contaminantes (como Hg y Se) contenidos en suelos o agua. Tales contaminantes son absorbidos,

metabolizados, transportados desde la raíz a las partes superiores y liberados a la atmósfera en formas volátiles, menos tóxicas o relativamente menos peligrosas. La transformación de dichos elementos se efectúa básicamente en la raíz, y su liberación se lleva a cabo durante la transpiración. Otro mecanismo es la fitoestabilización, en la cual las plantas con un amplio sistema de raíz reducen la biodisponibilidad de metales y otros contaminantes en el ambiente por medio de su secuestro o inmovilización. Asimismo, las plantas ejercen un control hidráulico en el área contaminada, es decir, actúan como una bomba térmica que retiene humedad de los suelos, lo que inmoviliza metales. La fitoextracción o fitoacumulación ocurre gracias a la capacidad de algunas plantas para acumular contaminantes en sus raíces, tallos o follaje, los cuales pueden cosecharse fácilmente. Los contaminantes extraídos son principalmente metales pesados, contaminantes orgánicos y elementos e isótopos radiactivos. Por último, en la rizofiltración se hacen crecer raíces de plantas terrestres con alta tasa de crecimiento y área superficial para absorber, concentrar y precipitar metales pesados de aguas residuales contaminadas (Núñez et al., 2004).

2.3 Sustrato y materiales filtrantes en soluciones basadas en la naturaleza

La filtración es una operación común en los procesos convencionales de tratamiento de aguas residuales y en las SbN que tienen el mismo propósito. Se emplea para remover sólidos presentes como coloides en suspensiones que, entre otros impactos, le dan turbidez al agua gris (Boano et al., 2020). En las SbN se utilizan diferentes materiales filtrantes y sustratos; estos últimos son materiales sólidos, ya sea naturales o sintéticos, orgánicos o minerales, que constituyen el medio de crecimiento de las plantas. Los sustratos tienen múltiples funciones, tales como proporcionar soporte y anclaje del sistema radicular de las plantas, propiciar las condiciones adecuadas para que éste se desarrolle y pueda suministrar nutrientes, retener la humedad, filtrar el agua e intercambiar gases (Abad-Berjón et al., 2004). La vegetación seleccionada y los sustratos que se establezcan en una SbN pueden mejorar la calidad del agua al absorber y filtrar contaminantes (Rowe, 2011). Así, los sustratos son parte importante y decisiva para el diseño y construcción de un sistema de SbN. Por ejemplo, la masa de los sustratos determina la carga estructural del diseño de la fachada y sus componentes. Respecto a esto, suelen preferirse sustratos ligeros como arcilla expandida, perlita, lana de roca, etcétera (Balducci, 2019). Su desempeño depende, por una parte, del sustrato empleado, su coeficiente de uniformidad, tamaño de partícula, dureza y altura del lecho en el filtro; por la otra, también depende del tamaño y flotabilidad de las partículas contaminantes y la viscosidad del fluido (Rodríguez, 2020; Otero, 2007). En la Tabla 2.4 se muestran diversos sustratos utilizados para el tratamiento de aguas residuales en muros verdes (Balducci, 2019).

Tabla 2.4 | Ejemplos de sustratos utilizados para el tratamiento de agua residual (Balducci, 2019).

Sustratos	pH	Porosidad (%)	Densidad aparente (g/cm ³)
Turba de coco	6	80	0.08
Biocarbón	Variable	73%	1.87
Perlita	7	75	0.1
Arena	Variable	35	1.6
Arcilla expandida	7	80	0.429
Vermiculita	7	94	0.103
Fyto-foam	-	99	0.0176

2.3.1 Implementación de suelo como material filtrante y sustrato

El suelo es un sustrato común en SbN, que en conjunto con la vegetación promueve la evapotranspiración y la reducción de los impactos de la contaminación del agua (Winston et al.,

2016). El suelo es un sistema multifásico, constituido por partículas minerales, materia orgánica, gases y agua edáfica (Van Loon y Duffy, 2017). Es una capa delgada, de pocos centímetros de espesor, la cual interactúa con elementos de la atmósfera, hidrosfera y la biosfera, con los que establece intercambios complejos de materia y energía (Jaramillo, 2002). Es la porción más superficial de la corteza terrestre que se ha ido formando como consecuencia del intemperismo de las rocas superficiales por acción del viento, el agua, el cambio de temperatura y de los microorganismos responsables de descomponer a los vegetales y animales muertos para transformarlos en materia orgánica.

Los minerales que componen el suelo provienen de la roca madre que se va intemperizando lentamente, o bien han sido trasladados por el viento o el agua desde otras zonas erosionadas. El aire y el agua ocupan los poros del suelo, que son espacios creados por las irregularidades de la forma y tamaño de las partículas. Cuando un suelo tiene una gran cantidad de poros pequeños, estos suelen ser compactos, húmedos, pesados y con muy poco espacio para el crecimiento de las raíces de las plantas (FAO, 2022). La fase sólida puede estar constituida por aproximadamente un 5 % de materia orgánica y un 95 % de materia inorgánica (Manahan, 2017). La materia inorgánica son fragmentos de roca y minerales producto del intemperismo, como arenas, limos y arcillas; está compuesta principalmente de silicatos (cuarzos y feldespatos), de minerales de aluminio (gibbsita), carbonatos (dolomita y calcita) y cloruros. En cuanto a la materia orgánica, está compuesta por la biomasa procedente de la descomposición de seres vivos y el humus originado por las poblaciones de bacterias, hongos y animales (como lombrices de tierra). En la fase líquida abunda el agua edáfica, generalmente cargada de iones, sales y sustancias orgánicas; el agua se desplaza por capilaridad, de acuerdo con la permeabilidad del suelo, transportando en ella sales minerales disueltas y coloides de arcillas y humus. En la fase gaseosa, existen diversos gases atmosféricos como el oxígeno (20%) y el dióxido de carbono (0.5-1 %), aunque debido a la intensa actividad biológica que se desarrolla en el suelo, también pueden existir hidrocarburos gaseosos como el metano (CH₄), entre otros gases (UNLAP, 2019). La Figura 2.7 muestra la composición volumétrica del suelo.

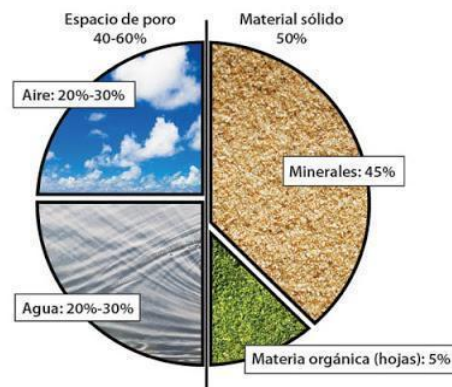


Figura 2.7 | Esquema de la composición volumétrica del suelo. Fuente: <https://infoagronomo.net/el-suelo-ideal-en-agricultura/>

2.3.1.1 Propiedades del suelo

Las propiedades de cada suelo dependen de varios factores, como el tipo de roca de la que surgió, el clima, la antigüedad, el tipo de vegetación y los animales que lo habitan, y en ciertos casos, la intervención humana (FAO, 2022). Estas propiedades son físicas, químicas y biológicas; aquí nos enfocaremos en las dos primeras categorías. Algunas de las propiedades físicas son la textura, el tamaño de partícula, el color, el área superficial, la densidad y la estructura; estas propiedades dependen del tamaño de las partículas minerales que lo conforman. Las características físicas son indicadores de la calidad del suelo, en particular de su comportamiento hidráulico y mecánico. Dentro

de las propiedades químicas están el pH y la capacidad de intercambio catiónico (CIC) (FAO, 2022). Las propiedades químicas de un suelo hacen referencia a las condiciones que pueden afectar las relaciones suelo-planta, así como la disponibilidad del agua y los nutrientes (Bautista-Cruz et al., 2004).

Propiedades físicas:

La textura de un suelo determina el contenido relativo de partículas minerales de diversos tamaños presentes en él, tales como la arena, el limo y la arcilla. Las partículas de arena y limo son prácticamente inertes y proveen una matriz de soporte del suelo. La arcilla, en cambio, posee una parte funcional, ya que constantemente intercambian agua y elementos químicos con la solución del suelo. Esto se debe a que las arcillas poseen carga eléctrica negativa que atrae cationes presentes en la solución del suelo. Este proceso es esencial para un apropiado funcionamiento del suelo, desde el punto de vista de producción, ya que proporciona almacén de nutrientes, reserva, disponibilidad e intercambio que son fundamentales para el crecimiento vegetal y actividad microbiana en el suelo (Thiers et al., 2014). La proporción que guardan estas partículas entre sí determina la cantidad de agua y aire que retiene un suelo, la velocidad de infiltración del agua y la facilidad para trabajarlo (FAO, 2022).

Para clasificar a los constituyentes de un suelo de acuerdo con su tamaño de partículas se han establecido categorías granulométricas. El Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA-USA, 2006) propone que las categorías de los tamaños de partículas que componen un suelo son (Figura 2.8):

- ◆ Arena: son gránulos más grandes de 2 mm a 20 μm . Presentan buen drenado de agua, lo que los hace más sueltos y fáciles de trabajar, con pocas reservas de nutrientes aprovechables por las plantas.
- ◆ Limo: de gránulos de tamaño intermedio de 20 a 2 μm . Con pocos nutrientes y densos.
- ◆ Arcillas: con tamaño de partículas muy pequeñas menores de 2 micrómetros. Son más densos, de pobre drenado de agua, por lo que no se secan fácilmente y poseen una retención de nutrientes y agua. Los suelos arcillosos son fértiles, pero difíciles de trabajar cuando están húmedos.



Figura 2.8 | Relación entre los componentes minerales del suelo (arena, limo y arcilla), su tamaño de partícula y la permeabilidad del agua. Imagen adaptada de: https://es.differbetween.com/article/difference_between_silt_and_clay

Conociendo las proporciones que guardan las tres categorías descritas, la textura se obtiene a partir de un diagrama triangular como el mostrado en la Figura 2.9.

Tabla 2.6 | Tipos de suelo de acuerdo con el pH y sus implicaciones (Garrindo, 1994).

pH	Tipo	Implicaciones
Menor a 5.5	Muy ácido	Dificultad para retener muchos nutrientes, poco desarrollo de cultivos.
5.5 – 6.5	Ácido	
6.5 – 7.5	Neutro o cercano a neutralidad	Intervalo óptimo para cultivar vegetación o en agricultura
7.5 – 8.5	Básico	Dificultad de desarrollo de la mayoría de cultivos.
Mayor a 8.5	Muy básico	

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) es una propiedad química del suelo que determina la cantidad de cationes nutritivos que puede retener y ceder a la solución del suelo a medida que son sustraídos por las plantas (Van Loon y Duffy, 2017). Por lo tanto, un suelo con baja CIC indica baja habilidad para retener nutrientes, es decir, son suelos menos fértiles, más arenosos o pobres en materia orgánica (FAO, 2022). Esta propiedad depende de la composición química del suelo, principalmente de las arcillas y de la materia orgánica. Conocerla permite inferir acerca del tipo de arcilla presente, de la magnitud de la reserva nutrimental y del grado de intemperismo de los suelos (Grim, 1953). Dentro de los cationes predominantes que se sitúan en posiciones de intercambio están el H^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} y NH_4^+ . Estos serán intercambiados por otros cationes o iones de hidrógeno presentes en la solución del suelo y liberados por las raíces. La Tabla 2.7 presenta el grado de CIC de un suelo de acuerdo con la NOM-021-RECNAT-2000.

Tabla 2.7 | Clasificación de un suelo según su capacidad de intercambio catiónico (CIC; NOM-021-RECNAT-2000).

Clase	CIC (meq/100 g suelo)
Muy alta	> 40
Alta	25 - 40
Media	15 - 25
Baja	5 - 15
Muy baja	> 5

Se considera que un suelo tiene entre 30 y 40 % es arcilla si el valor de CIC es inferior a 10 meq/100g suelo. Esto indica la ausencia de minerales primarios intemperizables y la acumulación de minerales secundarios del grupo caolínico y óxidos libres. En contraste, la reserva nutrimental se considera abundante cuando la CIC es mayor a 25 meq/100 g de suelo (NOM-021-RECNAT-2000).

2.3.2 Carbón activado

Carbón activado (CA) es un término genérico asignado a una familia de materiales carbonáceos, altamente porosos. Es un material sólido preparado artificialmente mediante un proceso de carbonización, con el fin de incrementar su área superficial hasta 300 veces debido a la formación de poros internos. Sus poros son cavidades muy pequeñas, que pueden acoger compuestos contenidos en fluidos; de esta manera actúa como una malla molecular de alta especificidad que logra separar especies definidas molecularmente (Navarro y Vargas, 2010).

El CA es un material sólido que posee una estructura cristalina (como ya se dijo, muy porosa), con elevadas área superficial y capacidad de adsorción (Martínez, 2012). Comprende un conjunto

irregular de capas de carbono entrecruzadas que impiden que regrese a la estructura de grafito, aun tras tratamientos térmicos (Reinoso, 2005). La Figura 2.10 presenta un ejemplo de carbón activado y un esquema de su ordenamiento estructural.



Figura 2.10 | Carbón activado (izquierda) y esquema estructural (derecha). Fuente: <https://www.cocooncenter.es/rincon/el-carbon-vegetal-sus-beneficios-en-nuestra-salud.html>

Su estructura carbonosa, igual a la de otros tipos de carbones, es semejante a la del grafito. Su cristalinidad reticular solo difiere en el orden de las láminas, que se encuentran apiladas de manera menos ordenada y simétrica (González-Navarrete, 2017). En la Figura 2.9 se muestran esquemas de estas láminas.

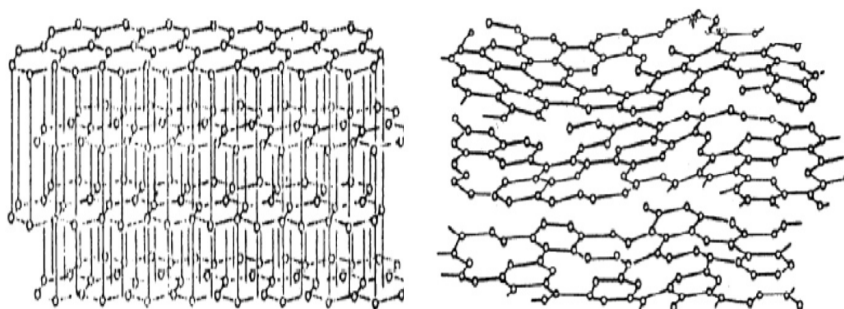


Figura 2.9 | Esquema que representa el arreglo estructural de las capas planas del grafito (izquierda), y la estructura de las capas de carbón activado (derecha) (Navarro y Vargas, 2010).

El CA es un adsorbente con una variedad de grupos funcionales que le permiten retener una gran diversidad de moléculas. Se compone principalmente por C (85-90 %), O (6 %), H (0.5 %), y cenizas (5-10 %) (Luna et al., 2007). Los grupos funcionales del CA pueden provenir de su precursor o ser incorporados en los procesos de preparación y activación por interacción entre los radicales libres de la superficie del carbón. Este conjunto de propiedades químicas le confieren un efecto importante en los procesos de adsorción de numerosas moléculas (Reinoso, 1998).

El CA es un material muy utilizado en diversas aplicaciones tales como la producción de alimentos, farmacéuticas, médicas, y cosméticas, así como en la fabricación de filtros para control de emisiones. Se emplea para remover color, olor y sabor de algunos productos, por lo cual se puede encontrar en aplicaciones tan sencillas como peceras o filtros de refrigerador, hasta complejos sistemas industriales como plantas de tratamiento de aguas residuales o sistemas de elaboración de antibióticos, remoción de contaminantes orgánicos e inorgánicos, soportes catalíticos, entre otros (Bandosz, 2006; Chandrappa y Das, 2014; Santos et al., 2021).

2.3.3 Zeolitas

Las zeolitas son una familia de minerales compuestos por aluminosilicatos hidratados altamente cristalinos. Tienen poros con diámetros mínimos de 0.3 a 1 nm, cuya estructura forma cavidades ocupadas por iones grandes y moléculas de agua con libertad de movimiento que permiten el intercambio iónico y la deshidratación reversible (Guerrero et al., 2019). Poseen una alta CIC y propiedades de tamiz molecular, por lo que se les usa como adsorbentes en procesos de separación y purificación en el tratamiento de agua. Particularmente, las zeolitas naturales tienen el potencial para tratar aguas grises, ya que realizan el intercambio iónico, adsorción y remoción de contaminantes presentes en éstas, como cationes y aniones inorgánicos, así como microorganismos (Widiastuti et al., 2008). En la Figura 2.10 se muestra un esquema estructural de las zeolitas.

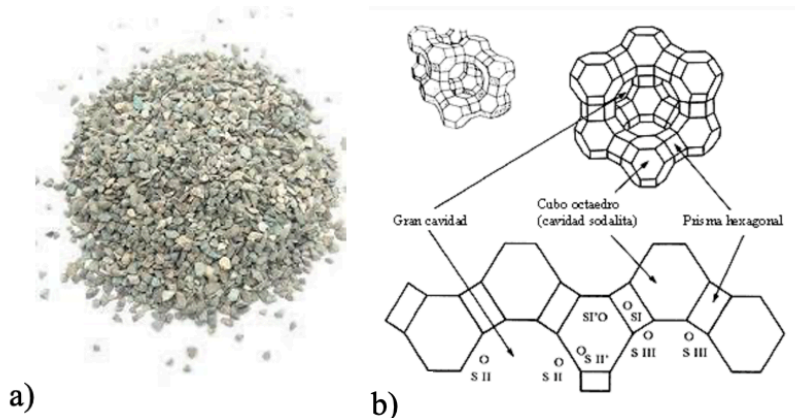


Figura 2.10 | a) Representación fotográfica de zeolita mordenita, b) estructura de las zeolitas.

Fuente: <https://zeomaule.cl/que-es-la-zeolita/>

2.3.4 Grava y arena

Se denomina grava a las partículas de rocas producto de la división natural o artificial de otras rocas y minerales. Los fragmentos de la grava miden entre 2 y 64 mm de diámetro y están constituidos principalmente por cuarzo y cuarcita. La arena es muy similar a la grava, solamente que el diámetro de partícula es de 0.1 – 2 mm. La grava y la arena tienen un aspecto áspero, color oscuro y dureza característica, y se obtienen de formas diferentes. Pueden producirse antropogénicamente en canteras, u obtenerse de bancos artificiales de sedimentación y lechos fluviales. Ambos materiales se emplean como áridos naturales en el campo de la construcción, en el que son fundamentales (Huhn et al., 2015); una de sus aplicaciones principales es la producción de concreto. En la Figura 2.11 se muestran fotografías de estos materiales.



Figura 2.11 | Representación fotográfica de: arena (izquierda) y grava (derecha). Fuente: <https://www.construrama.com/ruma/catalogo/materiales-de-construccion/triturados/arena-grava-y-piedra/c/006156183>

En los filtros de aguas grises de baja tecnología, las aguas residuales fluyen a través de un medio filtrante compuesto por arena o grava. El principal proceso de tratamiento es la retención de partículas por parte del material filtrante. A medida que el agua fluye a través de varias capas de arena y grava, las partículas relativamente grandes se retienen (Van y Oomen, 1978). Por lo general, la arena es el material más empleado como medio filtrante, ya que retiene eficientemente las partículas sólidas en suspensión, mientras que la función de la grava es servir de lecho donde reposa la arena, y permitir que el agua filtrada fluya hacia el drenaje. El tamaño efectivo de la arena de la capa filtrante oscila entre 0.5 y 1.5 mm de diámetro, mientras que el tamaño de la grava de la base puede oscilar entre 35 y 130 mm, dispuesta en capas de menor a mayor grosor (De la Cruz y Urrea, 2011; WHO, 2006). El proceso se lleva a cabo en el medio filtrante donde quedan adsorbidas las partículas sólidas y está determinado por dos principios físicos básicos. En primer lugar, las partículas suspendidas relativamente grandes se atascan entre los granos de arena cuando pasan por el medio filtrante, es decir, esfuerzo mecánico. En segundo lugar, las partículas más pequeñas se adhieren a la superficie de los granos de arena (Van y Oomen, 1978). La filtración rápida de arena es un método altamente eficaz para eliminar la turbidez. Por lo tanto, debe combinarse con medidas adecuadas de pretratamiento y desinfección final (Brikké y Bredero, 2003). La Tabla 2.8 presenta el comportamiento típico del tratamiento de aguas residuales con la implementación de filtros de arena y grava.

Tabla 2.8 | Comportamiento típico de filtros de arena y grava en el tratamiento de aguas residuales (Brikké y Bredero, 2003).

Efectivo para:	Ligeramente efectivo para:	No efectivo para:
· Turbidez	· Olor · Sabor	· Sales · Arsénico · Fosfatos · Nitratos · Metales

2.4 Problemática ambiental asociada a los residuos de la demolición y la construcción

2.4.1 Definición

La Agencia de Protección Ambiental de los EUA define los residuos de la construcción y demolición (RCD) como aquellos materiales generados por la construcción, reparación, renovación y la demolición de estructuras tales como viviendas o edificios residenciales y comerciales, puentes y carreteras (EPA, 2020). Los RCD son una combinación heterogénea de diferentes materiales, tales como agregados, concreto, estructuras metálicas, mampostería, papel, madera y vidrio, y en gran porcentaje se presentan mezclados con adhesivos, pinturas, pastas, cartón y revestimiento de paredes. Su composición varía según el lugar donde se generen, el territorio, las características del suelo, los materiales, el crecimiento demográfico, las tendencias, las tecnologías, la topografía, entre otros aspectos (Menegaki y Damingos, 2018).

Los RCD son sobre todo el producto de la demolición intencional de estructuras por trabajos de remodelación, mantenimiento y renovación de edificios; sin embargo, también se originan por situaciones no intencionales, como huracanes, terremotos, inundaciones, etcétera (Menegaki y Damingos, 2018). La Figura 2.12 presenta un diagrama que representa la clasificación de RCD según su origen.

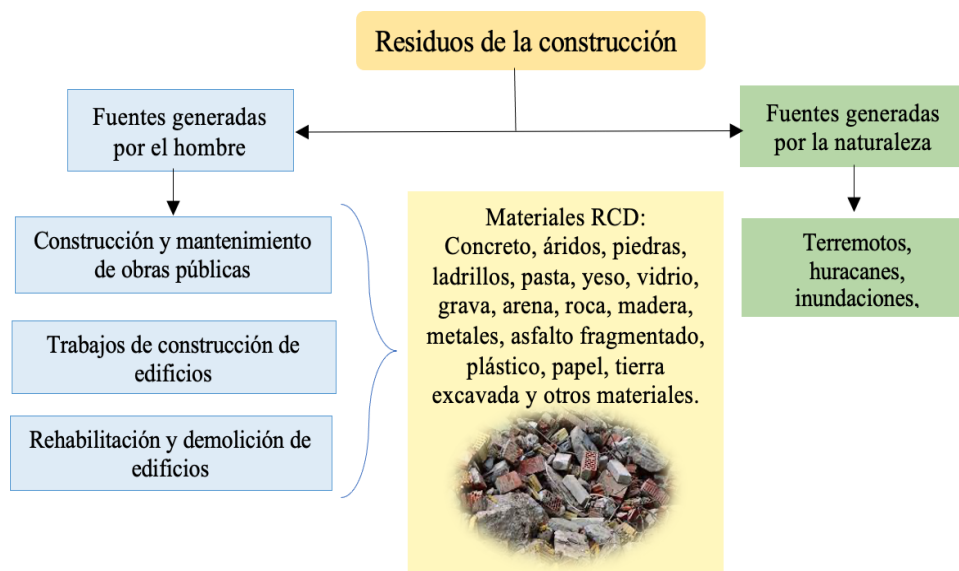


Figura 2.12 | Clasificación genérica de los residuos de la construcción y la demolición según su fuente (Menegaki y Damingos, 2018).

2.4.2 Cantidades generadas

Los RCD se generan en cantidades muy variables en los distintos países. En 1996, en los Estados Unidos de Norteamérica, se reportó la generación de 136 millones de toneladas; para 2018 esta cifra había ascendido a 700 millones de toneladas, más del doble de la cantidad de residuos sólidos municipales generados (EPA, 2020). En Europa se producen aproximadamente 820 millones de toneladas de RCD al año (Martos et al., 2018), mientras que el gobierno de Australia reportó una generación aproximada de 20.4 millones de toneladas de estos residuos para 2017 (National Waste Report, 2020). Se estima que, en los países desarrollados, la producción per cápita anual de RCD se ubica entre 550 y 1 000 kg (Lauritzen y Hahn., 1992).

En China, los RCD representan un 40% de la cantidad total de residuos y su tasa promedio de reciclaje es únicamente del 5% (Huang et al., 2018). De acuerdo con el Consejo de Promoción de Materiales de Construcción (BMPTC) de la India, se generan aproximadamente 150 millones de toneladas de RCD anuales, pero la capacidad de reciclaje oficial es de apenas 6,500 toneladas por día, es decir, apenas el uno por ciento (Jain, 2021). En Sudáfrica, se informó que en el año 2011 se generaron 108 millones de toneladas de RCD y que de dicha cantidad solamente se recicló el 10 % (Aboginije et al., 2020). De acuerdo con el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible en Colombia, los RCD constituyen un 40% de los residuos sólidos y su producción actual es de cerca de 15 millones de toneladas al año; de esta producción, entre 60 y 90% se deposita en sitios autorizados y el restante en lugares sin autorización (Trujillo y Quintero, 2021).

En el año 2018, México generó alrededor 10.15 millones de toneladas de RCD (SEMARNAT, 2020). El diagnóstico del Programa de Gestión Integral de los Residuos Sólidos (PGIRS) 2021-2025 para la Ciudad de México estableció que en el año 2019 se generaron aproximadamente 14 mil toneladas de RCD provenientes de obras públicas (PGIR, 2021). La Cámara Mexicana de la Industria de la Construcción (CMIC), a través de su plan de manejo de RCD, estimó que la generación de RCD se ha incrementado a razón de 5% promedio anual (CMIC, 2013). En general, los países latinoamericanos tienen una alta tasa de urbanización, en promedio del 84%; sin embargo, carecen de una eficiente gestión de los RCD, que permita una mayor sustentabilidad regenerativa, la

recuperación económica post-pandemia y la mitigación del cambio climático (Mercader-Moyano et al., 2021). A continuación, en la Tabla 2.9 se presentan estimaciones de la cantidad de RCD generados internacionalmente y en México.

Tabla 2.9 | Estimación de generación de desechos de la industria de la construcción y demolición internacional y nacionalmente.

Ubicación	Generación de RCD (millones de toneladas)	Referencia
Estados Unidos	700	EPA (2020)
Europa	820	Martos et al. (2018)
China	3,037	Huang et al. (2018)
Australia	20,4	National Waste Report (2020)
Sudáfrica	108	Aboginije et al. (2020)
India	150	Jain (2021)
Colombia	15	Trujillo y Quintero (2021)
México	10.1	SEMARNAT (2020)

Aunque la Tabla 2.9 no es, ni de lejos, exhaustiva, sí muestra que China probablemente es el mayor generador de RCD del mundo. México aparece con una generación baja (10.1 millones de toneladas); no obstante, por comparación con Colombia, que tiene una población y una economía más reducidas, y teniendo en cuenta que grandes cantidades de estos residuos no se disponen de manera adecuada en nuestro país, puede considerarse que esta cifra desestima una gran cantidad de RCD producidos.

En los últimos años se ha incrementado significativamente la construcción en México, lo cual ha generado que los RCD se hayan convertido un problema ambiental, tanto por la magnitud de su producción como por su disposición inadecuada. Actualmente en la Ciudad de México sólo existe un sitio oficial para una disposición final adecuada de RCD, que diariamente recibe 382 toneladas de estos mientras que el resto se deposita en tiraderos clandestinos, lo que perjudica la salud de los habitantes y de los ecosistemas (SEMARNAT, 2022). La Secretaría del Medio Ambiente (SEDEMA) de la Ciudad de México ha establecido mecanismos eficaces para atender la gestión integral de estos residuos, como la convocatoria para la construcción de plantas de tratamiento y aprovechamiento de RCD que impliquen la protección del ambiente, el aprovechamiento de materias primas y, su procesamiento para ser convertidos en agregados para concretos y asfaltos para la fabricación de concreto hidráulico (SEDEMA, 2021).

2.4.3 Clasificación

Los componentes de los RCD dependen principalmente del tipo de proyecto, de la ubicación y antigüedad de la estructura, de los materiales empleados y también de la técnica de demolición, lo que dificulta encontrar una solución genérica al problema que representa su gestión (El-Haggar, 2007). Los principales materiales que componen los RCD son el acero, el cemento, el concreto, la arena, el mortero, cerámica, ladrillo y madera, mampostería y materiales metálicos (Oyenuga y Bhamidiarri, 2007).

La clasificación de los RCD es algo compleja, puesto que no existe un conjunto de componentes exactos en el material, sino que son solo comunes. La Tabla 2.10 presenta diferentes formas de clasificarlos, compiladas por Elgizawy et al. (2016).

Tabla 2.10 | Formas de clasificar los residuos de construcción y demolición (Elgizawy et al., 2016).

Tipo de clasificación	Descripción
Según su fuente	<ol style="list-style-type: none"> 1. Residuos de la demolición (ladrillos, paneles, <i>blocks</i>, concreto, yeso) 2. Materiales de embalaje (cartón, plástico, papel). 3. Madera 4. Residuos de asfalto y concreto 5. Residuos de metal 6. Vidrio y caucho 7. Residuos sólidos municipales y sanitarios
Tipos generales de residuos	<ol style="list-style-type: none"> 1. Nueva construcción 2. Renovación 3. Demolición
Según su origen	<ol style="list-style-type: none"> 1. Residuos generados por la excavación 2. Desechos de materiales de planificación y mantenimiento vial 3. Residuos de la demolición de edificios y viviendas 4. Materiales de escombros del lugar de trabajo

2.4.4 Normatividad mexicana

La Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos definió por primera vez los residuos de manejo especial como aquellos que se generan en los procesos productivos y que no reúnen las características para ser considerados peligrosos o sólidos urbanos (LGPGIR, 2003); asimismo, estableció que su vigilancia es competencia de las entidades federativas, e incluyó a los RCD como un tipo de residuos de esta índole. Posteriormente se publicó la NOM-161-SEMARNAT-2011, que establece los criterios de clasificación de los residuos de manejo especial e incluye a los RCD como tales; de igual forma indica cuáles de ellos están sujetos a un plan de manejo (SEMARNAT, 2011).

La primera norma específica a los RCD es la norma ambiental para la Ciudad de México NACDMX-007-RNAT-2019, que los define como aquellos materiales, productos o subproductos que se generan en las actividades de la industria de la construcción, tales como la remodelación, restauración, mantenimiento, instalación, modificación, ampliación, adecuación, reparación, modificación de infraestructura, demolición, entre otras, así como también el producto proveniente de la excavación y que haya propiciado la alteración de condiciones físicas, químicas y biológicas generales (SEDEMA, 2021). La NACDMX-007-RNAT-2019 establece que los RCD primero deben seleccionarse adecuadamente en su lugar de origen, destinarse a los sitios autorizados, para luego valorarse en las categorías que muestra la Tabla 2.11.

Los RCD se componen en un 65 % de materiales tales como suelo, ladrillo, concreto y cerámicos; , el resto está compuesto por cantidades diversas de residuos de metal, madera, plásticos y mampostería, entre otros. El mayor porcentaje de estos escombros no son peligrosos, por lo que su aprovechamiento no debe presentar percances, sino que puede contribuir a la disminución de su consumo. Rangel et al. (2014) evaluaron la composición de materiales RCD procedentes de dos

basureros clandestinos de Pachuca, Hidalgo, y la determinaron como sigue: concreto (50%), ladrillo (24 %), *block* (24 %), y cerámicos (2 %).

Tabla 2.11 | Clasificación de los residuos de construcción y demolición según la NACDMX-007-RNAT-2019 (SEDEMA, 2019).

Categorías	Residuos
A) Concreto simple	Concreto de elementos prefabricados. Concreto de elementos estructurales y no estructurales Sobrantes de concreto (sin elementos metálicos)
B) Concreto armado	Elementos de concreto armado prefabricados y colados en obra
C) Metales	Residuos metálicos como el acero de refuerzo, metales ferrosos y metales no ferrosos (aluminio, cobre, etcétera)
D) Mampostería con recubrimiento	Residuos de mampostería, pétreos con recubrimiento y mortero de juntas, como <i>blocks</i> , tabicones, adoquines, prefabricados de arcilla recocida (tabiques, ladrillos, tejas), muros de piedra, etcétera
E) Pétreos	Materiales pétreos sin recubrimientos o sin juntas de mortero
F) Mezcla asfáltica	Provenientes de bases asfálticas o negras
G) Excavación	Suelos no contaminados y materiales arcillosos, granulares y pétreos naturales.
H) Elementos prefabricados con materiales mixtos	Paneles y sistemas prefabricados conformados por materiales mixtos (como panel de yeso, panel de tabla, cemento y otros paneles en general).
I) Otros residuos de manejo especial generados en obra	Residuos con tratamiento y manejo especial. Residuos de instalaciones eléctricas, residuos electrónicos, lámparas y baterías. Otros como llantas, textiles, madera y unicel

2.4.5 Reciclaje en la Ciudad de México

La NACDMX-007-RNAT-2019 (SEDEMA, 2021) establece la clasificación y especificaciones para el manejo integral de los residuos de construcción y demolición; asimismo, busca garantizar su reciclaje, reúso y correcta disposición final. Su manejo integral implica las siguientes etapas: i) separación *in situ* de los residuos generados en obras de construcción; ii) traslado a los centros de acopio o transferencia para su correcto almacenamiento y reciclaje, evitando mezclarlos con otros residuos, minimizando la dispersión de polvos y la emisión de material particulado; iii) valorización o disposición final.

En la Ciudad de México se estableció el Centro Integral de Reciclaje (CIREC-MH) para RCD, localizado en la alcaldía Miguel Hidalgo, por parte de la empresa Concretos Sustentables Mexicanos, cuyo proyecto fue seleccionado mediante la convocatoria CPTARS CDMX-2019 de la SEDEMA. Es la primera planta en México especializada en el aprovechamiento de los RCD en agregados reciclados y otros subproductos, para evitar que se desperdicien estos residuos potencialmente útiles, reducir el consumo de materiales naturales, así como el uso de energía. El CIREC-MH inició operaciones a

mediados del año 2021, tiene la capacidad para procesar 1,200 toneladas de RCD al día, con lo que cuenta con el potencial de fabricar 640 m³ al día de concreto hidráulico con agregado reciclado para el programa de banquetas de la Ciudad de México. Lo anterior evita la explotación de más de 300 mil toneladas anuales de canteras y minas para la extracción de agregados naturales (Gobierno de la CDMX, 2020).

El CIREC-MH implementa un proceso riguroso para el reciclaje de RCD, que se despliega en la Figura 2.13. El primer paso del proceso es el de recibir los residuos que ingresan al CIREC-MH en camiones autorizados. Inmediatamente los RCD se pesan y se emite una boleta certificada con los datos más primordiales, como el volumen a reciclar, fecha, la obra y datos del generador. A continuación, los RCD se depositan en el patio de maniobras, donde un cargador frontal alimenta una línea de separación. Posteriormente el material pasa por un tambor rotatorio que realiza una primera clasificación del material; luego, este se transporta hasta un separador neumático, donde se extraen trozos de papel y plásticos livianos. Después, los materiales recuperables circulan por una cinta de clasificación, donde los materiales ferrosos son separados a través de un electroimán. Finalmente, los materiales se trituran y trasladan a la planta para ser reusados en la fabricación de concreto nuevo (CSMX, 2021).

Esta planta cuenta con dos esquemas de fabricación de concreto a partir de los agregados reciclados. En el primero, cuando los RCD no vienen mezclados con residuos sólidos municipales, acero o madera, se trituran y el producto se mezcla con grava, cemento y arena, para posteriormente ser transportado a obras públicas o privadas que lo adquieran (a un costo menor al de los áridos naturales). En el segundo esquema, los RCD que ingresan contaminados se someten a procesos adicionales de separación, y luego son enviados a la planta de concreto (CSMX, 2021). Las plantas de reciclaje de RCD permiten enfrentar los problemas ambientales que estos ocasionan, evitar la extracción de materiales vírgenes, y contribuir a la generación de una economía circular (Zamarrón, 2021).



Figura 2.13 | Proceso de tratamiento y reciclaje de RCD. Imagen creada a partir de CSMX (2021).

3. Planteamiento del problema

El agua potable es un recurso cada vez más escaso en el planeta. Es fundamental para la producción de alimentos, para la supervivencia de los seres vivos, la salud de los ecosistemas y para el desarrollo socioeconómico sostenible. Debido al crecimiento de la población, la demanda de agua potable se incrementa. Por ejemplo, el consumo promedio de agua al día en México es de 366 litros diarios por persona (ONU, 2021). Este consumo disminuye la disponibilidad del agua considerablemente.

Las aguas grises son una fracción del agua residual doméstica que proviene de cocinas, duchas, lavamanos y lavadora, y que excluye el agua del excusado. Estas representan alrededor del 70% del volumen total de las aguas residuales domésticas (Ghaitidak y Yadav, 2013). La calidad del agua gris depende de las actividades de la población que la origina, y generalmente contiene jabón, detergentes, champú, aceites, grasas, y otras sustancias químicas empleadas en el aseo personal. En este tipo de agua también pueden encontrarse bacterias, parásitos y virus. Las aguas grises contienen menor porcentaje de contaminación fecal que las aguas negras del alcantarillado, pero ambas representan riesgos ambientales debido a la presencia de sustancias químicas y de microorganismos patógenos (Prodanovic et al., 2019). Una práctica común es la disposición de las aguas grises en el alcantarillado municipal o, particularmente en el medio rural, en los cuerpos de agua sin que medie tratamiento alguno, lo que genera problemas sanitarios. A pesar de la gran importancia del reuso de aguas residuales, de acuerdo con la UNESCO (2017), el 70% de las aguas residuales retornan a los ecosistemas acuáticos sin ser tratadas o reusadas.

Asimismo, actualmente, se ha incrementado significativamente la generación de RCD, lo que presenta impactos adversos en el medio ambiente, debido a su cantidad, tasa de incremento y su disposición inadecuada (Elgizawy et al., 2016). Se estima que los residuos de la construcción y demolición representan alrededor de 30% del total de residuos sólidos en todo el mundo (Ginga et al., 2020). El flujo de RCD debe tratarse como una prioridad, pues constituyen una fuente considerable en términos de volumen y peso (Kartam et al., 2004). La disposición final de estos residuos en rellenos sanitarios o sitios no autorizados como terrenos baldíos, caminos o en costados de la carretera, causan efectos dañinos al medio ambiente y la salud humana, ya que son focos gestores de contaminación ambiental en suelos y aguas superficiales (Pacheco et al., 2017), además de que, al ser materiales voluminosos y que se generan en enormes cantidades, ocupan demasiado espacio.

En México, en el año 2018 se generaron alrededor 10.15 millones de toneladas de residuos de la construcción y demolición (SEMARNAT, 2020). Particularmente, en el municipio de Pachuca Hidalgo, se estima que la cantidad generada de RCD en el 2009 fue de 12 toneladas (Rangel et al., 2012). Sin embargo, no existe una cuantificación y estadística confiable de estos desechos debido a que no existen sitios oficiales para su disposición, únicamente dos “botaderos clandestinos” grandes en la zona. La composición de los RCD en esta área fue concreto (50%), ladrillo (24%), block (24%) y materiales cerámicos (2%) (Rangel et al., 2014).

En la actualidad, diferentes países desarrollados han tomado medidas para una gestión eficaz de los desechos de la construcción y demolición, debido a que no sólo son un problema local, sino global, en el que se involucran mejores prácticas de manejo de residuos, su reincorporación en procesos de la construcción o reuso y aprovechamiento. De este modo, el tratamiento de aguas grises domiciliarias mediante SbN, en el que se implementen RCD como materiales filtrantes, podría ser una alternativa que favorezca la eficiencia de remoción de contaminantes o materia presente en ella, propiciando así el aprovechamiento de estos residuos e involucrando mejores prácticas de manejo. El tratamiento de aguas grises ligeras mediante soluciones basadas en la naturaleza (SbN), acoplado a su reuso para fines no potables, tales como el riego de jardines, la descarga de inodoros o el lavado de automóviles, tiene a su vez, un gran potencial para reducir la demanda doméstica de agua potable, así como la presión sobre este recurso vital.

4. Hipótesis

El empleo de RCD como materiales filtrantes en SbN de tipo muro verde permite un tratamiento descentralizado efectivo de aguas grises ligeras (AGL), que hará posible el reuso *in situ* del agua tratada en actividades domésticas.

5. Justificación

El agua está en el foco del desarrollo sostenible y es fundamental para el desarrollo socioeconómico, la energía, la conservación de los ecosistemas, la producción de alimentos y la subsistencia de los seres humanos. Aproximadamente 35 millones de mexicanos viven con escasez crónica de agua, y alrededor de 43 millones con disponibilidad baja. La disponibilidad natural media del agua por habitante por año es un indicador que permite analizar su situación en una cuenca hidrológica (Breña y Breña, 2007). En México se tiene una disponibilidad de 3656 metros cúbicos por habitante (CONAGUA, 2017), aunque la problemática cambia localmente. Por ejemplo, el Sistema de Aguas de la Ciudad de México envía 32,100 litros de agua potable cada segundo; el 68% es adquirido de vías subterráneas y pozos, y el 32% del sistema de Cutzamala provee al Valle de México. No obstante, 32 mil litros no es suficiente para abastecer a 21 millones de habitantes que necesitan agua diaria para sus necesidades básicas de higiene y alimentación (Greenpeace, 2021).

Se estima que un millón de litros de agua residual se produce cada cuatro segundos en México. Durante el año 2017, las 2526 plantas en operación a lo largo del país trataron el 63% de aguas residuales municipales, recolectadas a través de los sistemas de alcantarillado (CONAGUA, 2017). Sin embargo, las PTAR requieren de una elevada cantidad de energía y de costos de mantenimiento, por lo que los municipios con una economía vulnerable se ven afectados. Las aguas que no son tratadas adecuadamente llegan a cuerpos de agua, ríos y a océanos, con todas las consecuencias negativas que eso conlleva (Bigio, 2018).

Además, debido al incremento de la industria de la edificación ha aumentado la generación de (RCD). Se estima que en el año 2018 México generó alrededor 10.15 millones de toneladas de RCD SEMARNAT (2020). En México y otros países, su tasa de reciclaje y reúso es muy baja, lo que ocasiona consecuencias negativas en el ambiente y requiere el desarrollo de planes de gestión. El uso de RCD en aplicaciones ambientales ofrece diversas ventajas (Del Rio et al., 2009; Dos Reis et al., 2021). Por ello, una estrategia para reducir el impacto de la elevada cantidad de RCD es su reúso en el tratamiento descentralizado de AGL mediante SbN.

El reúso de las aguas grises es fundamental en las prácticas sustentables del uso de agua debido a que confiere múltiples beneficios, principalmente el ahorro de agua potable, que puede alcanzar un 40% (Rojas, 2014). Otros beneficios son la diversificación de los suministros de agua municipales, la generación de una fuente alternativa de agua para diversos reúsos, la reducción de las necesidades de energía y químicos usados para tratar las aguas residuales, entre muchos otros (Allen, 2015; Masi et al., 2016; Maldonado, 2021).

6. Objetivos

6.1 Objetivo general

Tratar aguas grises ligeras de origen domiciliario mediante un muro verde en el que se empleen materiales filtrantes convencionales o provenientes de residuos de la construcción y una paleta vegetal a definir, para facilitar su reúso en actividades domésticas.

6.2 Objetivos específicos

- Evaluar, en ensayos a escala laboratorio, el desempeño de una paleta vegetal preseleccionada y materiales filtrantes convencionales (arena, grava, zeolita y carbón activado) en el tratamiento de AGL reales.

- Evaluar, en ensayos a escala laboratorio, el desempeño de RCD y la paleta vegetal estudiada anteriormente, en el tratamiento de AGL reales.
- Construir un muro verde a escala piloto que incorpore tanto la paleta vegetal estudiada como materiales filtrantes convencionales y RCD, y evaluar el tratamiento de aguas grises ligeras domésticas reales que puede ofrecer.
- Caracterizar los materiales filtrantes empleados en el muro verde por diversas técnicas (SEM-EDS, DRX, IR) para encontrar los posibles mecanismos de remoción de los contaminantes de aguas grises ligeras domésticas reales.

Referencias bibliográficas

- Abad-Berjón, M., Noguera-Murray, P., Carrión-Benedito, C. (2004) Los sustratos en los cultivos sin suelo. *Cultivo sin suelo*. Mundi-Prensa, Madrid, 113-158.
- Aboginije, D., Aigbavboa, C., Thwala, W. (2020) Determining the Impact of Construction and Demolition Waste Reduction practices on Green Building Projects in Gauteng Province, South Africa. IEOM Society International. Sachi in Sustainable Construction Management and Leadership in the Built Environment.
- Aicher, A., Boermel, M., Londong, J., Beier, S. (2022) Vertical green system for gray water treatment: Analysis of the VertiKKA-module in a field test. *Frontiers in Environmental Science* 10, 01-07
- Allen, L. (2015) Manual de diseño para el manejo de aguas grises: para riego exterior. *Greywater Action* 2, 01-58.
- Balducci (2019) *Green wall for greywater treatment: literature review and wall design*. Tesis de licenciatura. Zurich University of Applied Sciences, Switzerland.
- Bandosz, T. (2006) Activated Carbon Surfaces in Environmental Remediation. *Interface Science and Technology* 7, 1st Ed. Academic Press, New York.
- Bautista-Cruz, A., Etchevers, B. J., Castillo S. R., Gutierrez, C. (2004) La calidad del suelo y sus indicadores. *Ecosistema* 13(2), 90-97.
- Bigio, J. (2018) Día mundial del agua “México produce un millón de litros de aguas residuales cada cuatro segundos” Conservación y Restauración Ecológica de Organización Pronatura.
- Boano, F., Caruso, A., Costamagna, E., Ridolfi, L., Fiore, S., Demichelis, F., Galvão, A., Piscoiro, J., Rizzo, A., Masi, F. (2020) A review of nature-based solutions for greywater treatment: Applications, hydraulic design, and environmental benefits. *Science of the Total Environment* 711, 134731.
- Bouzouidja, R., Cannavo, P., Bodénan, P., Gulyás, A., Kiss, M., Kovács, A. Béchet, B., Chancibault, K., Chantoiseau, E., Pierre-Emmanuel, B., Bouzidi, R., Guénon, R., Lebeau, T., Musy, M., Rodriguez, F. (2021) How to evaluate nature-based solutions performance for microclimate, water and soil management issues. *Ecological Indicators* 125, 1-16.
- Breña, P., Breña, N. (2017) Disponibilidad de agua en el futuro de México. *Ciencia* 58(3), 64-71.
- Brikké, F., Bredero, M. (2003) Linking technology choice with operation and maintenance in the context of community water supply and sanitation: a reference document for planners and project staff. World Health Organization and IRC Water and Sanitation Centre Geneva, Switzerland.
- Calvachi, C. L. G., Ortiz, S. I. (2013) Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública. *Universidad y Salud* 15(1), 72-88.
- Cardinali, M., Balderram, A., Arztmann, D., Pottgiesser, U. (2023) Green Walls and Health: An umbrella review. *Nature-Based Solutions* 3, 100070.
- Castellanos, J. Z. (2000) *Guía para la interpretación del análisis de suelo y agua*. Intagri. México
- Chandrappa, R., Das, D. B. (2014) *Sustainable Water Engineering. Theory and Practice*, 1st Ed. John Wiley & Sons, 110-122.
- Cid, A. (2014) Estudio de viabilidad de un proceso de eliminación de amonio mediante electrooxidación en la EDAR Valle del Vinalopó (Elda). Máster Universitario en Gestión Sostenible y Tecnologías del Agua. Universidad de Alicante.
- CMIC (2013) Plan de manejo de residuos de la construcción y la demolición (PM-RCD). Cámara Mexicana de la Industria de la Construcción (CMIC)

<https://www.cmic.org.mx/comisiones/Sectoriales/medioambiente/Flayer/PM%20RCD%20Completo.pdf>

- CONAGUA (2017) *Estadísticas de agua en México 2017*. Comisión Nacional del Agua. México.
- CSMX (2021) Concretos Sustentables Mexicanos (CSMX) <https://csmx.mx>
- De Borba, B., Richard, F. J., Rohrer, J. (2018) Determinación de la cantidad total de nitrógeno y fósforo en aguas residuales mediante digestión con persulfato alcalino seguida de CI. Notas técnicas, Thermo Fisher Scientific, Sunnyvale, CA EE. UU.
- De la Cruz, P., Urrea, M. (2011) Abastecimiento de aguas. Potabilización de aguas. Tema: Filtración. Escuela de Ingeniería de Caminos y de Minas. Universidad Politécnica de Cartagena, España.
- Del Río, M., García, I. P., Weis, A. (2009) Sustainable construction: Construction and demolition waste reconsidered. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy* 28(2), 118-129.
- Dos Reis, S. G., Quattrone, M., Ambrós, W. M., Cazacliu, B. G., Sampaio, C. H. (2021) Current Applications of Recycled Aggregates from Construction and Demolition: A Review. *Materials* 14(7), 1700.
- Dumitru, A., Wendling, L. (2021) *Evaluating the impact of Nature-Based Solutions*. A handbook for practitioners. European Commission, Directorate-General for Research and Innovation. Brussels, 1st. Ed.
- Edet, U., Ifelebuegu, A. (2020) Kinetics, Isotherms, and Thermodynamic Modeling of the Adsorption of Phosphates from Model Wastewater Using Recycled Brick Waste. *Processes* 8, 665.
- El-Haggar, S. M. (2007) *Sustainable Industrial Design and Waste Management: Cradle-to-Cradle for Sustainable Development*. Academic Press, Cambridge, Massachusetts.
- Elgizawy, S., El-Haggar, S., Nassar, K. (2016) Approaching Sustainability of Construction and Demolition Waste Using Zero Waste Concept. *Low Carbon Economy* 7(1), 11.
- EPA (2020) Sustainable Management of Construction and Demolition Materials. Advancing Sustainable Materials Management: 2018 Fact Sheet. Assessing Trends in Materials Generation and Management in the United States. <https://www.epa.gov/smm/sustainable-management-construction-and-demolition-materials>
- FAO (2022) Portal de Suelos de la FAO. Propiedades físicas y químicas. <http://www.fao.org/soils-portal/es/>.
- Finley, S. (2008) *Reuse of Domestic Greywater for the Irrigation of Food Crops*. Tesis de maestría. Department of Bioresource Engineering, Macdonald Campus of McGill University, Quebec, Canada.
- Flores, J. (2018) Sistemas innovadores, jardinería y horticultura vertical en el IMTA. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Coordinación de Riego y Drenaje, Subcoordinación de Ingeniería de Riego, México.
- Friedler, E., Hadari, M. (2006) Economic feasibility of on-site greywater reuse in multi-storey buildings. *Desalination* 190(1), 221-234.
- Garbisu, C., Hernández-Allica, J., Barrutia, O., Alkorta, I. Becerril, J. M. (2002) Phytoremediation: A Technology Using Green Plants to Remove Contaminants from Polluted Areas. *Reviews on Environmental Health* 17(3), 173-182.
- Garrindo, V. S. (1994) Interpretación de análisis de suelos. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Secretaria General de Estructuras Agrarias.
- Ghaitidak, D. M., Yadav, K.D. (2013) Characteristics and treatment of greywater—a review. *Environmental Science and Pollution Research* 20, 2795–2809.
- Ginga, P. C., Ongpeng, C. J. M., Daly, M. K. (2020) Materials Circular Economy on Construction and Demolition Waste: A Literature Review on Material Recovery and Production. *Materials* 13, 2970.
- Gobierno de la CDMX (2020) Gaceta oficial de la Ciudad de México. <https://gobierno.cdmx.gob.mx/noticias/plantas-de-tratamiento-y-aprovechamiento-de-residuos/>
- González-Navarrete, B. (2017) *Desarrollo de carbón activado a partir de desechos agroindustriales con aplicación en adsorción de arsénico*. Universidad de Chile, Departamento de ingeniería química y biotecnología. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/147405>
- Grant, S. B., Saphores, J. D., Feldman, D. L., Hamilton, A. J., Fletcher, T. D., Cook, P. L., Stewardson, M., Sanders, B. F., Levin, L. A., Ambrose, R. F., Deletic, A., Brown, R., Jiang, S. C., Rosso, D.,

- Cooper, W. J., Marusic, I. (2012) Taking the "waste" out of "wastewater" for human water security and ecosystem sustainability. *Science* 337(6095), 681–686.
- Greenpeace (2021) Escasez de agua en México. <https://www.greenpeace.org/mexico/blog/10163/por-que-en-mexico-hay-escasez-de-agua/>
- Grim, R. (1953) *Clay Mineralogy*. 1a Ed. Mc Graw Hill, New York.
- Gross, A., Maimon, A., Alfiya, Y., Fiedler, E. (2015) *Greywater reuse*. CRC Press, New York.
- Guerrero, A. M., Pérez, V. A., Gámez, R. M. (2019) la zeolita en la descontaminación de aguas residuales *Universidad, Ciencia y Tecnología* 2, 109-11.
- Hourlier, F., Masse, A., Jaouen, P., Lakel, A., Gerente, C., Faur, C., Le-Cloirec, P. (2010) Formulation of synthetic greywater as an evaluation tool for wastewater recycling technologies. *Environmental Technology* 31, 215-223.
- Huang, B., Wang, X., Kua, H., Geng, Y., Bleischwitz, R., Ren, J. (2018) Construction and Demolition Waste Management in China through the 3R Principle *Resources, Conservation & Recycling* 129, 36–44.
- Huhn, L. (2015) Greywater treatment in sand and gravel filters. Low Tech Solution for Sustainable Wastewater Management. Manual for Design, Construction, Operation and Maintenance. United Nations Environment Programme & Global Programme of Action.
- Jain, M. S. (2021) A mini review on generation, handling, and initiatives to tackle construction and demolition waste in India. *Environmental Technology & Innovation* 22, 101490.
- Jaramillo, J. D. (2002) *Introducción a la ciencia del suelo*. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias Medellín.
- Kartam, N., Al-Mutairi, N., Al-Ghusain, I., Al-Humoud, J. (2004) Environmental management of construction and demolition waste in Kuwait. *Waste Management* 24(10), 1049-1059.
- Lauritzen, E.K., Hahn, N. J. (1992) Building Waste-Generation and Recycling. ISWA.
- LGPGIR (2003) Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos, LGPGIR. Diario Oficial de la Federación, 8 de octubre.
- Liu, W., Chen, W., Peng, C. (2015) Influences of setting sizes and combination of green infrastructures on community's stormwater runoff reduction. *Ecological Modelling* 318, 236–244.
- Luna, D., Gonzalez, A., Gordon, M., Martin, N. (2007) Obtención de carbón activado a partir de la cáscara de coco. *Contactos* 64, 39-48.
- Magalhães, F. J., Paulo, P. (2022) Phytoremediation as a modular approach for greywater treatment. *Modular Treatment Approach for Drinking Water and Wastewater* 1, 107-128.
- Maimon, A., Gross, A. (2018) Greywater: Limitations and perspective. *Environmental Science & Health* 2, 1-6.
- Maldonado, L. (2021) Aguas grises como mecanismos de reducción del consumo personal del agua. Departamento de Ecología y Espacio de la Cultura del Agua. SAPAM. Sistema de Agua Potable y Alcantarillado Municipal de San Cristóbal de las casas 2018-2021. <http://sapam.gob.mx/site/aguas-grises-como-mecanismos-de-reduccion-del-consumo-personal-del-agua/>
- Manahan, S. E. (2017) *Environmental Chemistry*, 10th edition. CRC Press, Boca Ratón.
- Martínez, M. F. (2012) *Preparación y caracterización de carbón activo a partir de lignina para su aplicación en procesos de descontaminación de aguas*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid, Facultad de Ciencias e Ingeniería Química.
- Martos, G., Styles, D., Schoenberger, H., Zeschmar-Lahl, B. (2018) Construction and demolition waste best management practice in Europe. *Resources, Conservation and Recycling* 136, 166-178.
- Masi, F., Bresciani, R., Rizzo, A., Edathoot, A., Patwardhan, N., Panse, D., Langergraber, G. (2016) Green walls for greywater treatment and recycling in dense urban areas: A case study in Pune. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development* 6, 342- 357.
- Menegaki, M., Damigos, D., (2018) A review on current situation and challenges of construction and demolition waste management. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry* 13, 8-15.
- Mercader-Moyano, P., Camporeale, P. E., López-López, J. (2021) A construction and demolition waste management model applied to social housing to trigger post-pandemic economic recovery in Mexico. *Waste Management & Research* 40(7), 1-11.

- Morel, A., Diener, S. (2006) Greywater Management in Low and Middle-Income Countries, Review of different treatment systems for households or neighbourhoods. Sandec (Water and Sanitation in Developing Countries). *Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag)* 14/06. Dübendorf, Switzerland.
- Morrison, L., Staunton, J. A., Mc Donnell, R. J., M. J., Williams, C. D., Henry T. (2014) Assessing metal contamination from construction and demolition (C&D) waste used to infill wetlands: using *Deroceras reticulatum* (Mollusca: Gastropoda). *Environmental Science Processes & Impacts* 6(11), 2463-2668.
- Mostofa, M. G., Honda, Y., Sakugawa, H. (2005) Dynamics and optical nature of fluorescent dissolved organic matter in river waters in Hiroshima Prefecture, Japan. *Geochemical Journal* 39, 257-271.
- National Waste Report (2020) Department of Agriculture, Water and the Environment. Blue Environment, Australia.
- Navarro P., Vargas C. (2010) Efecto de las propiedades físicas del carbón activado en la absorción de otro desde medio cianuro. *Revista metalurgia* 46, 227- 239
- Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-021-RECNAT-2000. Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudios, muestreo y análisis. <http://www.ordenjuridico.gob.mx/Documentos/Federal/wo69255.pdf>
- Núñez, R.A., Meas Vong Y., Ortega-Borges, R., Olgúin, E.J. (2004) Fitorremediación, fundamentos y aplicaciones. *Ciencia* 55(3), 69-82.
- ONU (2021) Comprender las dimensiones del problema del agua. <https://onuhabitat.org.mx/index.php/comprender-las-dimensiones-del-problema-del-agua>
- ONU-Agua (2018) Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2018. Soluciones basadas en la naturaleza para la gestión del agua.
- Otero, C. N. (2007) *Filtración de aguas residuales para reutilización*. Tesis Doctoral. Ciencias y tecnologías. Universidad de la Laguna, España.
- Oyenuga, A., Bhamidiarri, R. (2007) Sustainable approach to managing construction and demolition waste, an opportunity or a new challenge. *International Journal of innovative research in Science, Engineering and Technology* 4(11), 10368
- Pacheco, B., Fuentes, P., Sánchez, C., Rondón, Q. (2017) Residuos de construcción y demolición (RCD), una perspectiva de aprovechamiento para la ciudad de barranquilla desde su modelo de gestión. *Ingeniería y Desarrollo* 35(2), 533-555.
- Pallewatta, S., Weerasooriyagedara, M., Bordoloi, S., Sarmah, A. K., Vithanage. M. (2023) Reprocessed construction and demolition waste as an adsorbent: An appraisal. *Science of The Total Environment* 882, 163340.
- PGIR (2021) Programa de Gestión Integral de Residuos para la Ciudad de México. PGIR 2021-2025. Coordinación de Proyectos de Manejo de Residuos. Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno de la Ciudad de México.
- Prodanovic, V., McCarthy, D., Hatt, B., Deletic, A. (2019) Designing green walls for greywater treatment: The role of plants and operational factors on nutrient removal. *Ecological Engineering* 130, 184–195.
- Pumagua-UNAM (2011) Programa de manejo, uso y reúso del agua en la UNAM. 2011. Soluciones basadas en la naturaleza. <http://www.pumagua.unam.mx/infografias.html>
- Rangel, Y. Lizárraga, L. G., González, M. G., Olgúin, F. J., López, L. D. (2014) Recycling Construction Waste as Action to Minimize the Environmental Impact, World Barcelona, 355- 361.
- Rangel, Y., Prieto, F., Acevedo, O. A., Gordillo, J., González, C. (2012) Procesos unitarios de recuperación de residuos de construcción, demolición y jales de la minería: desarrollo de agregados pétreos. Estudios ambientales. Tesis de Doctorado en Ciencias Ambientales, UAEH. México.
- Reinoso, F. (1998) The role of carbon materials in heterogeneous catalysis. *Carbon* 36(3), 159-175
- Reinoso, F. (2005) Carbón activado: estructura, preparación y aplicaciones. *Revista Uniandes*, 66–69.
- Rodríguez, L. (2020) El proceso de tratamiento de aguas residuales y eliminación de contaminantes emergentes. *Iagua*. <https://www.iagua.es/blogs/lander-rodriguez-jorge/proceso-tratamiento-aguas-residuales-y-eliminacion-contaminantes>

- Rodríguez, N., Darío, E., Medina, M., Camilo, N. (2013) Estudio de las aguas grises domésticas en tres niveles socioeconómicos de la ciudad de Bogotá. Universidad Javeriana, Facultad de Ingeniería, Bogotá.
- Rojas, H. (2014) Sistema de reutilización de aguas grises en una vivienda de la ciudad de Huancayo (tesis). <https://repositorio.uncp.edu.pe/handle/20.500.12894/363>.
- Rowe, D. B. (2011) Green roofs as a means of pollution abatement. *Environmental Pollution* 159(8), 2100-2110.
- Santos, M., Ríos, H., Flores V. (2021) Carbón activado: generalidades y aplicaciones. *CienciAcierta* 66, 88-99.
- SEDEMA (2019). Norma ambiental para la Ciudad de México NACDMX-007-RNAT-2019. Clasificación y especificaciones de manejo integral para los residuos de la construcción y demolición de la Ciudad de México. Dra. Marina Robles García, Secretaria del Medio Ambiente de la Ciudad de México y Presidenta del Comité de Normalización Ambiental de la Ciudad de México. Gaceta oficial de la ciudad de México, 20 de julio de 2021. http://data.sedema.cdmx.gob.mx/sitios/conadf/documentos/proyectos-normas/NACDMX_007_RNAT_2019.pdf
- SEDEMA (2021). Programa de Gestión Integral de los Residuos Sólidos para la Ciudad de México - PGIR 2021-2025. Coordinación de Proyectos de Manejo de Residuos. Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno de la Ciudad de México. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf>
- SEMARNAT (2011). NORMA Oficial Mexicana NOM-161-SEMARNAT-2011. Criterios para clasificar a los Residuos de Manejo Especial y determinar cuáles están sujetos a Plan de Manejo; el listado de los mismos, el procedimiento para la inclusión o exclusión a dicho listado; así como los elementos y procedimientos para la formulación de los planes de manejo. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación 1 febrero del 2013.
- SEMARNAT (2022) Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación, 11 de marzo de 2022.
- SEMARNAT (2020) Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- Sharma, J., Kumar, N., Singh N. P., Santal A. R. (2023) Phytoremediation technologies and their mechanism for removal of heavy metal from contaminated soil: An approach for a sustainable environment. *Frontiers in Plant Science* 14, 1076876.
- Solís-Castro, Y., Zuñiga-Zuñiga, L., Mora-Alvarado, D. (2017) La conductividad como parámetro predictivo de la dureza del agua en pozos y nacientes de Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, 31(1), 35-46.
- Sowińska-Świerkosz, B. García, J. (2022) What are Nature-based solutions (NBS)? Setting core ideas for concept clarification. *Nature-Based Solutions* 2, 100009.
- Spence, A., Simpson, J., McNally, J., Moran, W., McCaul, V., Hart, K., Paull, B., Kelleher, P. (2011) The degradation characteristics of microbial biomass in soil. *Geochimica et Cosmochimica* 75, 2571 - 2581.
- Thiers, O., Gerding, V., Schlatter, J. E. (2014) Suelos en ecosistemas forestales. *Ecología forestal*. Valdivia, Chile. Ediciones UaCh. 133-178.
- Trujillo, V., Quintero, V. (2021) Análisis del manejo de Residuos de Construcción y Demolición RCD y sostenibilidad en la construcción en Bogotá D.C. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ingeniería Universidad de La Salle. Bogotá D.C.
- UICN (2016) Estándar Global de Soluciones basadas en la Naturaleza (SbN). https://www.iucn.org/sites/dev/files/content/documents/2019/global_standard_for_nature-based_solutions_spanish_2.pdf
- UNESCO (2017) Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos, 2017: Aguas residuales: el recurso no explotado Reutilización del agua y recuperación de recursos. Programa Mundial de la UNESCO de Evaluación de los Recursos Hídricos. 2009-2017.

- UNLAP (2019) El suelo: un universo invisible. Universidad Nacional de la Plata. Prosecretaría de Políticas Sociales. Secretaria de Extensión Universitaria <https://unlp.edu.ar/wp-content/uploads/98/27598/3f23fc987dbbda82587753c9796000a.pdf>
- USDA-USA (2014). Claves para la Taxonomía de Suelos Décima Edición, 2006. USDA, United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, Conservation Engineering Division. Conservation Engineering Division. <https://www.nrcs.usda.gov/conservation-basics/natural-resource-concerns/soil/soil-science>.
- USEPA (2004) EPA-625-R-04-108. *Guidelines for Water Reuse*. United States Environmental Protection Agency, Washington D.C., EE. UU.
- Valdivieso, A. (2022) Calidad del agua, tipos de contaminantes en aguas. iagua. <https://www.iagua.es/respuestas/tipos-contaminantes-agua>
- Van Loon, W., Duffy, J. (2017) *Environmental chemistry: a global perspective*, 4th Ed. Oxford University Press, Oxford.
- Van, D., Oomen, J. H. (1978) Filtración lenta en arena para abastecimiento público de agua en países en desarrollo: manual de diseño y construcción. Serie documentos técnicos / IRC 11, 205. Voorburg, The Netherlands.
- Vos, P., Garrity, G., Jones, D., Krieg, N., Ludwig, W., Rainey, F., Whitman, W. (2009) *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*, 2nd ed. Vol. 3 Springer-Verlag. New York, USA.
- WHO (2006) Overview of greywater management. Health considerations, discussed and approved at the regional consultation on national priorities and plans of action on management and reuse of wastewater. Amman, Jordan.
- Widiastuti, N., Wu, H., Ang, M., Zhang, D. (2008) The potential application of natural zeolite for greywater treatment. *Desalination* 218, 271–280.
- Winston, R. J., Dorsey, J. D., Hunt, W. F. (2016) Quantifying volume reduction and peak flow mitigation for three bioretention cells in clay soils in northeast Ohio. *Science of The Total Environment* 553(15), 83-95.
- WWAP/ONU-Agua (2018) *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2018: Soluciones basadas en la naturaleza para la gestión del agua*. París, UNESCO.
- Yan, Z., Han, W., Peñuelas, J., Sardans, J., Elser, J. J., Du, E., Reich, P., Fang, J. (2016) Phosphorus accumulates faster than nitrogen globally in freshwater ecosystems under anthropogenic impacts. *Ecology Letters* 9, 1237-1246.
- Zamarrón, I. (2021) Planta de reciclaje de cascajo en CDMX. Rev. Forbes México. <https://www.forbes.com.mx/con-planta-de-reciclaje-de-cascajo-en-cdmx>

PARTE II: RESULTADOS

7. Desempeño de una paleta vegetal preseleccionada y materiales filtrantes convencionales en el tratamiento de aguas grises ligeras

7.1 Introducción

El tratamiento de AGL mediante una SbN en la que se utilicen plantas vasculares de distintas especies en conjunción con materiales filtrantes, acoplado a su reúso *in situ* para fines no potables, tales como el riego de jardines, la descarga de inodoros o el lavado de automóviles, tiene un gran potencial para reducir la demanda doméstica de agua potable. También faculta su reúso *ex situ*, por ejemplo a través de la infiltración para recarga de acuíferos, que ofrece una oportunidad de conservación del agua a escala urbana y que puede extenderse a las escorrentías urbanas y al agua de lluvia (Page et al., 2018). Por tal motivo, se realizaron pruebas a escala laboratorio con una combinación de materiales filtrantes convencionales (arena, grava, zeolita, carbón activado y suelo) y una paleta vegetal previamente seleccionada, con el objetivo de evaluar el desempeño de esta combinación en SbN que traten aguas grises ligeras. Igualmente, se exploraron las posibilidades de reúso de esta agua considerando en primer lugar la normatividad mexicana aplicable.

7.2 Materiales y métodos

7.2.1 Materiales filtrantes

Los medios filtrantes empleados en las pruebas a escala laboratorio se colocaron por capas en contenedores de plástico de 1 L (con 84.7 cm² de área transversal) en el siguiente orden descendiente: suelo, carbón activado, zeolita, arena marmolina y grava, como se presenta en la Figura 7.1. El suelo tenía un pH moderadamente alcalino (7.52), textura franco arcillo arenosa (con proporciones de arena, limo y arcilla de 70%, 10% y 20%, respectivamente) y una capacidad de intercambio catiónico (CIC) de 25.7 meq/100 g. Se usó un carbón activado granular (CAG) elaborado a partir de cáscara de coco, con diámetro de poro de 7 a 54 μm, volumen de poro de 0.77 cm³/g y un área superficial BET de 1299.92 m²/g (Aragón-Monter, 2014). La zeolita empleada es de tipo mordenita y proviene de la cantera de Tezoantla, que se encuentra en el municipio de Mineral del Monte, Hidalgo (México). La zeolita tiene un área superficial BET de 14.04 m²/g, una CIC de 3.75 meq/100 g, y un volumen y diámetro de poro de 0.0176 cm³/g y 3.42 nm, respectivamente (Trejo-Bustillos, 2023).

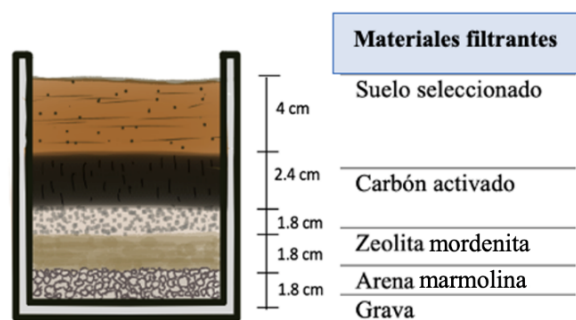


Figura 7.1 | Representación gráfica de los contenedores empacados con los diferentes materiales filtrantes.

7.2.2 Selección de la paleta vegetal

Cinco plantas vasculares de tipo ornamental se seleccionaron para ser evaluadas en las pruebas de tratamiento de AGL domésticas. La selección se hizo mediante la revisión de fuentes bibliográficas,

con base en las eficiencias de remoción de contaminantes presentes en aguas grises. Asimismo, se consideró su disponibilidad en invernaderos locales. Las plantas seleccionadas fueron *Portulaca grandiflora* (“amor de un rato”), *Tradescantia pallida* (“reina púrpura”), *Chrysopogon zizanioides* (pasto vetiver o Vetiver), *Sansevieria trifasciata* (o *Dracaena trifasciata* o “cola de gato”) y *Nephrolepis obliterata* (o “helecho reina”).

Entre los antecedentes reportados en la bibliografía que fundamentaron esta decisión, están los siguientes: se ha encontrado que *P. grandiflora* degrada un colorante diazo sulfonado (Navy Blue HE2R) hasta en un 98% y lo transforma en metabolitos menos tóxicos (Khandare et al., 2013). Imai et al. (2007) describieron a otra especie del mismo género, *P. oleracea*, como una planta con una gran capacidad de eliminar eficientemente el bisfenol A, un disruptor (o interruptor) endocrino, de lixiviados de vertederos y de aguas residuales industriales. Asimismo, *P. grandiflora* y otras cuatro plantas se emplearon en un muro verde que trata las aguas grises de un edificio de oficinas en la India, con el que consiguen una remoción de 18.3% y 24.6% de DQO y DBO₅, respectivamente (Masi et al., 2016). *T. pallida* ha sido empleada en bioensayos de micronúcleos para determinar la genotoxicidad en muestras de aguas superficiales de Brasil (Endres et al., 2015) y, con el mismo objetivo, Apella y Araujo (2005) evaluaron la toxicidad de efluentes vertidos en el río Tiete, en Sao Paulo. *S. trifasciata* demostró ser un biosorbente eficiente en la remoción de cromo, níquel y cobre en efluentes de la curtiduría. Las hojas de esta especie se secaron a 80°C, se molieron y tamizaron; finalmente, su capacidad de biosorción se analizó en ensayos por lotes (Tariq et al., 2017). En cuanto a *C. zizanioides*, hay diversos estudios que concluyen que esta especie es muy eficaz en fitorremediación de aguas. Por ejemplo, Suelee et al. (2017) evaluaron esta especie para el tratamiento de aguas residuales domésticas en humedales artificiales de flujo subsuperficial, y describieron su alta eficacia para remover turbidez, DBO₅, DQO, y grasas y aceites. Finalmente, un estudio abordó el desarrollo de muros verdes que incorporaron *N. obliterata* para el tratamiento de aguas grises, y demostró su eficiencia en la absorción de nitrógeno y fósforo (Prodanovic et al., 2019).

7.2.3 Pruebas a escala laboratorio

El sistema propuesto para las pruebas a escala laboratorio se implementó en un invernadero ubicado en la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (Mineral de la Reforma, Hidalgo, México). En los contenedores de plástico de 1 L descritos arriba, a los que nos referiremos como unidades de tratamiento individual, se colocaron separadamente y por triplicado un espécimen de cada planta (Figura 7.2a). Asimismo, se montaron tres jardineras, en las que se introdujo un espécimen de cada planta (Figura 7.2b). En las jardineras se colocaron los mismos materiales filtrantes en alturas proporcionales a las de los contenedores individuales. Adicionalmente, se montaron tres testigos en los que no se introdujeron plantas, pero sí los materiales filtrantes referidos y en el mismo orden (Figura 7.2c).

Para el régimen de dosificación, se estableció que las unidades de tratamiento individual y los testigos se alimentaran manualmente por un minuto con 500 mL de AGL proveniente de un ciclo de lavado de una lavadora doméstica. Lo anterior equivale a un tiempo de retención hidráulico de 2 min, y a una carga hidráulica superficial de 85.0 m³/m²·d. Este riego, o ciclo de alimentación, se realizó una vez a la semana y durante ocho semanas. Tras cada riego, se recuperó el agua infiltrada de los sistemas y se llevó de inmediato al laboratorio del Área Académica de Química para ser evaluada junto con el AGL. Las muestras se mantuvieron congeladas hasta su análisis en términos de pH, turbidez, CE, N-NH₄⁺, PO₄³⁻ y DQO, por triplicado. El pH se midió con un potenciómetro HANNA Instruments (pH210, Woonsocket, EUA.) Para la medición de turbidez, se evaluó la absorbancia a 600 nm (A₆₀₀) en un espectrofotómetro Genesys 10 UV-Visible (Thermo Scientific, Waltham, EUA). La CE de las muestras se midió mediante un conductímetro Corning (modelo 441, Quebec, Canadá). El N-NH₄⁺, los PO₄³⁻ y la DQO se determinaron mediante los métodos estándar 4500-P F, 4500-PE y 5220 D,

respectivamente (APHA, 2012). Con excepción del pH, para cada parámetro de calidad de agua se evaluó la eficiencia de remoción en cada riego. Los resultados se reportan como promedios de los porcentajes de eficiencia de cada planta, así como de los testigos.

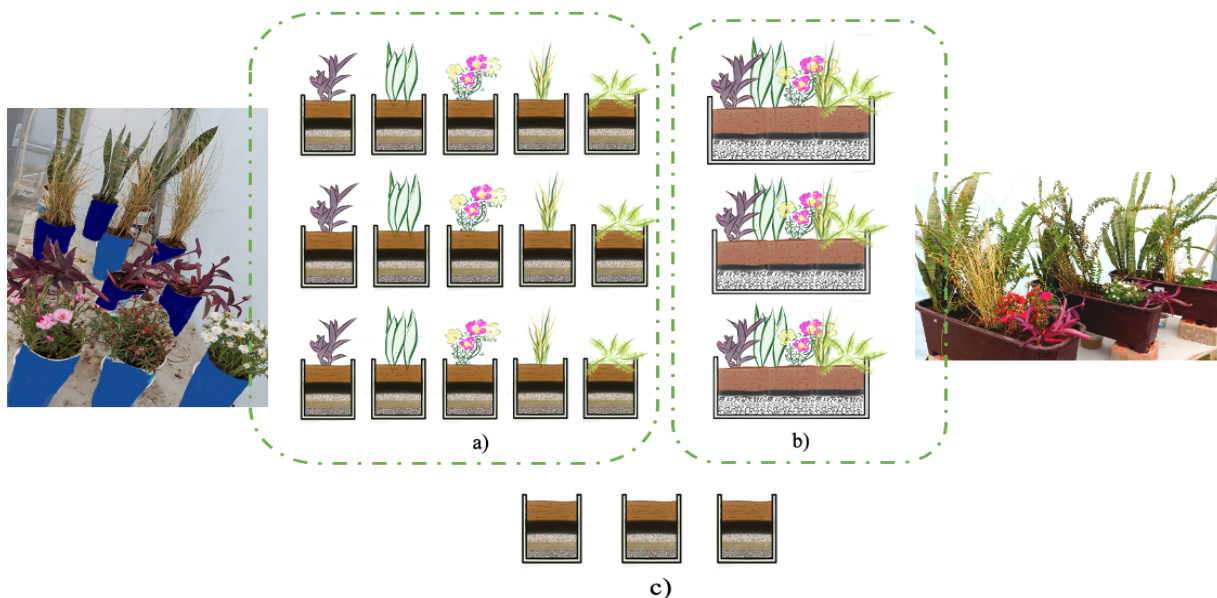


Figura 7.2 | Visualización y representación de (a) las unidades de tratamiento individual; (b) las jardineras y (c) los testigos.

7.2.4 Análisis estadísticos

Primero se evaluó la normalidad de las remociones medias de los contaminantes por parte de las diferentes unidades de tratamiento individual por medio de la prueba de Shapiro-Wilks en PAST v. 4.5 (Hammer et al., 2001; Oslo, Noruega). Luego, se realizó un análisis de varianza empleando la prueba de medias de Tukey ($\alpha= 0.05$) empleando Minitab v.18 (LLC, State College, Pensilvania, EUA) como comparador múltiple. De este modo, pudieron identificarse las diferencias significativas entre las remociones presentadas por las unidades de tratamiento individual y los testigos. En el caso de que los datos no cumplieran con el criterio de la normalidad, se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, además de pruebas pareadas de Mann-Whitney ($\alpha= 0.05$), en PAST v. 4.5.

7.3 Resultados y discusión

7.3.1 Eficiencias de remoción de contaminantes

En la Tabla 7.1 se presentan los parámetros de la calidad del agua evaluados en las AGL antes de recibir tratamiento, así como los resultados de las mediciones realizadas a la salida de las unidades de tratamiento individual y de los testigos. Igualmente, se incluyen como referencia los límites máximos permisibles establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-2021 para contaminantes en aguas residuales que se reúsen para riego de áreas verdes o para infiltración y otros riegos (SEMARNAT, 2022). Como se detallará a continuación, las unidades sembradas con *C. zizanioides*, *P. grandiflora* y *T. pallida* fueron las que más removieron los contaminantes evaluados.

Tabla 7.1 | Parámetros de calidad de las aguas grises ligeras (AGL) antes y después de su infiltración en las unidades de tratamiento individual y en los testigos.

Parámetros	AGL	Agua infiltrada en unidades de tratamiento individual	Agua infiltrada en testigos	NOM-001*	
	Valores medios	Valores medios	Valores medios	Riego de áreas verdes ^A	Infiltración y otros riegos ^B
CE (μS/cm)	1755	1413	1546	–	–
Turbidez (A ₆₀₀)	0.445	0.191	0.257	–	–
pH	8.97	7.48	8.1	6 – 9	6 – 9
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	3.67	1.06	1.88	–	–
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	4.69	2.09	2.91	–	–
DQO (mg/L)	673	257	353	84	210

* Límites máximos permisibles establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-2021 como valores instantáneos para riego de áreas verdes^A e infiltración y otros riegos^B (SEMARNAT, 2022). CE: Conductividad eléctrica.

En la Figura 7.3 se presenta el valor promedio del pH del AGL que se empleó en las pruebas, así como los valores determinados en el agua infiltrada en las unidades de tratamiento individual, las jardineras y los testigos. El pH promedio medido en las AGL (8.97) se encuentra en el rango común (de 8.0 a 10) de las aguas provenientes del lavado de ropa, el cual suele resultar del uso de jabones líquidos a base de hidróxido de sodio o lejía (Morel y Diener, 2006). Este valor promedio es prácticamente igual al límite máximo permisible (pH = 9) establecido por la norma oficial mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021 para agua que se reúse en riego de áreas verdes o en infiltración y otros riegos (SEMARNAT, 2022).

Tras hacer pasar las AGL por los testigos, las unidades de tratamiento individual y las jardineras, se observó un descenso del pH. Destacamos que, por el solo hecho de infiltrar el AGL a través de los materiales analizados en este estudio, el agua adquirió un pH (8.01) que se aleja del límite máximo permisible establecido por la NOM-001-SEMARNAT-2021 (SEMARNAT, 2022). Las unidades de tratamiento individual, así como las jardineras, disminuyeron aún más el pH de las AGL. Particularmente, *C. zizanioides* es la que más disminuyó el pH (hasta 7.31 en promedio). Rojas y Purihuamán (2018) introdujeron esta misma especie en un humedal artificial de flujo superficial relleno de diversas capas de materiales filtrantes (arena, grava, suelo agrícola y humus) y determinaron una disminución de pH aún mayor (de 8.26 a 4.35). En las unidades de tratamiento individual sembradas con *P. grandiflora* se registró un pH promedio de 7.41 en el agua infiltrada, mientras que con *T. pallida*, *N. obliterata* y *S. trifasciata* se midieron pH de 7.48, 7.6 y 7.61, respectivamente.

El rango de pH recomendado para el crecimiento de las plantas y para la eliminación de nitrógeno es de 6.5 a 7.5 (Boano et al., 2020). Asimismo, el pH óptimo para diversos procesos de tratamiento y para la existencia de la mayoría de la vida biológica se encuentra entre la neutralidad y la acidez ligera (de 6.5 a 8) (Ramírez, 2018). No obstante, las plantas consideradas en nuestro estudio parecieron adaptarse al pH alcalino del AGL. Los productos de desecho generados por las raíces de las plantas y los microorganismos asociados a éstas contribuyen a la disminución del pH, ya que al emplear como

sustrato la materia orgánica y al oxígeno o los nitratos como aceptores de electrones producen CO₂ y otras especies ácidas, las cuales propician la disminución del pH del afluente (Sasikala et al., 2009).

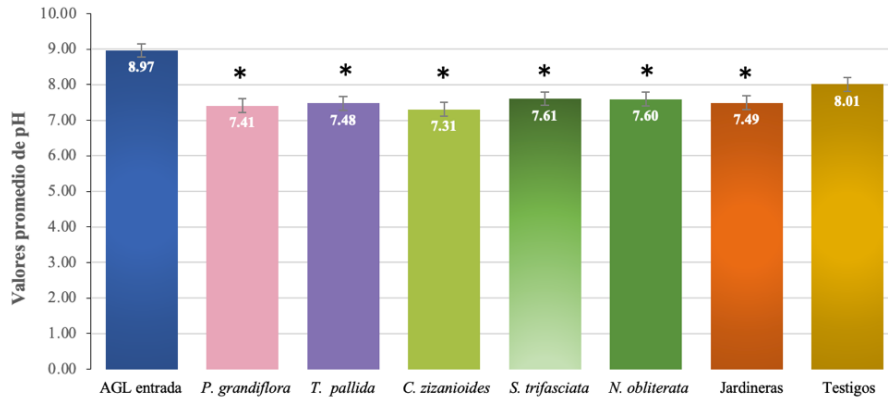


Figura 7.3 | Valores promedio del pH de las aguas grises ligeras antes y después de su paso por las unidades de tratamiento individual, las jardineras y los testigos. Los valores dentro de cada barra y las marcas de error representan los promedios y las desviaciones estándar, respectivamente, de los datos determinados en los ocho ciclos de alimentación. Los asteriscos señalan remociones medias significativamente diferentes ($p < 0.05$) a las demostradas por los testigos.

En la Figura 7.4 se presenta el porcentaje promedio de remoción de turbidez (A_{600}) del AGL alcanzado en las ocho semanas de experimentación por parte de las unidades de tratamiento individual, las jardineras y los testigos. Se puede observar que los testigos, es decir, aquellas unidades que solo se empacaron con suelo, carbón activado granular, zeolita, arena y grava, removieron la materia en suspensión, y por consiguiente la A_{600} , en un 42.4%. Tal como se reporta abundantemente en la bibliografía, la arena y grava son materiales particularmente apropiados en filtros de desbaste para pretratar el agua, puesto que permiten reducir los sólidos suspendidos totales y la turbidez (Brikké y Bredero, 2003). Ahora bien, al complementar el sistema con cualquiera de las plantas seleccionadas, esta remoción aumentó en cada uno de los riegos realizados. En particular, destacamos el desempeño de *C. zizanioides*, que al mostrar una remoción promedio del 65.7% de turbidez en los ocho ciclos de alimentación, fue la más eficiente. Esto también coincide con lo reportado por Rojas y Purihuamán (2018), quienes la utilizaron como única especie en un humedal artificial, y reportaron su eficiencia en la remoción de turbidez del 99.5% en el tratamiento de aguas residuales domésticas en un humedal artificial relleno de diversos materiales filtrantes, como arena, grava, suelo agrícola y humus. *P. grandiflora*, *T. pallida*, *N. obliterata* y *S. trifasciata* le siguieron, con eliminaciones de 60.8, 60.6, 57.1 y 52.8%, respectivamente. Cabe señalar que las jardineras, a pesar de combinar la acción de todas las plantas, no removieron con la misma eficiencia que la unidad de tratamiento individual sembrada con *C. zizanioides*, posiblemente debido al acomodo horizontal de las plantas.

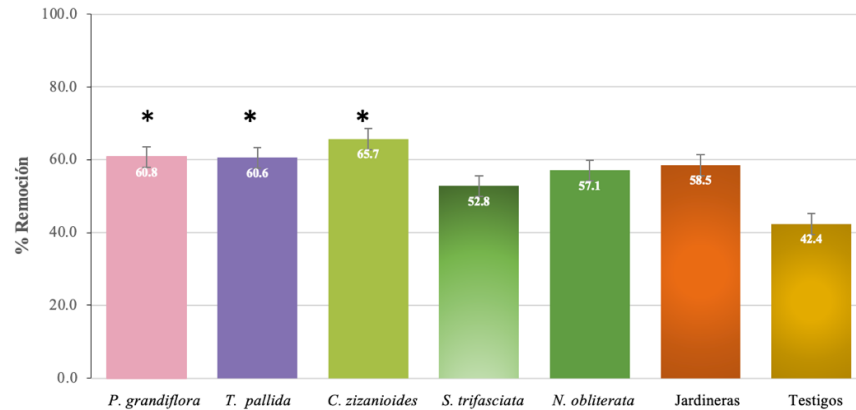


Figura 7.4 | Remoción de turbidez de las aguas grises ligeras en las unidades de tratamiento individual, las jardineras y los testigos. Los valores dentro de cada barra y las marcas de error representan los promedios y las desviaciones estándar, respectivamente, de las remociones determinadas en los ocho ciclos de alimentación. Los asteriscos señalan remociones medias significativamente diferentes ($p < 0.05$) a las demostradas por los testigos.

La Figura 7.5 presenta el porcentaje de remoción de la CE de las AGL. En promedio, los testigos disminuyeron 11.6% este parámetro, gracias a la acción de los materiales filtrantes. En particular, se ha señalado la eficiencia del CAG (Aghakhani et al., 2013) y de las zeolitas (Rezvantalab y Bahadori, 2015) para adsorber iones que contribuyen a la salinidad de aguas residuales. Ahora bien, la paleta vegetal seleccionada contribuye con una mayor disminución de CE en el agua gris infiltrada. Lo anterior se refleja particularmente en la depuración conseguida por *C. zizanioides*, que eliminó la CE con la mayor eficiencia promedio, del 23.2%. En el estudio de Davamani et al. (2021) se alcanzó una reducción aún más significativa en la conductividad eléctrica (39.4%) en el tratamiento de aguas grises residuales de una fábrica de cartón de la India al utilizar esta misma especie de pasto en un sistema hidropónico flotante con aireación. *P. grandiflora* y *T. pallida* eliminaron de modo similar la CE del AGL, con eficiencias promedio de 19.3 y 19.2%, respectivamente. Grieve y Suárez (1997) también emplearon una especie del género *Portulaca* (*P. oleracea*) en sistemas para el tratamiento y reúso de aguas salinas de drenaje en California, y reportaron que es una excelente candidata para este propósito, puesto que es altamente tolerante a las salinidades aportadas por cloruros y sulfatos; además, es una verdolaga con valor nutricional importante, lo cual hace factible su cultivo en sistemas de economía circular que incluyan huertos. Por su parte, *N. obliterated* y *S. trifasciata* redujeron la CE en 17.9 y 16.6%, respectivamente. Prodanovic et al. (2020) consideran que esta misma especie de helecho (*N. obliterated*) acumula sales considerablemente, y por lo tanto es una herramienta efectiva en el control de los niveles de CE, puesto que la disminuyó en 34% en los efluentes de un muro verde que trató eficazmente aguas grises en combinación de una mezcla de perlita y fibra de coco como materiales filtrantes. Finalmente, se observó que las jardineras removieron en promedio 18.8% de la CE; este valor es menor que los conseguidos por las tres plantas más eficientes ya mencionadas. Aunque la salinidad de las aguas grises normalmente no es un problema, llega a ser un peligro cuando se les reúsa para irrigación sin que medie tratamiento alguno, puesto que la alta CE puede reducir considerablemente el potencial de rendimiento de los suelos en el largo plazo (Morel y Diener, 2006).

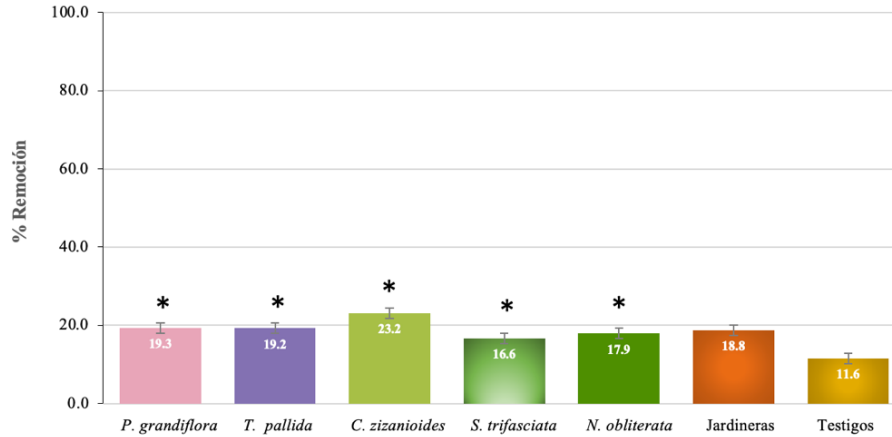


Figura 7.5 | Remoción de conductividad eléctrica de las aguas grises ligeras en las unidades de tratamiento individual, las jardineras y los testigos. Los valores dentro de cada barra y las marcas de error representan los promedios y las desviaciones estándar, respectivamente, de las remociones determinadas en los ocho ciclos de alimentación. Los asteriscos señalan remociones medias significativamente diferentes ($p < 0.05$) a las demostradas por los testigos.

En la Figura 7.6 se despliegan los porcentajes de remoción de nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$) alcanzados por las unidades de tratamiento individual, las jardineras y los testigos. Los testigos eliminaron el 48.6% del nitrógeno amoniacal entrante. Esto pudo deberse tanto a la zeolita como al suelo empleados en este trabajo, puesto que se trata de materiales con una alta CIC. En particular, la zeolita de tipo mordenita es altamente afín por este contaminante, y lo remueve eficientemente de soluciones acuosas (Trejo-Bustillos, 2023). Al incorporar las plantas, la eliminación del nitrógeno amoniacal se incrementa de modo considerable. La mayor eficiencia (75.5%) se alcanzó, de nuevo, en las unidades de tratamiento individual sembradas con *C. zizanioides*. Esto coincide con la propuesta de Effendi et al. (2017), quienes evaluaron esta misma especie para reducir la concentración de amoníaco en las aguas residuales del cultivo de bagre, y consiguieron eliminarlo en un 90.73%. Las eficiencias de remoción de $N-NH_4^+$ de *T. pallida* y *P. grandiflora* fueron del 72.1% para ambas. Consecutivamente, *S. trifasciata* lo eliminó con una eficiencia de 66%, que fue cercana a la alcanzada por *N. oblitterata* (65.8%). En otro estudio (Prodanovic et al., 2019), se sembró *N. oblitterata*, junto con otras plantas ornamentales como *Carex appressa*, *Myoporum parvifolium* y *Liriope muscari*, en una mezcla de perlita y fibra de coco como materiales filtrantes en un muro verde que eliminó con mayor eficacia (80%) el nitrógeno amoniacal de aguas grises que la aquí reportada. Algunos de los mecanismos posibles de remoción de este nutriente son biológicos, tales como la absorción vegetal o la nitrificación microbiana (Boano et al., 2020). En cuanto al primer mecanismo, existe una fuerte dependencia de la eliminación de nitrógeno y fósforo con respecto al tipo de planta, probablemente debido al desarrollo de las raíces y la tasa de crecimiento vegetal, lo cual subraya la importancia de la elección de las plantas al momento de diseñar una SbN (Ghamary y Mohajeri, 2021).

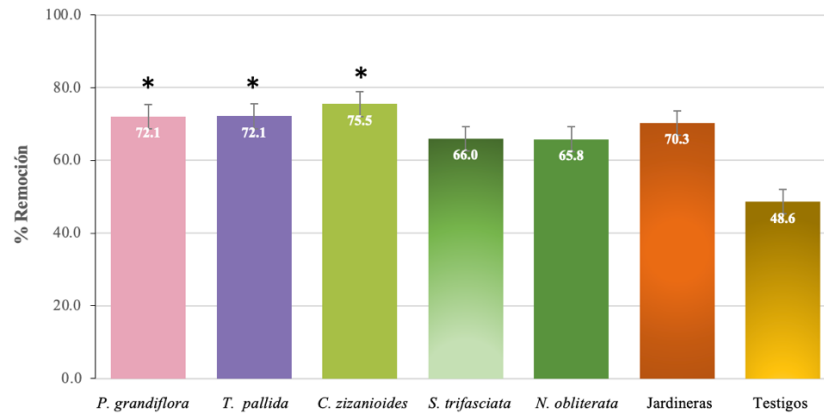


Figura 7.6 | Remoción de nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+) de las aguas grises ligeras en las unidades de tratamiento individual, las jardineras y los testigos. Los valores dentro de cada barra y las marcas de error representan los promedios y las desviaciones estándar, respectivamente, de las remociones determinadas en los ocho ciclos de alimentación. Los asteriscos señalan remociones medias significativamente diferentes ($p < 0.05$) a las demostradas por los testigos.

Con respecto a las remociones de ortofosfatos disueltos (PO_4^{3-}), estas se condensan en la Figura 7.7. Los materiales filtrantes empleados en los testigos disminuyeron las concentraciones de este contaminante en un 37.4%, posiblemente por adsorción o precipitación. Gracias a la presencia de las plantas, esta eficiencia aumentó en todas las unidades de tratamiento individual. No es el único beneficio que aporta la vegetación: se ha reportado que la adición de una especie vegetal como *Agave salmiana* contribuye a retrasar la aparición del punto de ruptura (*breakthrough point*), que señala la saturación de la capacidad de adsorción, de fosfatos y metales pesados en sustratos filtrantes empleados en infraestructura urbana verde y azul (Zúñiga-Estrada, 2021). Aunque en este trabajo no se buscó encontrar el punto de saturación de los materiales filtrantes, es probable que, al igual que en la bibliografía citada, las plantas contribuyan a postergar su aparición.

Al igual que para los parámetros ya mencionados, *C. zizanioides* presentó la mayor eliminación de fosfatos (61.9%) de las AGL durante los ocho ciclos de alimentación. Esta eficiencia es mayor que la reportada por Pillai y Vijayan (2012), quienes al incorporar a esta especie de pasto (vetiver) en un sistema de humedal artificial de flujo vertical que contenía grava, arena y turba de coco, consiguieron eliminar este contaminante de aguas grises en un 52%. En las unidades de tratamiento individual sembradas con *T. pallida* y *P. grandiflora* se consiguió la misma remoción media (57.4%). Pradhan et al. (2019) eliminaron 67% del fósforo en el tratamiento de aguas grises mediante una infraestructura urbana verde de columnas en la que utilizaron diferentes plantas ornamentales (*Ruellia brittoniana*, *Alternanthera dentata*, *Typha domingensis*, *Acalypha wilkesiana*, *Koeleria glauca* y *P. grandiflora*) e incorporaron fibra de coco, perlita, arcilla expandida liviana, arena, café molido gastado y huesos de dátil como medios filtrantes. *N. obliterated* (“helecho reina”) eliminó 49% de los fosfatos de las AGL, lo cual es inferior a los resultados de Prodanovic et al. (2020); como se indicó antes, estos autores implementaron el mismo helecho en un muro verde, con el que consiguieron remover 56.7% de los fosfatos de las aguas grises entrantes, lo cual fue atribuido a la acción conjunta de las plantas y a dos de los materiales filtrantes empleados, el carbón activado y la zeolita. Finalmente, *S. trifasciata* eliminó 49.5% de los fosfatos, mientras que en las jardineras se alcanzó una remoción del 53% de este contaminante.

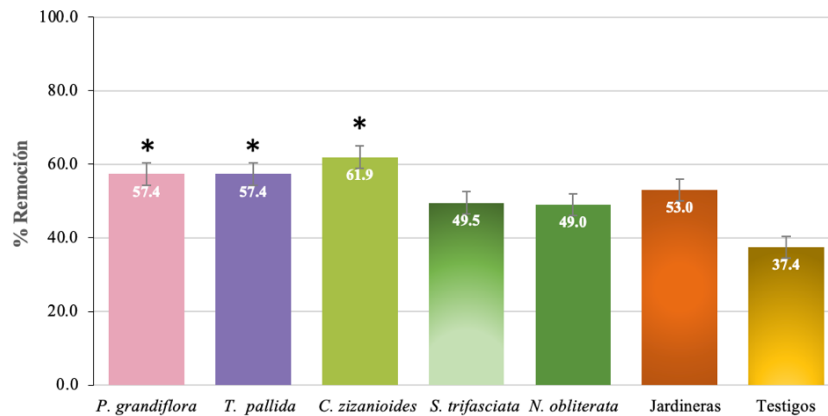


Figura 7.7 | Remoción de ortofosfatos (PO_4^{3-}) de las aguas grises ligeras en las unidades de tratamiento individual, las jardineras y los testigos. Los valores dentro de cada barra y las marcas de error representan los promedios y las desviaciones estándar, respectivamente, de las remociones determinadas en los ocho ciclos de alimentación. Los asteriscos señalan remociones medias significativamente diferentes ($p < 0.05$) a las demostradas por los testigos.

La Figura 7.8 muestra los porcentajes de remoción de DQO de las AGL tras su infiltración por las unidades de tratamiento individual, las jardineras y los testigos. Ahí se observa que estos últimos removieron en promedio 49.1% de la DQO, muy posiblemente por adsorción en los materiales filtrantes. Entre estos destaca el CAG empleado, el cual removió 47% de la DQO de los efluentes de una granja piscícola en ensayos realizados previamente en columnas empacadas (Aragón-Monter, 2014). Por la incorporación de las plantas y su flora microbiana asociada, se registró una mayor remoción de este parámetro en las unidades de tratamiento individual. De nuevo, *C. zizanioides* demostró la mayor eficiencia de eliminación (en promedio, 73.8% en los ocho ciclos). Este valor es ligeramente superior al reportado por Ramírez (2018), quien introdujo la misma especie en humedales para tratar agua residual sintética, con un porcentaje de remoción de DQO de 66%. En otro trabajo, Truong y Hart (2001) reportaron la eficiencia de vetiver para tratar aguas residuales domésticas, de las que removió DQO en un 64%. *T. pallida* y *P. grandiflora* eliminaron 69.1 y 68.1% de la DQO, respectivamente. La capacidad de *Portulaca* sp. para eliminar DQO ha sido confirmada por varios trabajos. Por ejemplo, Andrade et al. (2022) señalaron que un biodigestor unido en serie a un humedal artificial sembrado con *P. oleracea* ofrece un excelente tratamiento de efluentes de la industria láctea, al eliminar el 90% de la DQO. Asimismo, se ha reportado su uso en el tratamiento de efluentes textiles mediante un fitotúnel, en el que se removió 58% de la DQO (Khandare et al., 2013). Por último, *N. obliterated* y *S. trifasciata* eliminaron la DQO en 62.8, y 60.2%, respectivamente. Para *N. obliterated* se han reportado eficiencias mayores de remoción de DQO; es el caso de Prodanovic et al. (2019), quienes eliminaron 88% de la DQO presente en aguas grises domésticas en un muro verde en el que se incorporaron *N. obliterated*, *C. appressa*, *M. parvifolium* y *L. muscari*. Como sucedió con el resto de los parámetros, la eliminación de la DQO no mejoró en las jardineras, donde se introdujeron las cinco plantas estudiadas.

La eliminación de DQO puede explicarse por varios mecanismos, entre los que destaca la adsorción de la materia orgánica en los materiales filtrantes, la absorción que realizan las raíces de las plantas del sistema y la biodegradación que llevan a cabo los microorganismos que viven sobre y alrededor de las raíces de las plantas (Chowdhury y Abaya, 2018). Los productos de la biodegradación son absorbidos por las plantas junto con el nitrógeno, fósforo y otros minerales. A su vez, los microorganismos usan como fuente de nutrientes parte o todos los metabolitos desechados por las plantas a través de su raíz (Núñez et al., 2004). Las capacidades de fitorremediación de las plantas dependen de diferentes factores, tales como los contaminantes presentes, el clima, la longitud de las

raíces y sus brotes (Rinitha, 2022). Dewi et al. (2019) determinaron que cuanto mayor sea el tiempo de contacto del agua residual con los medios de filtración y las plantas, se incrementará la absorción de los contaminantes y se intensificarán los procesos de degradación microbiana. Dado que en nuestros experimentos este tiempo de contacto es muy corto, es posible que la remoción de DQO se incremente en una SbN en la que se pueda manejar el tiempo de residencia hidráulico mediante el control del flujo de alimentación de las AGL.

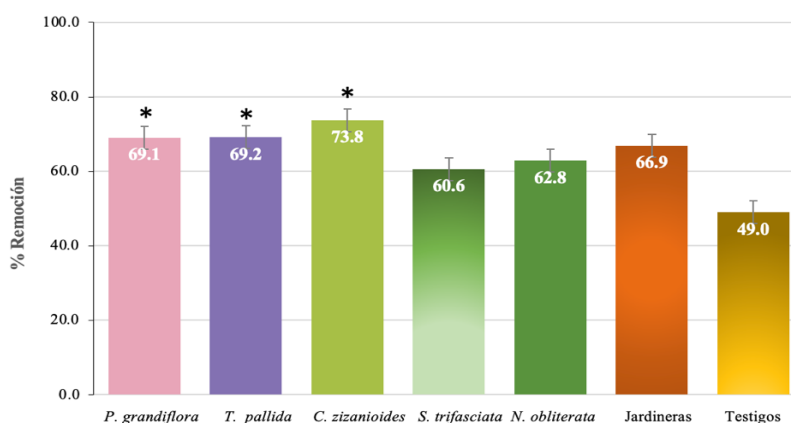


Figura 7.8 | Remoción de DQO de las aguas grises ligeras en las unidades de tratamiento individual, las jardineras y los testigos. Los valores dentro de cada barra y las marcas de error representan los promedios y las desviaciones estándar, respectivamente, de las remociones determinadas en los ocho ciclos de alimentación. Los asteriscos señalan remociones medias significativamente diferentes ($p < 0.05$) a las demostradas por los testigos.

7.3.2 Análisis estadísticos

Se comparó el pH del AGL y el del agua infiltrada a través de las unidades de tratamiento individual y las jardineras mediante una prueba pareada de Tukey, previa verificación de la normalidad de los datos. Se encontraron diferencias significativas entre el AGL y el agua tratada por las unidades individuales y las jardineras. Asimismo, se determinó que las remociones de turbidez, $N-NH_4^+$ y fosfatos se distribuyeron de modo normal. La remoción de estos tres parámetros en las unidades de tratamiento individual sembradas con *P. grandiflora*, *T. pallida* y *C. zizanioides* fueron las únicas significativamente diferentes a las obtenidas en los testigos. Cuando los datos no cumplieron con el criterio de normalidad, como sucedió con las remociones de CE y DQO, estas se analizaron mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis y las pruebas pareadas de Mann-Whitney. Se encontró que las unidades sembradas con las distintas especies vegetales removieron la CE con una diferencia estadísticamente significativa a la observada en los testigos. Finalmente, se determinó que las unidades de tratamiento individual sembradas con *P. grandiflora*, *T. pallida* y *C. zizanioides* removieron la DQO con una diferencia estadísticamente significativa con respecto a los testigos.

7.3.3 Factibilidad del reúso del agua tratada

En México, la NOM-003-SEMARNAT-1997 establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público (SEMARNAT, 1998). Sin embargo, ninguno de los parámetros considerados por esta norma corresponde a los que se midieron en este trabajo. Así, para establecer si el agua infiltrada a través de las unidades de tratamiento individual obtenida durante los ensayos podría reusarse, se comparó su calidad contra los límites fijados por la NOM-001-SEMARNAT-2021 para aguas residuales que se reúsen en irrigación de áreas verdes o en infiltración y otros riegos (Tabla 7.1). Se encontró que los efluentes producidos

por las unidades de tratamiento individual sembradas con *P. grandiflora*, *T. pallida* y *C. zizanioides* no cumplieron con el límite máximo permisible establecido para el contaminante más abundante en las AGL, a saber, la DQO, en aguas residuales que se reúsen para irrigar áreas verdes, pero sí con el límite fijado para aguas que se reúsen en infiltración y otros riegos.

También podría utilizarse el estándar estadounidense EPA-625-R-04-108 (USEPA, 2004), que regula el reúso del agua residual tratada para riego agrícola de cultivos no alimentarios, con fines recreativos y el reúso ambiental para la creación de humedales artificiales o la mejora de humedales naturales, y que es de cumplimiento obligatorio en los estados de Florida y Washington. Particularmente, para el reúso ambiental, se deben cumplir los límites máximos permisibles de 20 mg/L de DBO₅ y sólidos suspendidos totales, 3 mg/L de nitrógeno amoniacal y 1 mg/L de fósforo total. Encontramos que las aguas infiltradas a través de todas las unidades de tratamiento individual cumplen con lo establecido para el nitrógeno amoniacal, pero que aún se deberían conseguir mayores remociones de fosfatos y posiblemente de materia orgánica para que, según este estándar, el agua gris se reúse con fines ambientales. Como ya se precisó, lo anterior podría conseguirse aumentando el tiempo de retención hidráulico del sistema de tratamiento mediante la disposición en serie de las unidades de tratamiento individual, solo por mencionar una alternativa.

7.4 Conclusiones

En este estudio se evaluó el desempeño de una paleta vegetal compuesta por cinco plantas vasculares ornamentales en soluciones basadas en la naturaleza que traten aguas grises ligeras. Estas plantas mostraron buena tolerancia a las condiciones de los ensayos durante los dos meses de monitoreo. Los contaminantes presentes en el agua gris real se removieron con distinta eficiencia, según su naturaleza, por fitorremediación o debido a las propiedades de los materiales filtrantes. Se observó que los testigos, es decir, los lechos filtrantes desprovistos de cobertura vegetal, contribuyeron positivamente en la calidad del agua. Sin embargo, la incorporación de las plantas fue decisiva en mejorar el tratamiento. Los resultados mostraron que las especies de plantas evaluadas pueden adaptarse con éxito a las aguas grises, y permitieron remover significativamente los contaminantes analizados, con el siguiente orden de eficiencia: *C. zizanioides* > *P. grandiflora* = *T. pallida* > *N. oblitterata* > *S. trifasciata*. A partir de la evaluación y el análisis de información de los datos, se identificaron las plantas más prometedoras para el tratamiento de aguas grises ligeras. La planta que presentó mayor eficiencia en la remoción de todos los contaminantes evaluados fue *C. zizanioides*, seguida de *P. grandiflora* y *T. pallida*. El agua infiltrada a través de las unidades sembradas con estas especies vegetales cumplió con la normatividad mexicana para agua que se reúse en infiltración y otros riegos.

Los resultados expuestos en este trabajo destacan que la configuración actual de las pruebas escala laboratorio aún debe mejorarse antes de ser adoptada para el tratamiento y reúso de aguas grises, notablemente a través del incremento en el tiempo de retención hidráulico. Por lo tanto, es importante que esta investigación conduzca a una SbN de tamaño real que trate las aguas grises ligeras a nivel doméstico para que las convierta en aptas para el reúso in situ, por ejemplo, en actividades que no requieran calidad de agua potable, tales como el lavado de automóviles, en la limpieza y el lavado de los patios, riego de áreas verdes, descarga de inodoros, entre otras. Dado que este estudio solo se condujo por ocho semanas, es importante que la investigación a escala real también contemple una mayor duración, que permita apreciar la saturación de la capacidad de adsorción de los materiales filtrantes. Aunque en principio la actividad fitorremediadora de la cobertura vegetal retrasa la saturación de la capacidad de adsorción de los sustratos, la estimación del tiempo de vida útil de los materiales es una perspectiva que se desprende de esta investigación. Una vez optimizada la configuración de la SbN para el tratamiento de AGL, podría conseguirse un servicio ecosistémico muy prometedor, que impulse la economía circular del agua a nivel domiciliario.

7.5 Referencias bibliográficas

- Aghakhani, A., Sayed-Farhad, M., Mostafazadeh-Fard, B. (2013) Desalination of saline water with single and combined adsorbents. *Desalination and Water Treatment* 51, 1928-1935.
- Andrade, S.O., Oliveira, A.M.B.M., Silva, S.O., Coelho, L.F.O., Rosendo, T.F., Silva, A.F. (2022) Phytoremediation analysis with *Portulaca oleracea* L. in a hybrid system in the treatment of agroindustrial dairy effluents, Preprint SSRN. https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=4181399
- Apella, M.C., Araujo, P.Z. (2005) Microbiología del agua. *Conceptos básicos en Tecnologías solares para la desinfección y descontaminación del agua*. Universidad Nacional de San Martín, Buenos Aires, Argentina, 33-44.
- APHA (2012) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22nd edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington D.C., EE. UU.
- Aragón-Monter, R. (2014) *Uso de carbón activado granular (CAG) para el tratamiento de los efluentes de la granja integral de policultivo de Tezontepc de Aldama, Hgo.* Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México.
- Boano, F., Caruso, A., Costamagna, E., Ridolfi, L., Fiore, S., Demichelis, F., Galvão, A., Piseiro, J., Rizzo, A., Masi, F. (2020) A review of nature-based solutions for greywater treatment: Applications, hydraulic design, and environmental benefits. *Science of the Total Environment* 711, 134731.
- Brikké, F., Bredero, M. (2003) Linking technology choice with operation and maintenance in the context of community water supply and sanitation: a reference document for planners and project staff. World Health Organization, IRC Water and Sanitation Centre, Geneva, Switzerland.
- Chowdhury, R.K., Abaya, J.S. (2018) An Experimental Study of Greywater Irrigated Green Roof Systems in an Arid Climate. *The Journal of Water Management Modeling* 26, 1-10.
- Davamani, V., Parameshwari, C.I., Arulmani, S., John, J.E., Poornima, R. (2021) Hydroponic phytoremediation of paperboard mill wastewater by using vetiver (*Chrysopogon zizanioides*). *Journal of Environmental Chemical Engineering* 9(4), 105528.
- Dewi, N., Hadisoebroto, R., Fachrul, M. (2019) Removal of ammonia and phosphate parameters from greywater using *Vetiveria zizanioides* in subsurface-constructed wetland. *Journal of Physics: Conference Series* 1402(3), 033012.
- Effendi, H., Arsy, B.N., Utomo, B.A., Darmawangsa, G.M., Wardiatno, Y. (2017) Ammonia removal of catfish (*Clarias* sp) cultivation wastewater using vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*). *Pollution Research* 36(3), 419-427.
- Endres, E.D., Sasamori M.H., Cassanego, M., Droste, A. (2015) Biomonitoring of water genotoxicity in a Conservation Unit in the Sinos River Basin, Southern Brazil, using the *Tradescantia* micronucleus bioassay. *Brazilian Journal of Biology* 75(2), 91-97.
- Ghamary, E., Mohajeri, Z. (2021) Efficiency of *Cyperus alternifolius*, *Typha latifolia*, and *Juncus inflexus* in the removal of nitrate from surface water. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA* 70(5), 654-664.
- Grieve, C., Suárez, D. (1997) Purslane (*Portulaca oleracea* L.): A halophytic crop for drainage water reuse systems. *Plant and Soil* 192, 277-283.
- Hammer, O., Harper D.A.T., Ryan, P.D. (2001) PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1), 9.
- Imai, S., Shiraishi, A., Gamo, K., Watanabe, I., Okuhata, H., Miyasaka, H., Ikeda, K., Bamba, T., Hirata, K. (2007) Removal of Phenolic Endocrine Disruptors by *Portulaca oleracea*. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 103(5), 420-426.
- Khandare, R.V., Kabra, A.N., Kurade, M.B., Govindwar, S.P. (2011) Phytoremediation potential of *Portulaca grandiflora* hook. (Moss-Rose) in degrading a sulfonated diazo reactive dye Navy Blue HE2R (Reactive Blue 172). *Bioresource Technology* 102(12), 6774-6777.

- Khandare, R.V., Watharkar, A.D., Kabra, A.N., Kachole, M.S., Govindwar, S.P. (2013) Development of a low-cost, phyto-tunnel system using *Portulaca grandiflora* and its application for the treatment of dye-containing wastewaters. *Biotechnology Letters* 36(1), 47-55.
- Masi, F., Bresciani, R., Rizzo, A., Edathoot, A., Patwardhan, N., Panse, D., Langergraber, G. (2016) Green walls for greywater treatment and recycling in dense urban areas: A case study in Pune. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development* 6, 342- 357.
- Morel, A., Diener, S. (2006) Greywater management in low and middle-income countries, review of different treatment systems for households or neighborhoods. Sandec Report No. 14/06, Eawag (Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology), Dübendorf, Suiza.
- Núñez, R.A., Meas Vong Y., Ortega-Borges, R., Olguín, E.J. (2004) Fitorremediación, fundamentos y aplicaciones. *Ciencia* 55(3), 69-82.
- Page, D., Bekele, E., Vanderzalm, J., Sidhu, J. (2018) Managed aquifer recharge (MAR) in sustainable urban water management. *Water* 10(3), 239.
- Pillai, J.S., Vijayan, N. (2012) Decentralized greywater treatment for nonpotable, reuse in a vertical flow constructed wetland. *International Conference on Green Technologies (ICGT)*, December 18-20, Trivandrum, India, 58-63.
- Pradhan, S., Al-Ghamdi, S.G., Mackey, H.R. (2019) Greywater treatment by ornamental plants and media for an integrated green wall system. *International Biodeterioration & Biodegradation* 145, 104792.
- Prodanovic, V., McCarthy, D., Hatt, B., Deletic, A. (2019) Designing green walls for greywater treatment: The role of plants and operational factors on nutrient removal. *Ecological Engineering* 130, 184–195.
- Prodanovic, V., McCarthy, D., Hatt, B., Deletic, A. (2020) Green wall height and design optimization for effective greywater pollution treatment and reuse. *Journal of Environmental Management* 261, 110173.
- Ramírez, J.D. (2018) Evaluación del vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*) en la caracterización de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Revista Científica en Ciencias Ambientales y Sostenibilidad* 4, 1-15.
- Rezvantalab, S., Bahadori, F. (2015) Application of Natural Zeolites on Wastewater Treatment. *Asian Journal of Agricultural Research* 9, 343-349.
- Rinitha, P. (2022) Grey Water Treatment by Phytoremediation Technique-A Comparative Study using Vetiver Grass and Lemon Grass. *International Journal of Engineering Research & Technology* 10(6), 101-106.
- Rojas, M.Y., Purihuamán, C.N. (2018) Tratamiento de aguas residuales domésticas con la especie vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) en humedales de flujo subsuperficial. *Revista Tzhoecoen* 10(1), 13-19.
- Sasikala, S., Tanaka, N., Wah, H.W., Jinadasa, K.B.S.N. (2009) Effects of water level fluctuation on radial oxygen loss, root porosity, and nitrogen removal in subsurface vertical flow wetland mesocosms. *Ecological Engineering* 35(3), 410-417.
- SEMARNAT (1998) Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Diario Oficial de la Federación, México, 21 de septiembre de 1998.
- SEMARNAT (2022) Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación, 11 de marzo de 2022.
- Suelee, A.L., Hasan, S.N.M.S., Kusin, F.M. (2017) Phytoremediation Potential of Vetiver Grass (*Vetiveria zizanioides*) for Treatment of Metal Contaminated Water. *Water, Air & Soil Pollution* 228, 158.

- Tariq, S.R, Iqbal, F., Safa, Y. (2017) An efficient of *Sansevieria trifasciata* plant as biosorbent for the treatment of metal contaminated industrial effluents. *Baghdad Science Journal* 14, 189-20.
- Trejo-Bustillos, P.R. (2023) Uso de óxidos de Mn soportados en toba zeolítica para la descontaminación de aguas grises domiciliarias. Tesis de maestría, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México.
- Truong, P., Hart, B. (2001) Vetiver system for wastewater treatment. Pacific Rim Vetiver Network Technical Bulletin No. 2001. 2001/21.
- USEPA (2004) EPA-625-R-04-108. Guidelines for Water Reuse. United States Environmental Protection Agency, Washington D.C., EE. UU.
- Zúñiga-Estrada, M.A. (2021) *Tratamiento de la contaminación de escorrentías urbanas en una zona semiárida mediante la aplicación de infraestructura verde y azul*. Tesis de doctorado, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México.

8. Desempeño de residuos de la construcción y la demolición en soluciones basadas en la naturaleza para el tratamiento de aguas grises ligeras

8.1 Introducción

Las soluciones basadas en la naturaleza (SbN) son técnicas que imitan los procesos de la naturaleza en paisajes urbanos, y que prestan servicios ecosistémicos con bajos insumos de energía y productos químicos (Boano et al., 2020). Entre los servicios ecosistémicos que pueden brindar, se encuentran la purificación del aire, la mitigación de eventos climáticos extremos, o el tratamiento del agua. Este último servicio se basa en gran medida en la acción de plantas que, al absorber nutrientes y remover contaminantes orgánicos e inorgánicos del agua que reciben, mejoran su calidad.

La incorporación de RCD a SbN dedicadas al tratamiento del agua aumentaría el repertorio de servicios ambientales que prestan. Lo anterior se fundamenta en estudios que reportan el uso de RCD como adsorbentes de varios contaminantes acuáticos (Dos Reis et al., 2021). Por ejemplo, se ha evaluado su eficiencia en un sistema de filtración multicapas para el tratamiento de aguas grises domésticas hacia la remoción de sólidos suspendidos totales (SST) y turbidez (Patil et al., 2022). En otro estudio, se han evaluado diferentes RCD, como cemento hidratado, desechos de mármol, y ladrillo triturado, para el tratamiento de agua subterránea y la remoción de arsénico y fluoruro (Bibi et al., 2015). Se tiene también el antecedente de que el concreto reciclado triturado es un adsorbente eficaz de metales pesados (Cu^{2+} , Zn^{2+} y Pb^{2+}) en medios acuosos (Coleman et al., 2005).

Las aguas grises ligeras (AGL) podrían tratarse en una SbN en la que se utilicen RCD en conjunción con especies vegetales, lo que podría ser una alternativa que permita el reúso del agua tratada en actividades domésticas que no requieran calidad de agua potable. Esto, además, propiciaría el aprovechamiento de los RCD, involucrando prácticas preferibles a su disposición final. Por tal motivo, en el presente estudio se realizaron pruebas a escala laboratorio con varios RCD y una cobertura vegetal previamente seleccionada, con el objetivo de evaluar el desempeño de estas SbN en el tratamiento de AGL.

8.2 Materiales y métodos

8.2.1 Materiales filtrantes

Los medios filtrantes empleados en las pruebas a escala laboratorio se colocaron por capas en contenedores de plástico de 1 L (con 93.3 cm^2 de área transversal). En la parte inferior (2/3 de volumen total) se incorporó un tipo de RCD (concreto reciclado, pavimento permeable reciclado, ladrillos o azulejos cerámicos) y en la capa superior (1/3 de volumen total), el suelo, como se presenta en la Figura 8.1.

La Tabla 8.1 presenta algunas propiedades químicas y mecánicas de los materiales utilizados. El suelo tenía un pH moderadamente alcalino (7.52), y una textura franco arcillo arenosa (con proporciones de arena, limo y arcilla de 70%, 10% y 20%, respectivamente).

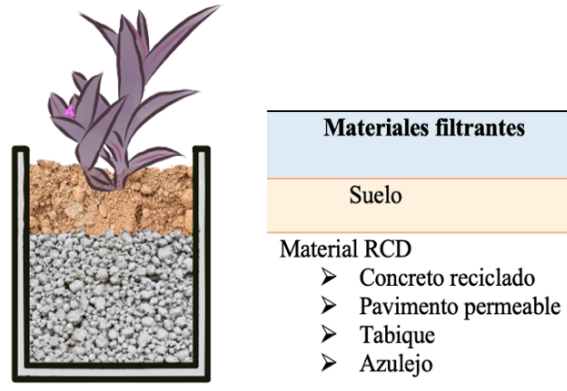


Figura 8.1 | Representación gráfica de los contenedores empacados con los diferentes residuos de la construcción y la demolición.

Tabla 8.1 | Propiedades químicas y mecánicas de los medios filtrantes empleados en las pruebas a escala laboratorio.

Materiales filtrantes	Propiedades químicas y mecánicas				
	pH	Capacidad de intercambio catiónico (CIC) (meq/100 g)	Densidad aparente ^a (g/cm ³)	Densidad relativa ^b (g/cm ³)	Porosidad ^a (%)
Suelo	7.52	25.7	1.012	1.264	20
Concreto reciclado	8.8	17.5	0.975	1.013	3.76
Pavimento permeable	8.9	14.3	0.908	0.908	0.037
Tabique	8.33	12.5	0.870	1.11	22.05
Azulejo	8.4	9.37	0.988	1.086	9.01

^a medido según Lin y Wu (2022)

^b medido según Cominato et al. (2022)

8.2.2 Pruebas a escala laboratorio

El sistema propuesto para las pruebas a escala laboratorio se implementó en un invernadero ubicado en la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH, Mineral de la Reforma, Hidalgo, México). Se evaluaron los cuatro RCD ya mencionados: concreto reciclado, pavimento permeable, tabiques y azulejos, que fueron proporcionados por el Área Académica de Ingeniería y Arquitectura de la UAEH. Una vez recuperados, se trituraron y tamizaron a través de una malla de 1.7 mm. Luego, en contenedores de plástico de 1 L, se empacó cada uno de estos RCD con suelo y con una de las siguientes plantas vasculares: *Chrysopogon zizanioides* (vetiver), *Portulaca grandiflora*, *Tradescantia pallida* y *Nephrolepis obliterata* (helecho reina). Estas plantas se seleccionaron a partir de un estudio realizado previamente por Aguirre-Álvarez et al. (2023), quienes evaluaron una paleta vegetal apta para el tratamiento de AGL en una SbN en la que se utilizaron materiales filtrantes convencionales (carbón activado granular, zeolita, arena y grava). El estudio mostró que estas *C. zizanioides* (vetiver), *P. grandiflora*, *T. pallida* y *N. obliterata* se adaptaron con facilidad a las condiciones experimentales y al riego con AGL. Cada una de estas configuraciones, que se denominaron unidades de tratamiento individual, se preparó por duplicado. Además, se montaron macetas testigo, empacadas con los diferentes RCD y suelo en la misma proporción que la mostrada en la Figura 8.2, pero a las que no se introdujeron plantas, para apreciar el efecto de éstas en la descontaminación del AGL. En la Figura 8.2 se presenta cómo se prepararon las unidades de tratamiento individual.

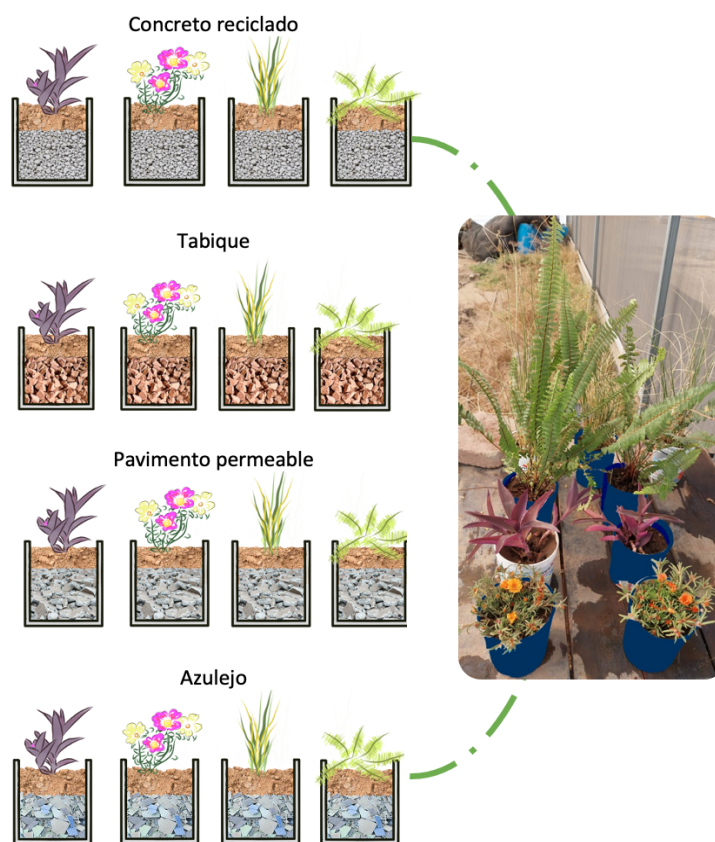


Figura 8.2 | Visualización y representación de las unidades de tratamiento individual.

Tanto las unidades de tratamiento individual como los testigos se regaron semanalmente con 500 mL de AGL provenientes del ciclo de una máquina de lavado de ropa de una casa habitación; se empleó un tiempo de retención de dos minutos y una carga hidráulica superficial de $77.18 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$. Se realizaron ocho riegos (ciclos) en total. En cada riego se reunieron muestras del agua de alimentación y del agua infiltrada, que se llevaron inmediatamente al laboratorio del Área Académica de Química de la UAEH para determinar su turbidez, CE, pH, N-NH_4^+ , PO_4^{3-} y DQO. Para la medición de turbidez, se evaluó la absorbancia a 600 nm (A_{600}) en un espectrofotómetro Genesys 10 UV-Visible (Thermo Scientific, Waltham, EUA). Para la determinación de CE, se usó un conductímetro Corning (modelo 441, Quebec, Canadá). El pH se determinó con un potenciómetro HANNA Instruments (pH210, Woonsocket, EUA.) El N-NH_4^+ , los ortofosfatos disueltos y la DQO se analizaron mediante los métodos estándar 4500-P F, 4500-PE y 5220 D, respectivamente (APHA, 2012). Estos parámetros de calidad de las muestras se determinaron por triplicado, y se expresaron como promedios; a su vez, se calcularon las remociones promedio de cada uno de estos parámetros como porcentajes, tanto en las unidades de tratamiento individual como en los testigos.

8.2.3 Análisis estadísticos

La normalidad de los datos obtenidos, es decir, los valores de las remociones medias de los contaminantes, se determinó con la prueba de Shapiro-Wilks en PAST v. 4.5 (Hammer et al., 2001). Posteriormente, se efectuó un análisis de varianza con la prueba de medias de Tukey ($\alpha=0.05$) usando el software Minitab v.18 (LLC, State College, Pensilvania, EUA.) como comparador múltiple. De esta manera, se identificaron las diferencias significativas entre las remociones ejercidas por cada uno de los testigos, es decir, cada RCD combinado con suelo, pero desprovisto de plantas. Asimismo, se

identificaron las diferencias significativas entre las remociones presentadas por las unidades de tratamiento individual (cada uno de los RCD en combinación con las diferentes plantas) con respecto a su testigo. En el caso de que los datos no cumplieran con el criterio de la normalidad, se llevó a cabo la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, además de pruebas pareadas de Mann-Whitney ($\alpha= 0.05$), también en PAST v. 4.5.

8.3 Resultados y discusión

8.3.1 Eficiencias de remoción de contaminantes en las pruebas a escala laboratorio

En la Figura 8.3 se presentan los porcentajes promedio de remoción de turbidez (A_{600}) del AGL alcanzados durante los ocho ciclos de evaluación en las unidades de tratamiento individual y los testigos.

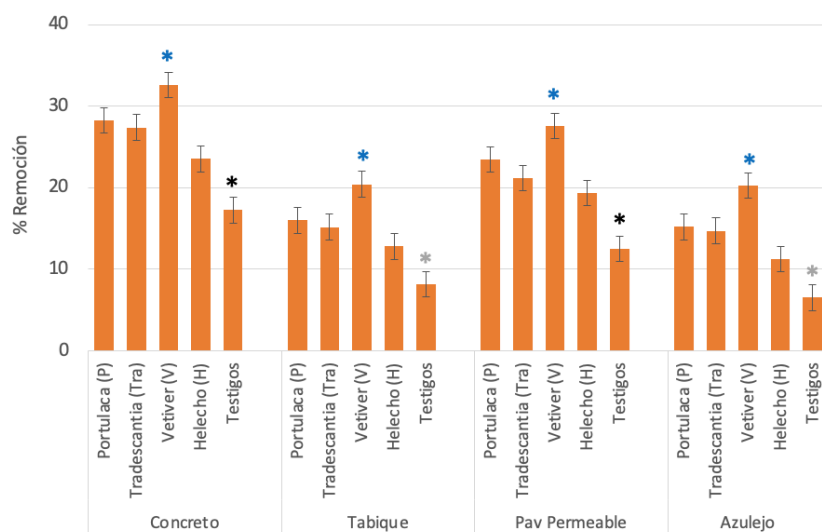


Figura 8.3 | Remoción de turbidez de las AGL en las unidades de tratamiento individual y los testigos. Los valores de cada barra y las marcas de error representan los promedios y las desviaciones estándar, respectivamente, de las remociones determinadas en los ocho ciclos de alimentación. El análisis de varianza se realizó con la prueba de medias de Tukey ($p < 0.05$). Los asteriscos de color negro (*) y gris (*) señalan dos grupos de testigos significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre sí. Los asteriscos de color azul (*) indican las unidades de tratamiento individual con remociones medias significativamente diferentes ($p < 0.05$) a las demostradas por el testigo correspondiente.

Se puede observar que los testigos, es decir, las unidades que contenían únicamente RCD y suelo, eliminaron materia en suspensión y contribuyeron al tratamiento del AGL disminuyendo su turbidez (A_{600}), en promedio en 10%. En un estudio llevado a cabo por Patil et al. (2022), se utilizaron diversos RCD, entre ellos, arena fina, guijarro, grava, astillas de madera y ladrillos de cenizas volátiles, en un sistema de filtración con diversas capas filtrantes para el tratamiento aguas grises procedentes de un hogar en la India; consiguieron remover 94% de SST y 78% de turbidez. Ahora bien, en nuestro caso, en presencia de cualquiera de las especies vegetales se eliminó más turbidez de cada riego. Particularmente, *C. zizanioides* (vetiver) mostró una remoción promedio del 25% en los ocho ciclos, con lo que es la más eficiente hacia este contaminante. Asimismo, como se puede apreciar en la Figura 3, la mayor eficiencia en la eliminación de turbidez es por parte del concreto reciclado en combinación con dicha planta. Esto coincide con un estudio de Rahman et al. (2015), en el que se reportó la reducción de SST en un 40% por parte de materiales reciclados como el ladrillo triturado, el concreto

reciclado y el pavimento de asfalto recuperado en combinación con geotextil no tejido, en el tratamiento de agua gris sintética mediante pavimentos permeables. Además, Ramírez (2018) sembró *C. zizanioides* en humedales artificiales para tratar agua residual sintética, y reportó una alta tasa de remoción de SST (91%). Al concreto reciclado le siguen en eficiencia el pavimento permeable, el azulejo y finalmente el tabique. Galvão et al. (2022) estudiaron una pared verde, en la que se probaron dos tipos de materiales reciclados, tejas cerámicas trituradas y fibra de coco, como medios de relleno combinados con dos especies de plantas, *Adiantum fragans* y *Davallia tyermanii*. Esta combinación presentó un gran desempeño, exhibiendo en promedio eficiencias de remoción de turbidez mayores al 60%. Con respecto a las plantas, el orden decreciente para la remoción de turbidez fue *C. zizanioides* > *P. grandiflora* > *T. pallida* > *N. obliterata*.

Con respecto a la CE, ninguna unidad de tratamiento individual o testigo pudo removerla, sino exportarla. La Figura 8.4 presenta el porcentaje de exportación de CE de las unidades de tratamiento individual y de los testigos. Los testigos exportaron más CE, en promedio 15%. Esto puede deberse a que los compuestos que integran los materiales filtrantes se fueron liberando en cada uno de los riegos de AGL. Sin embargo, el concreto reciclado fue el que menos exportó este contaminante, seguido del pavimento permeable, luego el azulejo y, al final, el tabique. Ahora bien, la cobertura vegetal disminuye la exportación de CE hacia los efluentes tratados. Principalmente, la especie *C. zizanioides* (vetiver), que exportó en promedio el 8% de CE. Lo anterior concuerda con los resultados del estudio de Higuera (2017), quien implementó a vetiver en el tratamiento del efluente de una planta de tratamiento de aguas residuales y detectó una ligera reducción de conductividad eléctrica (20%). Las especies *P. grandiflora*, *T. pallida* y *N. obliterata* presentaron similitud en los niveles de exportación de CE.

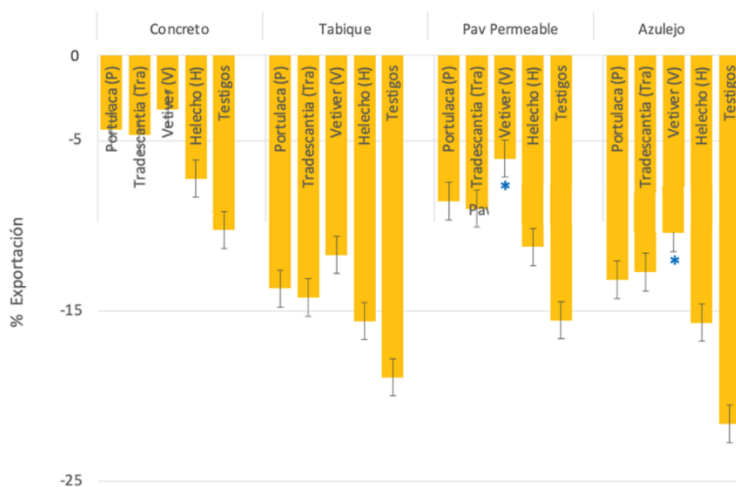


Figura 8.4 | Exportación de conductividad eléctrica de las AGL en las unidades de tratamiento individual y los testigos. Los valores de cada barra y las marcas de error representan los promedios y las desviaciones estándar, respectivamente, de las exportaciones determinadas en los ocho ciclos de alimentación. El análisis de varianza se realizó con la prueba de medias de Tukey ($p < 0.05$). Los asteriscos de color azul (*) indican las unidades de tratamiento individual con remociones medias significativamente diferentes ($p < 0.05$) a las demostradas por el testigo correspondiente.

En la Figura 8.5 se observan los promedios de pH del AGL de entrada y de las AGL tratadas mediante las unidades de tratamiento individuales y los testigos.

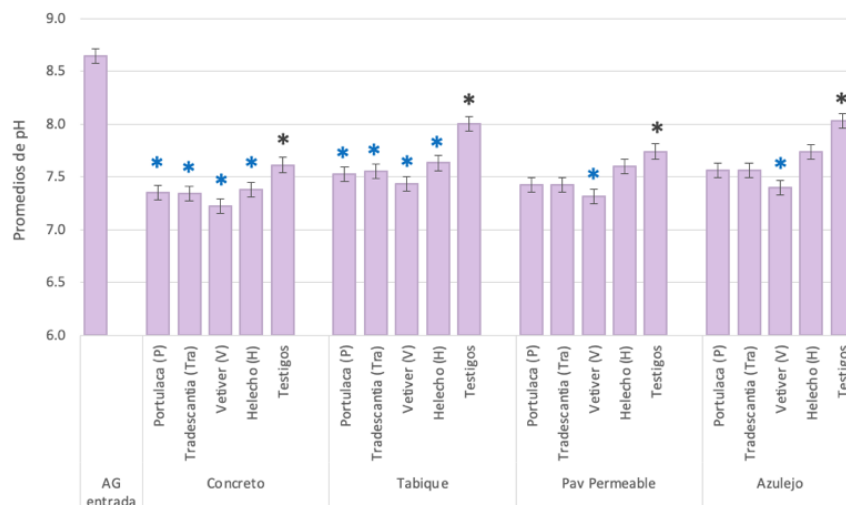


Figura 8.5 | Valores promedio del pH de las aguas grises ligeras antes y después de su paso por las unidades de tratamiento individual y los testigos. Los valores de cada barra y las marcas de error representan los promedios y las desviaciones estándar, respectivamente, de las remociones determinadas en los ocho ciclos de alimentación. El análisis de varianza se realizó con la prueba de medias de Tukey ($p < 0.05$). Los asteriscos color negro (*) señalan a los valores medios significativamente diferentes ($p < 0.05$) a los medidos en el agua de entrada. Los asteriscos de color azul (*) indican las unidades de tratamiento individual con valores medios significativamente diferentes ($p < 0.05$) a los medidos en el testigo correspondiente y respecto también de los valores medios del agua gris de entrada.

Los valores promedio de pH de AGL de entrada fueron alcalinos, en promedio alrededor de 8.5. Al hacer pasar el AGL por los testigos y las unidades de tratamiento, el pH disminuyó a valores cercanos a la neutralidad (7-8). La norma oficial mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021 indica que el pH de aguas residuales que se descarguen ríos, arroyos, canales, drenes o se destinen a riego debe encontrarse en un rango de 6 a 9 (SEMARNAT, 2022), y todos los efluentes la cumplen. Se observó que los testigos solo disminuyen ligeramente el pH del AGL, de 8.5 a 7.9. El RCD que más disminuyó este parámetro fue el concreto reciclado, seguido del pavimento permeable, luego el tabique y al final el azulejo. Por su parte, la implementación de la cobertura vegetal contribuye con una mayor disminución de pH. Particularmente, *C. zizanioides* ofrece la mayor disminución promedio del pH (hasta 7.4). Esto coincide con Higuera (2017), quien trató el efluente de una PTAR de Colombia con la misma especie vegetal, *C. zizanioides*, y reportó una disminución de pH de 8 a 7.3. Después de *C. zizanioides*, la planta que más disminuyó el pH fue *P. grandiflora*, seguida de *T. pallida* y finalmente, *N. oblitterata*. El rango de pH recomendado para el crecimiento de las plantas, y también para la eliminación de nitrógeno, es de 6.5 a 7.5 (Ramírez, 2018).

En la Figura 8.6 se exponen los porcentajes de remoción de nitrógeno amoniacal en las unidades de tratamiento individual y en los testigos. Los testigos registraron un promedio de 12% de remoción de nitrógeno amoniacal. Como se puede apreciar, el concreto reciclado fue el RCD que más removió este contaminante, con una eficiencia del 22%, seguido del pavimento permeable, con eficiencia del 17 %; luego el tabique, con remoción del 13%, y finalmente el azulejo, con remoción del 9%. No obstante, la adición de las plantas ornamentales incrementó la remoción del nitrógeno amoniacal que alcanzaron los testigos. La mayor eficiencia fue por parte de *C. zizanioides*, con una eliminación promedio del 25%, seguido de *P. grandiflora* con un 22% en promedio; este último valor fue similar al de *T. pallida* y, en último lugar, *N. oblitterata*. La capacidad de adsorción de este contaminante por parte del concreto reciclado fue confirmada por Yang et al. (2012), quienes implementaron este

material y cenizas de carbón como materiales filtrantes junto con *Typha angustifolia* en un humedal artificial de cuatro etapas para el tratamiento de aguas residuales domésticas, con el cual eliminaron el 90% del nitrógeno amoniacal. El nitrógeno amoniacal es absorbido por las plantas como nutriente a través de su raíz (Núñez et al., 2004), lo que se sumaría al intercambio catiónico que, según algunos autores, puede ocurrir entre el NH_4^+ y otros cationes monovalentes como el Na^+ y el K^+ , que son muy comunes en materiales de construcción (Li et al., 2017).

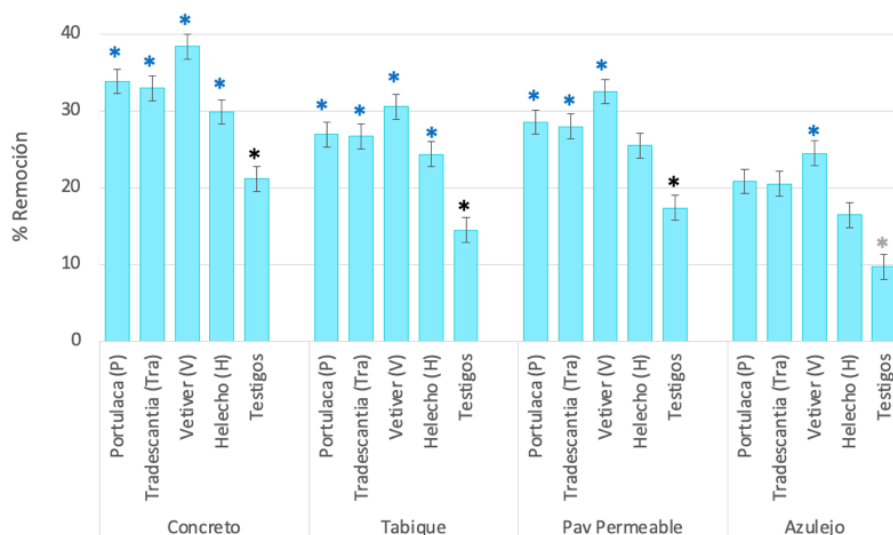


Figura 8.6 | Remoción de nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+) de las AGL en las unidades de tratamiento individual y los testigos. Los valores de cada barra y las marcas de error representan los promedios y las desviaciones estándar, respectivamente, de las remociones determinadas en los ocho ciclos de alimentación. El análisis de varianza se realizó con la prueba de medias de Tukey ($p < 0.05$). Los asteriscos de color negro y gris (*, *) señalan dos grupos de testigos significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre sí. Los asteriscos de color azul (*) indican las unidades de tratamiento individual con remociones medias significativamente diferentes ($p < 0.05$) a las demostradas por el testigo correspondiente.

En la Figura 8.7 se muestran los porcentajes de remoción de fosfatos por parte de las unidades de tratamiento y los testigos. Los testigos disminuyeron en promedio 13% la concentración de iones fosfato. Nuevamente, la mayor eficiencia para remover fosfatos fue por parte del concreto reciclado. Esto concuerda con un estudio realizado por Li et al. (2021) en el que se evaluó la eficiencia de agregados reciclados para el tratamiento de aguas residuales sintéticas; se estudiaron columnas empacadas con tres agregados reciclados: ladrillo, concreto, y mezclas de concreto y ladrillo, y el concreto fue el material con el más alto desempeño en la remoción de este contaminante (51%). Otro estudio mostró que el concreto triturado elimina el 50% de fósforo de aguas residuales (Deng y Wheatley, 2018). Asimismo, DosReis et al. (2020) investigaron la eliminación de fosfatos de efluentes acuosos por parte de desechos de cemento (residuo de una planta de reciclaje de RCD de Francia), y reportaron la adsorción del 70% de los fosfatos.

Sin embargo, con la presencia de las plantas, la eficiencia para la remoción del contaminante se incrementó. Al igual que con los contaminantes ya presentados, *C. zizanioides* (vetiver) presentó mayor eliminación de fosfatos (en promedio 26%) durante los riegos. Yang et al. (2012) reportaron que el uso de RCD a base de concreto reciclado y de cenizas de carbón como sustrato, junto con la planta *Typha angustifolia*, en un humedal artificial para el tratamiento de aguas residuales domésticas resulta ser de gran potencial, debido a que presenta un alto rendimiento en la eliminación de fósforo

(90%). Posteriormente, los materiales RCD que ofrecieron buena eficiencia fueron el pavimento permeable, seguido del ladrillo y después, el azulejo. En cuanto a las plantas, las que mejor removieron este contaminante, después de *C. zizanioides*, fueron *P. grandiflora*, seguida de *T. pallida* y de *N. obliterata*.

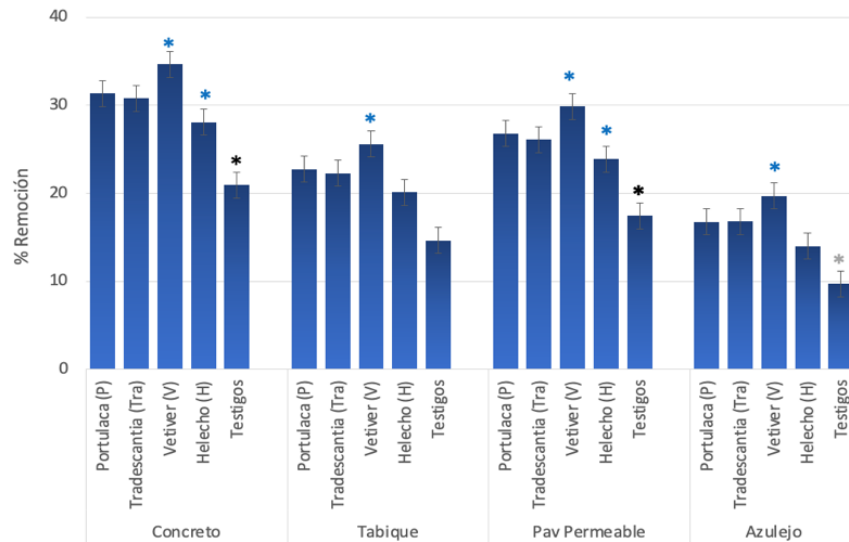


Figura 8.7 | Remoción de fosfatos (PO_4^{3-}) de las AGL en las unidades de tratamiento individual y los testigos. Los valores de cada barra y las marcas de error representan los promedios y las desviaciones estándar, respectivamente, de las remociones determinadas en los ocho ciclos de alimentación. El análisis de varianza se realizó con la prueba de medias de Tukey ($p < 0.05$). Los asteriscos color negro y gris (*, *) señalan remociones medias significativamente diferentes ($p < 0.05$) demostradas por parte de los testigos (o diferentes RCD). Los asteriscos de color azul (*) indican las remociones medias significativamente diferentes ($p < 0.05$) demostradas por las unidades de tratamiento individual y el control correspondiente.

Con respecto a las remociones de DQO, estas se condensan en la Figura 8.8. Se puede observar que los testigos, es decir aquellas macetas que únicamente contienen los RCD filtrantes y suelo, actúan en el proceso de remoción de la demanda química de oxígeno, con un promedio del 13%. El RCD que presentó mayor eficiencia en la remoción de este parámetro fue el concreto reciclado, después el pavimento permeable, seguido del tabique y por último el azulejo. Patil et al. (2022), quienes investigaron algunos materiales provenientes de la demolición y construcción, como arena fina, guijarro, grava, astillas de madera y ladrillos de cenizas volátiles, en un sistema de filtración de aguas grises en la India, reportaron una remoción de DQO del 85.9%. Asimismo, Li et al. (2021) evaluaron un sistema de tratamiento sin plantas para el tratamiento de aguas residuales sintéticas, en el que incorporaron ladrillo triturado con concreto reciclado, y reportaron una remoción de DQO del 58%.

Sin embargo, al incorporar las plantas ornamentales en la configuración de las unidades de tratamiento, se registró una mayor remoción de DQO. En primer lugar, la mayor eficiencia fue por parte de la planta *C. zizanioides*, con un promedio del 25%, seguida por *P. grandiflora*, *T. pallida* y finalmente, *N. obliterata*. Algunos autores han reportado los beneficios de implementar materiales RCD como materiales filtrantes en SbN. Es el caso de Galvão et al. (2022), quienes utilizaron tejas cerámicas trituradas y fibra de coco como medios filtrantes y dos plantas, *Adiantum fragans* y *Davallia tyermanii*, en la evaluación de una pared verde, y encontraron eficiencias de remoción de DQO de 59%. En otro estudio, Yang et al. (2012) reportaron el uso de RCD como materiales filtrantes

en un humedal artificial, en combinación de la planta *Typha angustifolia*, para el tratamiento de aguas residuales domésticas, y midieron una eficiencia del 80% de eliminación de DQO.

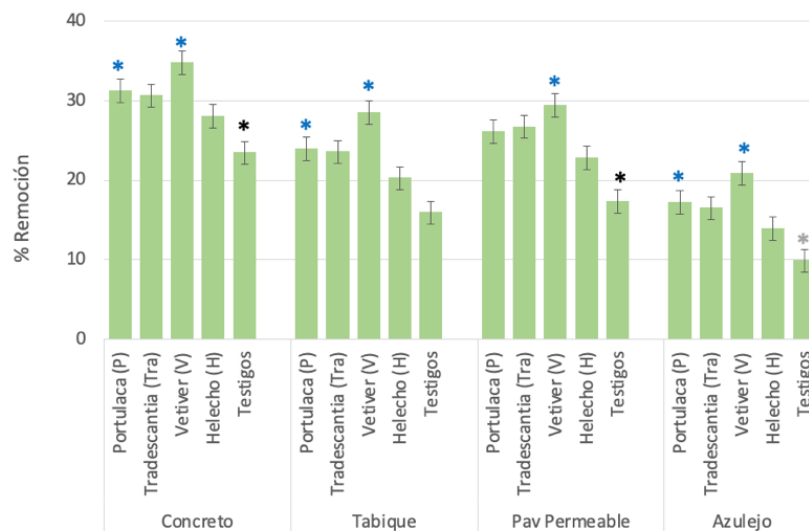


Figura 8.8 | Remoción de DQO de las AGL en las unidades de tratamiento individual y los testigos. Los valores dentro de cada barra y las marcas de error representan los promedios y las desviaciones estándar, respectivamente, de las remociones determinadas en los ocho ciclos de alimentación. El análisis de varianza se realizó con la prueba de medias de Tukey ($p < 0.05$). Los asteriscos de color negro (*) y gris (*) aluden a dos grupos de testigos significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre sí. Los asteriscos de color azul (*) indican las unidades de tratamiento individual con remociones medias significativamente diferentes ($p < 0.05$) a las demostradas por sus testigos correspondientes.

8.3.2 Análisis estadísticos

Primeramente, se realizaron los análisis estadísticos de las remociones ejercidas por parte de los testigos. Respecto al parámetro de turbidez, se encontró que las remociones por parte del concreto reciclado y el pavimento permeable son significativamente diferentes a las obtenidas con el ladrillo y al azulejo. En cuanto a la CE, los valores de exportación promedio no presentaron diferencias significativas.

Se comparó el pH del AGL de entrada y del agua infiltrada a través de los testigos, y se encontraron diferencias significativas entre el AGL de entrada y el agua tratada por parte de todos los testigos. Respecto a las remociones de nitrógeno amoniacal, los valores aportados por los testigos empacado con el concreto reciclado, el pavimento permeable y el ladrillo son significativamente diferentes a los que produjo el testigo a base de azulejo. En cuanto a las remociones de fosfatos y de DQO, los controles de concreto reciclado y de pavimento permeable generaron valores significativamente diferentes a los producidos por el azulejo.

Posteriormente, se realizaron los análisis estadísticos de las remociones llevadas a cabo con cada uno de los RCD en combinación con las plantas y en comparación con los testigos. El análisis de las remociones de turbidez efectuadas por el concreto reciclado en combinación con las distintas especies ornamentales y contra el testigo correspondiente sólo mostró diferencias significativas entre la especie *C. zizanioides* y el testigo. En cuanto a la exportación de CE, no se presentaron diferencias significativas entre las unidades de tratamiento individual y los testigos empacados con de concreto reciclado y ladrillo. En cambio, se encontraron diferencias significativas entre las unidades de tratamiento individual sembradas con *C. zizanioides* y los testigos a base de pavimento permeable y

azulejo. Luego, se comparó el pH del AGL de entrada y el del agua infiltrada a través de las unidades de tratamiento. Se encontró que las unidades de tratamiento individual con concreto reciclado y tabique, y sus respectivos testigos, disminuyeron este parámetro con una diferencia significativa al del AG de entrada. Asimismo, en aquellas unidades empacadas con pavimento permeable y azulejo, se detectaron diferencias significativas entre el AGL de entrada, los testigos y las unidades de tratamiento individual con *C. zizanioides*. Respecto a las eliminaciones de $N-NH_4^+$, todas las unidades de tratamiento individual a base de concreto reciclado triturado y ladrillo arrojaron diferencias significativas respecto al control correspondiente; además, las unidades de tratamiento a base de pavimento permeable triturado fueron significativamente diferentes del control cuando se utilizó *C. zizanioides*, *P. grandiflora* y *T. pallida* mientras que en las unidades de tratamiento con azulejo triturado, la única diferencia significativa respecto al control se alcanzó con *C. zizanioides*. Acerca de las remociones de fosfatos, y respecto al uso del ladrillo y el azulejo, se detectaron diferencias significativas entre las unidades sembradas con *C. zizanioides* y los testigos correspondientes, mientras que, al usar concreto reciclado y pavimento permeable, se encontraron diferencias significativas entre las unidades sembradas con *C. zizanioides* y *N. oblitterata* con respecto a los testigos. Por último, con respecto a las remociones de DQO, las unidades a base de concreto, ladrillo y azulejo con plantas mostraron diferencias significativas con respecto a los testigos si estaban sembradas con *C. zizanioides* y *P. grandiflora*, mientras que, la implementación del pavimento permeable en combinación con *C. zizanioides*, fue la única que produjo una diferencia significativa con respecto a los testigos correspondientes.

8.3.3 Factibilidad del reúso del agua tratada

La Tabla 8.2 condensa los parámetros de la calidad del agua de entrada y salida de las unidades de tratamiento individual y los testigos, los rangos de los porcentajes de remoción obtenidos. Igualmente, se presentan como referencia los límites máximos permisibles de contaminantes que establece normatividad mexicana (NOM-001-SEMARNAT-2021) para las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores nacionales, específicamente en ríos, arroyos, canales, drenes, indicados como valores instantáneos; así como también, para la infiltración de aguas residuales en suelos, infiltración y otros riegos (SEMARNAT, 2022).

Cabe destacar que las unidades de tratamiento empacadas con el concreto y en combinación con la planta *C. zizanioides* fueron en general, las que demostraron una mayor eficiencia para la remoción de los contaminantes presentes en el AGL, con remoción de turbidez del 25.2 %, fosfatos el 27.5%, nitrógeno amoniacal del 31.5% y DQO el 29%; sin embargo, produjeron un incremento de CE de 7.8%. Las concentraciones de los contaminantes o parámetros analizados en el tratamiento del AGL por parte de esta configuración, fueron para turbidez (A_{600}) de 0.189, de CE de 1489 $\mu S/cm$, de fosfatos disueltos de 6.67 mg/L, de nitrógeno amoniacal de 1.46 mg/L, y una DQO de 391 mg/L. Por lo tanto, concluimos que estos valores cumplen con la normatividad mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021 en términos de pH, nutrientes y DQO. Esto coincide parcialmente con el estudio de Aguirre-Álvarez et al. (2023), en el que se reportó que una SbN a base de *C. zizanioides* y una combinación de materiales convencionales como el carbón activado granular, zeolita, arena y grava, tiene un gran potencial para remover contaminantes presentes en AGL, ya que elimina 65% de turbidez, 25% la CE, 63% los fosfatos disueltos, 76% el nitrógeno amoniacal, y 74% la DQO.

Tabla 8.2. Parámetros promedio de calidad del agua gris ligera (AGL) a la entrada y después de su infiltración por las unidades de tratamiento individual y en los testigos.

Parámetros	AGL	Agua infiltrada en unidades de tratamiento individual	Agua infiltrada en testigos	NOM-001*	
	Valores medios	Valores medios	Valores medios	Riego de áreas verdes ^A	Infiltración y otros riegos ^B
Turbidez (A ₆₀₀)	0.250	0.199	0.221	–	–
CE (μS/cm)	1385	1519	1608	–	–
pH	8.7	7.45	7.84	6 – 9	6 – 9
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	2.09	1.54	1.76	–	–
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	9.22	6.9	7.70	–	–
DQO (mg/L)	549	412	455	84	210

* Límites máximos permisibles establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-2021 como valores instantáneos para riego de áreas verdes^A e infiltración y otros riegos^B (SEMARNAT, 2022).

CE: Conductividad eléctrica.

8.4 Conclusiones

En el presente trabajo se evaluaron cuatro RCD como medios filtrantes en una SBN para el tratamiento de AGL en pruebas a escala laboratorio. Las macetas testigo, es decir, los lechos filtrantes carentes de vegetación, disminuyeron los contaminantes presentes en las AGL. No obstante, al integrar vegetación, esta remoción mejoró. Los resultados evidenciaron que los cuatro RCD empleados contribuyen positivamente en la calidad del agua, removiendo significativamente la mayoría de los contaminantes analizados, con el siguiente orden de eficiencia: concreto reciclado > pavimento permeable > ladrillo > azulejo. De acuerdo con los resultados obtenidos, se identificó que, en general, la configuración del concreto reciclado en combinación con la especie *C. zizanioides* es la más prometedora para el tratamiento de aguas grises ligeras. Además, se encontró que la calidad del agua gris tratada por parte de las unidades de tratamiento individual que contenían concreto reciclado y la especie *C. zizanioides* cumplió con la normatividad mexicana (NOM-001-SEMARNAT-2021) en términos de pH, fosfatos y nitrógeno. De igual manera, se observó que todas las plantas implementadas se adaptaron con éxito a las aguas grises.

Los resultados presentados en el estudio muestran que las unidades de tratamiento individual diseñadas y construidas a escala laboratorio deben optimizarse para que se incremente la remoción de DQO. Además, propiciar el aprovechamiento de los RCD en una SBN de tipo muro verde que trate las aguas grises ligeras domiciliarias permitiría que éstas constituyeran una fuente secundaria de abastecimiento para actividades que no exijan calidad de agua potable, tales como el lavado de patios y automóviles, la limpieza del hogar, riego de áreas verdes o la descarga de inodoros. Lo anterior también ofrece una alternativa para el reúso de los RCD, así como un impulso a la economía circular a nivel domiciliario.

8.5 Referencias bibliográficas

- Aguirre-Álvarez, E., Lizárraga-Mendiola, L., Coronel-Olivares, C., Tavizón-Pozos, J. A., Vázquez-Rodríguez, G. A. (2023) Evaluación de una paleta vegetal apta para el tratamiento de aguas grises ligeras en soluciones basadas en la naturaleza. Tratamiento de aguas grises ligeras en una solución basada en la naturaleza. *Ingeniería del Agua* 27(3), 183–196.
- APHA (2012): Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22nd edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington D. C.
- Bibi, S. Farooqi, A., Hussain, K., Haider, N. (2015) Evaluation of industrial based adsorbents for simultaneous removal of arsenic and fluoride from drinking water. *Journal of Cleaner Production* 87, 882-896.
- Boano, F., Caruso, A., Costamagna, E., Ridolfi, L., Fiore, S., Demichelis, F., Galvão, A., Piscoiro, J., Rizzo, A., Masi, F. (2020) A review of nature-based solutions for greywater treatment: Applications, hydraulic design, and environmental benefits. *Science of the Total Environment* 711, 134731.
- Coleman, N. J., Lee, W., Slipper, I. J. (2005) Interactions of aqueous Cu^{2+} , Zn^{2+} and Pb^{2+} ions with crushed concrete fines. *Journal of Hazardous Materials* 121(1-3), 203-213.
- Cominato, V., Canteras, F. B., Gachet, L. A., Cecche-Lintz, R. C. (2022) The effect of granulometry of natural and recycled coarse aggregate on permeable concrete properties. *Materials Today Proceeding* 65(2), 1711-1718.
- Deng, Y., Wheatley, A. (2018) Mechanisms of Phosphorus Removal by Recycled Crushed Concrete. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 15(2), 357.
- Dos Reis, S. G., Quattrone, M., Ambrós, W. M., Cazacliu, B. G., Sampaio, C. H. (2021) Current Applications of Recycled Aggregates from Construction and Demolition: A Review. *Materials* 14(7), 1700.
- Galvão, A., Martins, D., Rodrigues, A. Manso, M., Ferreira, J., Matos, C.S. (2022) Green walls with recycled filling media to treat greywater. *Science of The Total Environment* 842, 156748.
- Hammer, O., Harper D.A.T., Ryan, P.D. (2001) PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1), 9.
- Higuera, S. H. (2107) Biofiltro con cascarilla de arroz y pasto vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) para el tratamiento del efluente de la PTAR del INPEC. Yopal, Casanare, Colombia. *Investigación Agraria y Ambiental* 8(1), 108-114.
- Kartam, N., Al-Mutairi, N., Al-Ghusain, I., Al-Humoud, J. (2004) Environmental management of construction and demolition waste in Kuwait. *Waste Management* 24, 1049-59.
- Li, H., Zhang, Y., Wu, L., Jin, Y., Gong, Y., Li, A. Li, J., Li, F. (2021) Recycled aggregates from construction and demolition waste as wetland substrates for pollutant removal. *Journal of Cleaner Production* 311, 127766.
- Li, F., Wichmann, K., Otterpohl, R. (2017). Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of the Total Environment* 407, 3439–3449.
- Lin, L., Wu, B. (2022) Water permeability behavior of recycled lump/aggregate concrete. *Construction Building Materials* 323, 126508.
- Núñez, R.A., Meas Vong Y., Ortega-Borges, R., Olgún, E.J. 2004. Fitorremediación, fundamentos y aplicaciones. *Ciencia* 55(3), 69-82.
- Patil, D., Bhange, V., Shende, S. S., Ghorpade, P. S. (2022) Greywater characterization of an Indian household and potential treatment for reuse. *Water-Energy Nexus* 5, 1-7.
- Rahman, M. A., Imteaz, M. A., Arulrajah, A., Piratheepan, J., Disfani, M. M. (2015) Recycled Construction and Demolition Materials in Permeable Pavement Systems: Geotechnical and Hydraulic Characteristics. *Journal of Cleaner Production* 90(1), 183-194.
- Ramírez, J. D. (2018) Evaluación del vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*) en la caracterización de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Revista Científica en Ciencias Ambientales y Sostenibilidad* 4, 1-15.
- SEMARNAT (2022) Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes

- nacionales. Diario Oficial de la Federación, 11 de marzo. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- SEMARNAT (2022) Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación, 11 de marzo de 2022.
- Yang, Y., Wang, Z. M., Liu C., Guo, X. C. (2012) Enhanced P, N and C removal from domestic wastewater using constructed wetland employing construction solid waste (CSW) as main substrate. *Water Science and Technology* 66(5), 1022-8.

9. Residuos de la construcción y la demolición (RCD) como materiales filtrantes para el tratamiento de aguas grises ligeras en un muro verde

9.1 Introducción

De acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2020), México cuenta con 126 014 024 habitantes, y ocupa el décimo lugar dentro de las naciones más pobladas en el mundo. Según el Censo de Población y Vivienda 2020, México ha incrementado aproximadamente cuatro veces su población durante los últimos 70 años (1950 – 2020). Este aumento afecta la gestión del agua, tanto en términos de disponibilidad y suministro de agua dulce como de gestión de aguas residuales. Debido a esto, surge la necesidad de crear alternativas para tratar aguas residuales domésticas que permitan su reúso *in situ*. Los sistemas descentralizados para tratamiento de efluentes domésticos representan una de tales alternativas, ya que minimizan la descarga y disposición de aguas residuales urbanas en las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), lo que resulta en ahorro de energía y es beneficioso cuando en ciertas localidades no existen PTAR o no se encuentran en funcionamiento (CONAGUA, 2019; Günter, 2000). Si bien es cierto que los espacios urbanos cuentan con áreas reducidas o limitadas para que se instalen estos sistemas descentralizados, las soluciones basadas en la naturaleza (SbN) en las que se aprovechen estos entornos delimitados son una gran propuesta para el tratamiento de aguas residuales domésticas, con las ventajas adicionales de bajos requisitos de energía y un mantenimiento económico y sencillo (Li et al., 2009).

Las SbN ofrecen diversos servicios ecosistémicos, entre ellos, el tratamiento de una fracción de las aguas residuales domésticas, las aguas grises ligeras (AGL). En particular, las SbN de tipo muro verde son sistemas multifuncionales, propician una economía circular doméstica, y brindan diversos beneficios, tales como el ahorro de energía, la disminución de la temperatura local (mitigación de las islas de calor urbanas), la purificación del aire, la reducción de la transmisión de sonido y una estética agradable (Azkorra et al., 2015; Coma et al., 2017; Kabisch y van den Bosch, 2017; Perini et al., 2017; Pucher et al., 2022; Wang et al., 2014; Wong et al., 2010). Los muros verdes permiten reverdecer una superficie vertical de casas y edificios ocupando el mínimo espacio horizontal y empleando una selección de especies vegetales (Jim, 2015; Manso y Castro-Gomes, 2015). La cobertura vegetal remueve los contaminantes presentes en las AGL mediante adsorción y biosorción, y la actividad microbiana de la rizosfera (Addo-Bankas et al., 2021). Asimismo, los materiales filtrantes o sustratos empleados en los muros verdes contribuyen en la remoción de sólidos en suspensión, fibras textiles, materia orgánica e inorgánica y microorganismos, mediante filtración, adsorción, precipitación y a la formación de biopelículas encargadas de biodegradar la materia orgánica (Pettit et al., 2017).

Diversos autores han reportado el uso de residuos de la construcción y la demolición (RCD) como materiales adsorbentes de contaminantes presentes en aguas residuales o soluciones acuosas (Coleman et al., 2005; Dos Reis et al., 2020; Li et al., 2009; Lim et al., 2019; Patil et al., 2022; Parjane y Sane, 2011; Selvaraju y Pushpavanam, 2009). Sin embargo, pocos son los estudios en los que los RCD se emplean como materiales filtrantes o sustratos en SbN, por ejemplo, en humedales, celdas de biorretención, biofiltros, *bioswales*, azoteas o muros verdes, en los que se incorporen especies de plantas fitoremediadoras, para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Yang et al. (2011) reportan haber empleado RCD (concreto y cenizas de carbón) como sustrato principal, en combinación con la planta *Typha angustifolia*, en un humedal artificial multietapa a escala laboratorio, para la remoción de nutrientes de efluentes secundarios. Las concentraciones de ortofosfatos se redujeron de 1.90 a 0.04 mg/L, mientras que las de N-NH₄⁺ disminuyeron de 9.94 a 1.0 mg/L mediante nitrificación. Aguirre-Álvarez et al. (2023a) evaluaron la idoneidad de tres tipos de RCD (concreto reciclado triturado, pavimento permeable reciclado, ladrillos triturados y azulejos

triturados) y una paleta de plantas vasculares (*Chrysopogon zizanioides* (vetiver), *Portulaca grandiflora*, *Tradescantia pallida* y *Nephrolepis obliterata*) para eliminar los contaminantes presentes en las AGL, y reportaron que la combinación más eficiente la ofrecen el concreto triturado y *Chrysopogon zizanioides*, la cual removió turbidez (32%), N-NH₄⁺ (38%), fosfatos (33%) y DQO (34%) de AGL, con un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 2 min.

De este modo, una SbN de tipo muro verde a escala real, que incorpore los RCD mencionados y en el que se incremente el TRH para tratar las AGL podría aumentar las eficiencias de remoción de contaminantes presentes y mejorar su calidad con fines de reúso. Zhang et al. (2020) reusaron ladrillos de desecho para rellenar humedales artificiales de flujo vertical y evaluaron su efecto en el tratamiento de un efluente secundario de una PTAR de China. Reportaron que, en condiciones de una carga hidráulica baja, la remoción de DQO, N-NH₄⁺, nitrógeno y fósforo totales puede alcanzar el 66.52%, 72.10 %, 56.53% y 91.55% en este sistema, respectivamente. Galvão et al. (2022) diseñaron un muro verde en el que probaron dos tipos de medios filtrantes; por una parte, baldosas cerámicas trituradas mezcladas con fibra de coco y, por la otra, desechos de fibras textiles (algodón), en combinación con dos especies de plantas (*Adiantum fragans* y *Davallia tyermanii*), para el tratamiento sintéticas de aguas grises. Los mejores resultados se obtuvieron con las baldosas y la fibra de coco, con eficiencias de eliminación de turbidez, DQO y SST superiores al 60%, 59% y 70%, respectivamente. De igual manera, Aicher et al. (2022) reportaron el tratamiento de aguas grises sintéticas mediante un sistema verde vertical, el cual contenía una combinación de materiales: granulado de vidrio expandido y biocarbón proveniente de residuos agrícolas (cáscaras de cebada y astillas de madera). Los resultados indicaron que la sección que contenía el biocarbón procedente de residuos agrícolas y madereros, fue la más eficiente, con una reducción de DQO del 92%.

Así, las SbN de tipo muro verde son una tecnología sostenible, cuyo potencial para el tratamiento y reúso de aguas grises ya ha sido reconocido, al igual que su contribución para incorporar y reusar materiales reciclados alternativos en estos, con el fin de aplicar y desarrollar los principios de la economía circular doméstica. De esta manera, el presente estudio tiene como objetivos: i) Evaluar un muro verde empacado con diferentes tipos de RCD para el tratamiento de AGL domésticas reales; ii) integrar la aplicación de tres tipos de RCD como materiales filtrantes en un muro verde para promover el reúso de estos residuos; y finalmente iii) analizar si la calidad de los efluentes cumple con las normas mexicanas para su reúso.

9.2 Materiales y métodos

9.2.1 Materiales filtrantes

La selección de RCD empleados como materiales filtrantes para este estudio se basó en diversos autores mencionados en la introducción, además de lo reportado por Aguirre-Álvarez et al. (2023a), quienes evaluaron la idoneidad de los RCD y una paleta de plantas preseleccionadas (*C. zizanioides*, *P. grandiflora*, *T. pallida* y *N. obliterata*) para eliminar contaminantes de las AGL. Los tres tipos de RCD (concreto reciclado triturado, pavimento permeable triturado y tabique triturado) empleados en el muro verde no sufrieron tratamiento químico alguno; únicamente se trituraron y tamizaron a través de una malla de 1.7 mm. Posteriormente, cada fracción se lavó con agua destilada y se dejó secar a temperatura ambiente por 24 h.

El muro verde se constituyó por cuatro 4 módulos verticales y, cada uno de estos se integra de cuatro contenedores de tipo maceta cada una (con volumen de 510.51 cm³) que funcionan en serie (Figura 9.1). Cada uno de los módulos era independiente de los demás, es decir, cada uno fue empacado con un tipo diferente de material filtrante, tal como muestra la Figura 9.2. Los medios filtrantes fueron colocados por capas (con profundidad aproximada de 2.3 cm) en cada uno los contenedores de los

módulos, con el siguiente orden descendiente: suelo, un tipo diferente de RCD (concreto reciclado triturado, pavimento permeable triturado y tabique triturado) o zeolita (como testigo o material convencional), y carbón activado granular (CAG), además de una planta diferente, tal como se muestra en la Figura 9.1. El volumen de cada uno de los contenedores es de 510.51 cm³ y el TRH de 3.19 minutos. Con un TRH total de cada módulo es de 12.8 minutos.

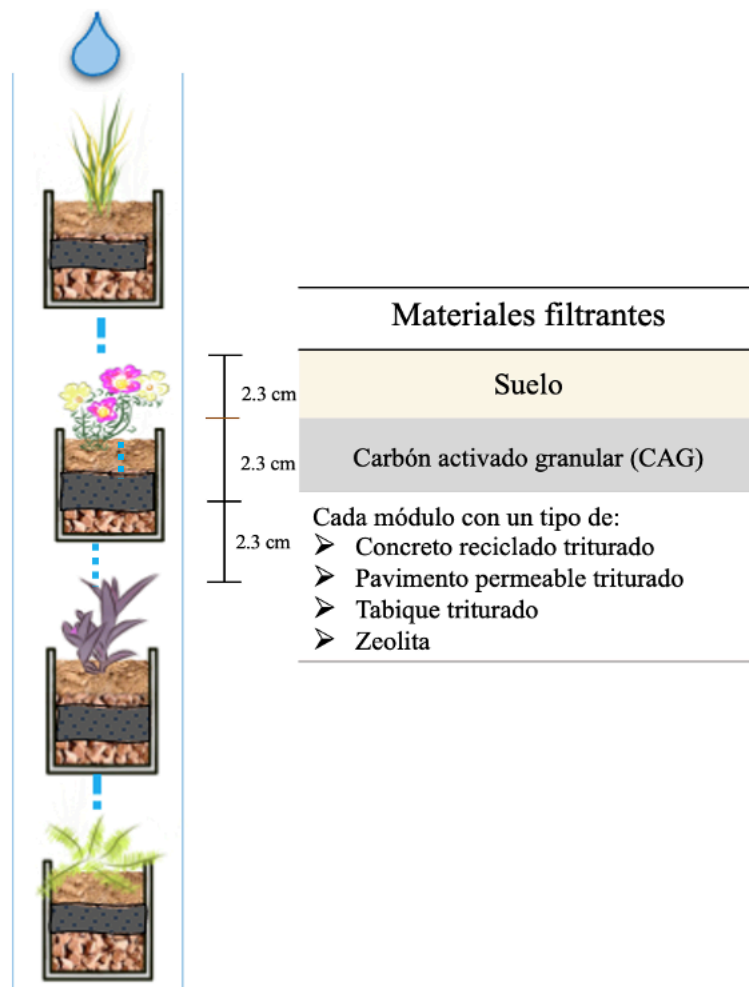


Figura 9.1| Representación gráfica de los materiales filtrantes empacados en los contenedores de un módulo del muro verde, en el que se añadió únicamente un tipo de residuo de la construcción y demolición.

El suelo tenía un pH moderadamente alcalino (7.52), textura franco arcillo arenosa (con proporciones de arena, limo y arcilla de 70, 10 y 20%, respectivamente), capacidad de intercambio catiónico (CIC) de 25.7 meq/100g de suelo, densidad aparente y relativa de 1.012 y 1.264 (g/cm³), respectivamente, y porosidad de 20% (Aguirre-Alvarez et al., 2023b). Se usó un carbón activado granular (CAG) elaborado a partir de cáscara de coco, con diámetro de poro de 7 a 54 μm, volumen de poro de 0.77 cm³/g y un área superficial BET de 1299.92 m²/g. La zeolita empleada es de tipo mordenita y proviene de la cantera de Tezoantla, que se encuentra en el municipio de Mineral del Monte, Hidalgo. La zeolita tiene un área superficial BET de 14.04 m²/g, una CIC de 3.75 meq/100 g, y un volumen y diámetro de poro de 0.0176 cm³/g y 3.42 nm, respectivamente (Trejo-Bustillos, 2023). Las características químicas y mecánicas de los RCD empleados se muestran en la Tabla 9.1.

Tabla 9.1| Propiedades químicas y mecánicas de los medios filtrantes empleados en el muro verde.

Materiales filtrantes	Propiedades químicas y mecánicas					
	pH	CIC ^a (meq/100 g)	Densidad aparente ^b (g/cm ³)	Densidad relativa ^c (g/cm ³)	Porosidad ^b (%)	Permeabilidad ^c (cm/d)
Concreto reciclado triturado	8.8	17.5	0.975	1.013	3.76	6.38x10 ⁻¹⁰
Pavimento permeable triturado	8.9	14.3	0.908	0.968	6.19	2.05x10 ⁻¹⁰
Tabique triturado	8.33	12.5	0.870	1.11	22.04	2.33x10 ⁻⁹

^a medido según Primo-Yúfera y Carrasco-Dorrién (1973)

^b medido según Lin y Wu (2022)

^c medido según Cominato et al. (2022)

9.2.2 Diseño experimental del muro verde

El diseño usual de los muros verdes o sistemas verticales es a base de macetas (o contenedores); su tamaño dependerá de las plantas y los medios seleccionados, y se sugiere adaptar un espacio que ocupe una superficie total de 1.5 m² por persona, incluyendo las macetas (Prodanovic et al., 2020). De acuerdo con las necesidades de las plantas preseleccionadas y la cantidad de agua para el ciclo de lavado, los materiales filtrantes fueron colocados en los contenedores que comprendían cada módulo. Pucher et al. (2022) mencionan que el TRH necesario para que las AGL filtren es un tema muy importante para el tratamiento de AG. Asimismo, Galvão et al. (2022) concluyen en su estudio que un sistema vertical con valor alto de TRH (en su estudio fue de 125 min) favorece a incrementar la eficiencia del tratamiento de aguas grises. Por lo que, de acuerdo con los resultados obtenidos anteriormente con las unidades de tratamiento individual (§8.3), se decidió incrementar el TRH mediante un muro verde a escala real integrado de cuatro módulos, y se determinó de acuerdo al caudal y al volumen de los contenedores en serie. El volumen de cada uno de los contenedores es de 510.51 cm³ y su TRH es de 3.19 min. Por lo tanto, el TRH total de cada módulo es de 12.8 min.

El muro verde se instaló en el traspasio de una casa-habitación ubicada en Mineral de la Reforma, Hidalgo. Este sistema constaba de cuatro módulos verticales. Los primeros tres módulos contenían cada uno un tipo de RCD diferente, ya sea concreto reciclado triturado, pavimento permeable triturado o tabique triturado; mientras que, el cuarto módulo se empacó con zeolita como testigo positivo (ya que es un material convencional en el tratamiento de agua). Cada uno de estos módulos comprendía cuatro contenedores, y cada uno se empacó como se describió en la sección 9.2.1. Los contenedores se sembraron con una de las siguientes plantas vasculares: en el primer contenedor (situado en la parte superior) con *C. zizanioides* (vetiver), seguido de *P. grandiflora*, luego *T. pallida* y finalmente con *N. obliterata*. Estas plantas se seleccionaron con base en un estudio previo de Aguirre-Álvarez et al. (2023), quienes evaluaron una paleta de plantas adecuada para el tratamiento de AGL utilizando materiales filtrantes convencionales (carbón activado granular, zeolita, arena y grava), y reportaron que estas cuatro plantas se adaptan adecuadamente a las condiciones experimentales y al riego con AGL.

Para el régimen de dosificación, se estableció que los cuatro módulos se alimentarían empleando una bomba fotovoltaica con un total 4 L de AGL (1 L para cada módulo). Las AGL provenían de una lavadora doméstica y se les adicionaron concentraciones apropiadas y consistentes de *Escherichia coli* (cultivada en el Laboratorio de Microbiología, UAEH, dos días antes de cada inicio de ciclo), con el objetivo de garantizar la presencia de un indicador microbiológico. La Figura 9.2 presenta la configuración experimental del muro verde.

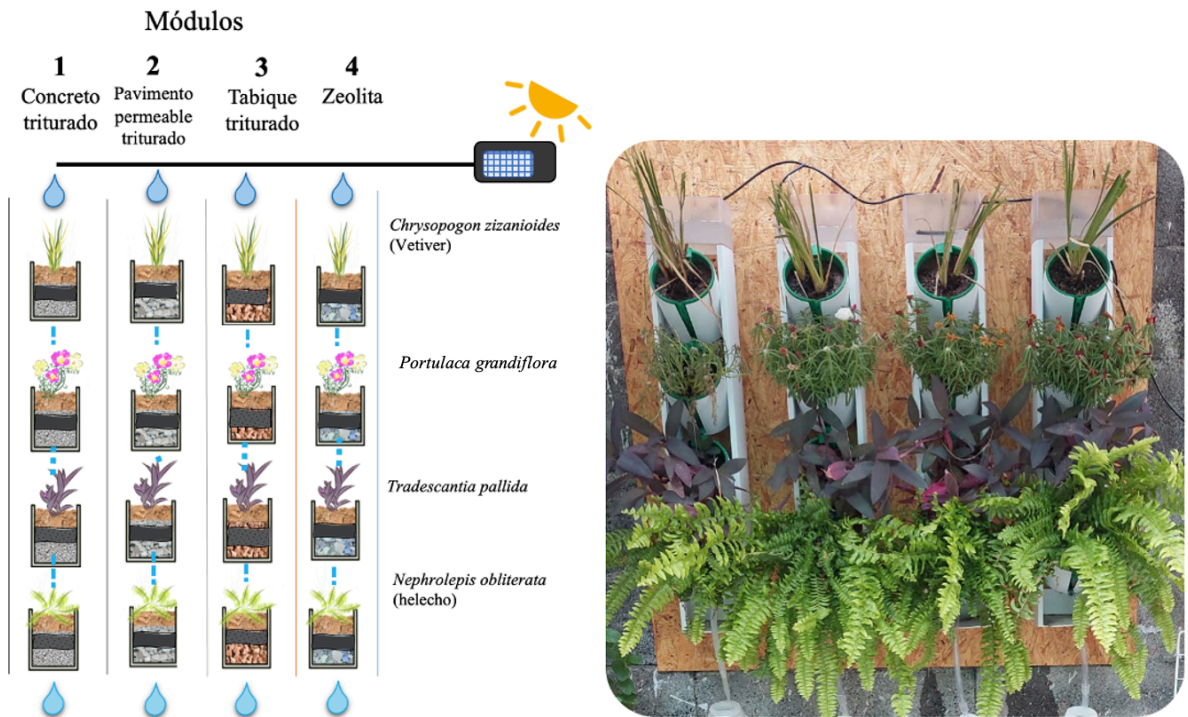


Figura 9.2 | Representación y visualización del muro verde. Cada módulo contenía solo un tipo de residuos de la construcción y la demolición, en combinación con las plantas vasculares preseleccionadas. El cuarto módulo, empacado con zeolita, es el testigo positivo.

9.2.3 Pruebas de tratamiento de aguas grises ligeras

El tratamiento de AGL domésticas se evaluó separadamente para cada uno de los cuatro módulos del muro verde, tres de los cuales contienen un tipo de RCD y el cuarto, zeolita (como testigo positivo). Se condujeron ocho ciclos totales de alimentación; cada riego, o ciclo de alimentación, se realizó primeramente una vez a la semana durante cuatro semanas. Luego se pausó durante un mes, aunque los riegos de AGL continuaron, sin que se evaluara la calidad del agua entrante y la infiltrada. Después, se evaluaron tres ciclos más y se pausó otro mes. Finalmente, se evaluó el octavo o último ciclo. Es decir, fueron un total de ocho ciclos, durante un periodo de casi seis meses. Después de cada alimentación de AGL al muro verde, los efluentes de cada módulo se recuperaron en frascos de vidrio previamente esterilizados y se llevaron inmediatamente al laboratorio para ser evaluados junto con el afluente de AGL. Las muestras se mantuvieron congeladas hasta su análisis en términos de los diversos parámetros de interés: turbidez, conductividad eléctrica (CE), pH, $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$ ortofosfatos disueltos (PO_4^{3-}), DQO y DBO₅. El análisis del indicador microbiológico se realizó el mismo día del muestreo.

Para las mediciones de turbidez, se evaluó la absorbancia a 600 nm (A_{600}) en un espectrofotómetro UV-Visible Genesys 10 (Thermo Scientific, Waltham, EUA.). La CE de las muestras se midió utilizando un conductímetro Corning (modelo 441, Quebec, Canadá). La DBO₅ se midió mediante el método respirométrico del equipo WTW OxiTop®-i IS6 (Weilheim, Alemania). El pH se midió utilizando un potenciómetro HANNA Instruments (pH210, Woonsocket, EUA.). Para la determinación de $N-NH_4^+$ fue mediante el método del fenato (4500-NH₃ F, APHA, 2012), para los $N-NO_2^-$ se basó en la reacción de Griess-Ilosvay (4500-NO₂; APHA, 2012) y, para $N-NO_3^-$ de acuerdo a lo reportado en la bibliografía (Mubarak et al., 1977). Para la determinación de PO_4^{3-} se

siguió el método del ácido ascórbico (4500-PE, APHA, 2012) y para DQO, el método 5220 D (APHA, 2012). Estos parámetros de calidad se determinaron por triplicado. Excepto para el pH, la eficiencia de eliminación de cada ciclo de riego se evaluó para cada parámetro de calidad del agua y se informó como promedio de cada uno de los módulos del muro verde. En cuanto a los análisis microbiológicos y su cuantificación (*Escherichia coli* y otros coliformes: *Pseudomonas aeruginosa* y *Klebsiella aerogenes*, y mesófilos) se utilizaron diferentes medios de cultivo. Para *E. coli*, *P. aeruginosa* y *K. aerogenes*, se utilizó el agar cromogénico coliformes (CCA) y agar soya tripticaseína (AST); mientras que para mesófilos se usó el agar cuenta estándar (standar methods agar; SMA). La siembra del AGL fue a diluciones de hasta 10^{-4} mediante la técnica de extensión en placa, que se incubaron a 37°C. El conteo de UFC (Unidades Formadoras de Colonias) de los microorganismos se realizó después de 24 horas de incubación (y por duplicado) empleando la norma oficial mexicana NOM-092-SSA1-1994, la cual describe el método para la cuenta de bacterias aerobias en placa. Con los resultados obtenidos se creó una base de datos con el conteo de cada dilución expresada en UFC/mL.

9.2.4 Análisis estadísticos

Primeramente, se llevó a cabo la prueba de normalidad de las remociones medias de los contaminantes por parte de los módulos que comprende el muro verde, es decir, los diferentes tipos de RCD y la zeolita (como testigo positivo) por medio de la prueba de Shapiro-Wilks en PAST v. 4.5 (Hammer et al., 2001). Luego, se realizó un análisis de varianza con la prueba de medias de Tukey ($\alpha= 0.05$) empleando Minitab v.18 (LLC, State College, Pensilvania, EUA.) como comparador múltiple. De este modo, pudieron identificarse las diferencias significativas entre las remociones presentadas por los tres tipos de RCD que contenía cada módulo del muro verde y con respecto a la zeolita. En el caso de que los datos no cumplieran con el criterio de la normalidad, se realizó en PAST v. 4.5 la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, además de pruebas pareadas de Mann-Whitney ($\alpha= 0.05$).

9.2.5 Caracterización de materiales filtrantes: Microscopía electrónica de barrido (MEB) y análisis elemental (EDS)

Se analizaron 12 muestras en total de los materiales filtrantes mediante microscopía electrónica de barrido en un equipo JEOL JSM IT-300 (Akishima) con un alcance de aumento de hasta 300 000x, ubicado en la Escuela Superior de Apan, UAEH. Este cuenta con un equipo acoplado de EDS Oxford Instruments X-Max (Abingdon) que permite realizar simultáneamente el análisis elemental. La preparación de las muestras se llevó a cabo en un equipo Sputtering Denton Vacuum Desk V (Moorestown). Primeramente, las 12 muestras fueron recubiertas con oro durante 1 minuto y se colocaron sobre cintas de grafeno en el portamuestras. Posteriormente, el portamuestras se introdujo en el equipo MEB para comenzar con el alto vacío. Las imágenes MEB se realizaron con electrones electrodispersados y secundarios. El análisis EDS se realizó por la técnica de mapeo, puntual y lineal.

9.3 Resultados y discusión

9.3.1 Eficiencias de eliminación de contaminantes en pruebas a escala de laboratorio

La Figura 9.3 presenta las tasas promedio de eliminación de A_{600} en el AGL por parte de los cuatro módulos de tratamiento durante los ocho ciclos. El módulo empacado con zeolita, es decir, el control positivo (considerado así ya que es un material convencional empleado comúnmente en el tratamiento de aguas residuales) removió este parámetro un 54%, mientras que el módulo con concreto reciclado triturado eliminó la turbidez con una eficiencia muy cercana del 52%. Así, el módulo empacado con concreto reciclado triturado fue el RCD que mejor removió este contaminante, seguido del pavimento permeable triturado, con el 40% y finalmente el tabique triturado, con 27.7% de eficiencia. Respecto a los análisis estadísticos, se encontró que los valores de remoción por parte de los tres RCD eran

significativamente diferentes entre sí. Al compararlos también contra los valores del testigo positivo, se encontraron diferencias significativas entre este módulo y los empacados con pavimento permeable triturado y tabique triturado (véase Figura 9.3).

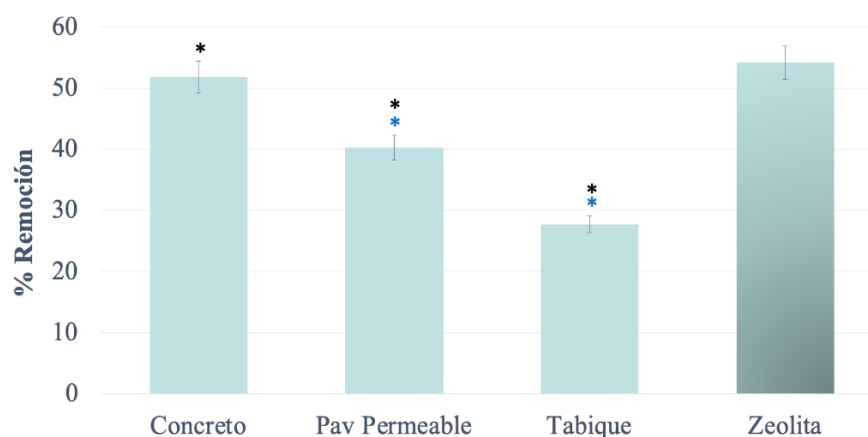


Figura 9.3 | Eliminación de turbidez (A_{600}) del agua gris ligera en los módulos del muro verde. Los valores de cada barra y las marcas de error representan las medias y desviaciones estándar, respectivamente, de los valores determinados en los ocho ciclos de alimentación. Los asteriscos de color negro (*) aluden a los RCD significativamente diferentes entre sí ($p < 0.05$). Los asteriscos de color azul (*) indican los módulos con RCD con remociones medias con diferencias significativas ($p < 0.05$) a las demostradas por el módulo del testigo positivo.

La Figura 9.4 muestra el desempeño de los RCD empleados en el muro verde para remover CE de las AGL. El control positivo removió el 21% de CE, mientras que el módulo con concreto reciclado triturado tuvo una eficiencia del 12%. Los demás RCD mostraron el siguiente orden de eficiencia para este parámetro: concreto reciclado triturado > pavimento permeable triturado > tabique triturado. La materia en suspensión, algunas partículas coloides y los sólidos disueltos, entre otros contaminantes, pueden eliminarse principalmente por el efecto tamiz o la obstrucción que ejercen las raíces de las plantas, el filtrado o la adherencia a las partículas de los RCD, y también por adsorción debido al diseño del muro verde de macetas, dado su volumen y la superficie de contacto con los medios filtrantes (Prodanovic et al., 2019; Prodanovic et al., 2020).

Los análisis estadísticos indicaron que las remociones por parte del concreto reciclado triturado son significativamente diferentes a las ofrecidas por el pavimento permeable triturado y el tabique triturado. Al comparar contra el desempeño de la zeolita, se detectaron diferencias significativas entre este y el ofrecido por el concreto reciclado triturado, y el tabique triturado (Figura 9.4).

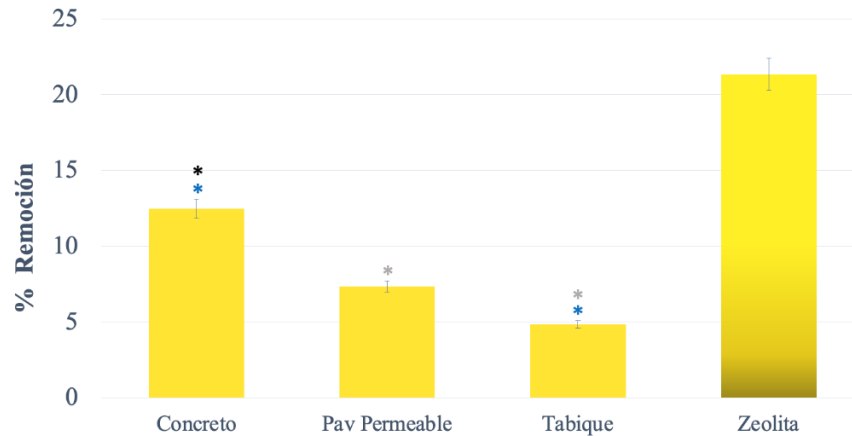


Figura 9.4 | (a) Eliminación de conductividad eléctrica (CE) del agua gris ligera en los módulos del muro verde. Los valores de cada barra y las marcas de error representan las medias y desviaciones estándar, respectivamente, de los valores determinados en los ocho ciclos de alimentación. Los asteriscos de color negro y gris (*, *) aluden a los RCD significativamente diferentes entre sí ($p < 0.05$). Los asteriscos de color azul (*) indican los módulos con RCD con remociones medias con diferencias significativas ($p < 0.05$) a las demostradas por el módulo del testigo positivo.

La Figura 9.5 muestra los valores promedio de pH del AGL medidos tanto en el afluente como en los efluentes del muro verde durante los ocho ciclos de alimentación. El pH promedio del AGL del afluente era alcalino (alrededor de 9.07), y este valor disminuyó una vez infiltrada el AGL a través de cada uno de los módulos del muro verde. El pH de salida de los módulos osciló entre 7.2 y 8.2. El que contenía concreto reciclado triturado fue que más disminuyó el valor del pH de entrada, hasta 7.61, mientras que el pavimento permeable triturado y el tabique triturado lo disminuyeron a 7.8 y 8.2, respectivamente. Esta reducción de pH puede deberse al CO_2 que se produce biológicamente, ya que incrementa la acidez del agua. Los productos generados por parte de microorganismos del suelo y de las raíces de las plantas contribuyen a esta acción (Osorno, 2009; Sasikala et al., 2009). El valor de pH influye en la absorción de nutrientes, y por lo tanto, podría retrasar o reducir el crecimiento de las plantas. El rango recomendado para el crecimiento óptimo de plantas es de 6 a 7.5 (FAO, 2020; Rivera et al., 2018); así, los efluentes de concreto reciclado triturado y pavimento permeable triturado se acercaron más a estos límites. También es destacable que todas las plantas se adaptaron bien al valor alcalino de alimentación. Además, se llevó a cabo el análisis estadístico, en el que, se comparó el pH del AGL y el del agua infiltrada a través de los módulos con los diferentes tipos de RCD. Se encontraron diferencias significativas entre el AGL y el agua tratada en el módulo empacado con tabique triturado. Asimismo, hubo diferencias significativas entre el AGL y el agua tratada en los módulos empacados con tabique triturado y zeolita (Figura 9.5).

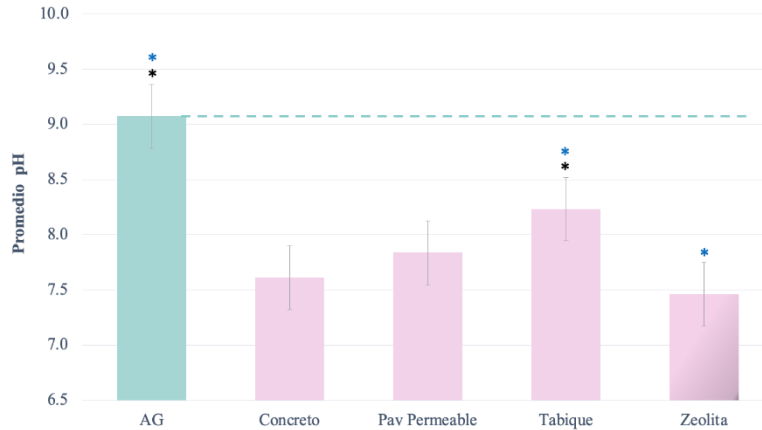


Figura 9.5 | Valores promedio de pH de aguas grises ligeras (AGL) en la entrada y salida de los módulos del muro verde. Los valores de cada barra y las marcas de error representan las medias y desviaciones estándar, respectivamente, de las eliminaciones determinadas en los ocho ciclos de alimentación. Los asteriscos de color negro (*) señalan diferencias significativas ($p < 0.05$) entre el agua tratada por los módulos con RCD y el AGL de entrada ($p < 0.05$). Los asteriscos de color azul (*) indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los módulos con RCD y a las demostradas por el módulo del testigo positivo.

La Figura 9.6(a) muestra las eficiencias de remoción de nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$) del AGL que ofrecieron los diferentes módulos del muro verde. El control positivo mostró la mayor tasa promedio de eliminación de este parámetro (75%). Es bien sabido que la zeolita es un material muy eficiente para remover el ion amonio por intercambio catiónico (Widiastuti et al., 2008; Chen et al., 2018). De igual manera, se puede observar cómo el concreto triturado es el RCD que alcanza el mayor porcentaje promedio de eficiencia (65%), posteriormente el pavimento permeable triturado y finalmente el tabique triturado.

La Figura 9.6(b) presenta las remociones de nitritos ($N-NO_2^-$) del AGL. El módulo con zeolita removió este parámetro un 41% en promedio, mientras que el módulo con concreto reciclado triturado ejerció una eficiencia media del 32%. Por lo tanto, fue el RCD que ejerció mayor remoción, seguido del pavimento permeable triturado con el 26% y finalmente el tabique triturado con 17%. Finalmente, la Figura 9.6(c) presenta las eficiencias medias de remoción de nitratos ($N-NO_3^-$) del AGL. El RCD con mayor rendimiento para la remoción de $N-NO_3^-$ fue el concreto reciclado triturado, con el 40%, posteriormente el pavimento permeable triturado y el tabique triturado, respectivamente. Lo anterior pudo haberse debido a que algunos RCD contienen partículas que favorecen el intercambio catiónico con los componentes del AGL (Coleman et al., 2005); además, intervienen las plantas y los microorganismos asociados tanto a sus raíces como a las del suelo, que emplean este nutriente (Balta-Crisólogo et al., 2015). De esta manera, la elección de los sustratos de tipo RCD, incluida la zeolita y el concreto reciclado triturado, es beneficiosa debido a su capacidad de adsorción de contaminantes nitrogenados. Esto coincide con algunas conclusiones de Pucher et al. (2017) y Lakho et al. (2021), pues mencionan que el amonio adherido o presente en los materiales filtrantes queda más disponible para los microorganismos, lo cual permite su nitrificación con el transcurso del tiempo. De acuerdo con los análisis estadísticos, se encontró que los módulos con los diferentes RCD removieron este ion con una eficiencia estadísticamente diferente entre sí; igualmente se encontró que cada una de ellas era significativamente diferente de la ofrecida por el testigo positivo (Figura 9.6a).

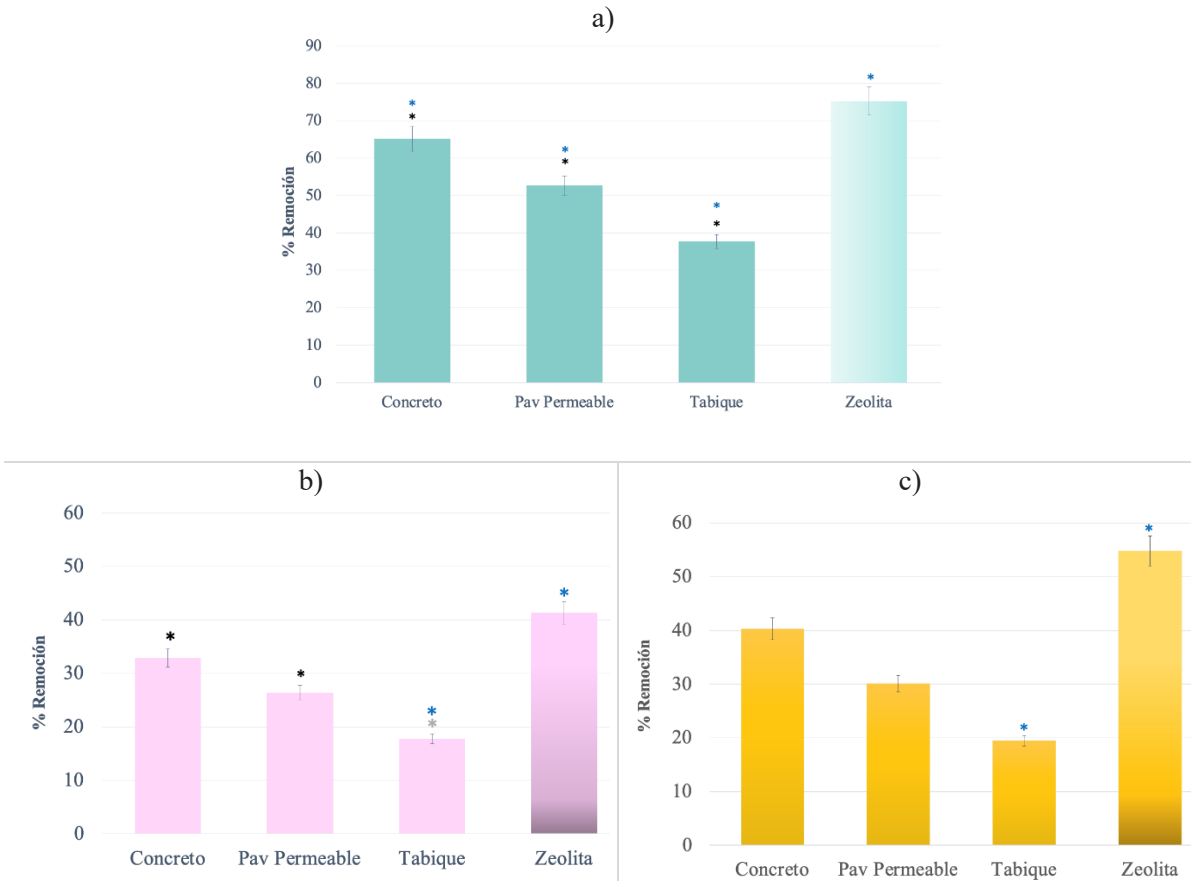


Figura 9.6 | (a) Eliminación de $N-NH_4^+$, (b) $N-NO_2^-$ y (c) de $N-NO_3^-$ del agua gris ligera en los módulos del muro verde. Los valores de cada barra y las marcas de error representan las medias y desviaciones estándar, respectivamente, de las eliminaciones determinadas en los ocho ciclos de alimentación. Los asteriscos de color negro y gris (*, *) señalan a los RCD significativamente diferentes entre sí ($p < 0.05$). Los asteriscos de color azul (*) referencian a los módulos con RCD con remociones medias con diferencias significativas ($p < 0.05$) a las demostradas por el módulo del testigo positivo.

La Figura 9.7 indica la eficiencia de eliminación de ortofosfatos del AGL mediante los diferentes módulos del muro verde. El control positivo (zeolita) disminuyó la concentración de PO_4^{3-} en un 65.5%, en promedio. Sin embargo, el material filtrante con mejor eficiencia para la remoción fue el concreto reciclado triturado, con un valor promedio de 68%; aun mayor que el control positivo. Así, los medios filtrantes empleados tuvieron el siguiente orden de eficiencia: concreto reciclado triturado > zeolita > pavimento permeable triturado > tabique triturado. El posible mecanismo de remoción de fosfatos fue su adsorción física en los espacios o poros disponibles de los RCD. Además, las plantas y los microorganismos de sus raíces y las del suelo pudieron metabolizar los fosfatos como nutrientes para su desarrollo (Balta-Crisólogo et al., 2015). Por añadidura, la formación de biopelículas en la superficie y en los poros de los materiales filtrantes permite la remoción por parte de los microorganismos acumuladores de fósforo (a través de la degradación microbiana y la absorción de fósforo del agua) eventualmente presentes (Andersson, 2009).

Un estudio realizado por Prodanovic et al. (2018) probó el rendimiento hidráulico y la eliminación de contaminantes de aguas grises mediante mezclas diferentes de medios ligeros (perlita y fibra de coco) en una pared vertical tipo columna (sin vegetación). Estos autores plantearon la hipótesis de que la acción microbiana probablemente fue el mecanismo dominante para la remoción de fosfatos.

Prodanovic et al. (2019) diseñaron un de muro verde para el tratamiento de aguas grises, con el objetivo de conocer el papel de las plantas y los factores operativos en la eliminación de nutrientes. Concluyeron que la remoción de fósforo depende del sistema de raíces de la cobertura vegetal, puesto que al inicio de su estudio el sistema de raíces aún no estaba tan desarrollado, y que la absorción general de fósforo mejora con el tiempo, lo que sugiere que el crecimiento de las plantas es un mecanismo importante de eliminación de fósforo en los muros verdes. Asimismo, Fowdar et al. (2017) desarrollaron un sistema de muros vivos que emplea plantas ornamentales (lirios *Canna*, *Lonicera japonica*, *Ornamental grape vine* y *Carex aprissa*) cultivadas en un filtro de arena para tratar las aguas residuales de duchas, baños y lavabos de un edificio en Melbourne, Australia. Ellos probaron su efectividad para la eliminación de nitrógeno (>80%) y de fósforo (-13% a 99%). Esta variación de eliminación de fósforo pudo verse comprometida a largo plazo como resultado de la lixiviación en la ausencia de cobertura vegetal. Lo anterior indica la suma importancia de la presencia de especies vegetales para remover fósforo. Igualmente, los fosfatos se eliminan por adsorción y filtración (Gholami et al., 2023). A partir del análisis estadístico, se encontró que hay diferencias significativas entre los diversos RCD. Y en cuanto a su comparación con el testigo positivo, se mostró que el módulo con pavimento permeable triturado removió fosfatos con una diferencia estadísticamente significativa con respecto al módulo empacado con tabique triturado (Figura 9.7).

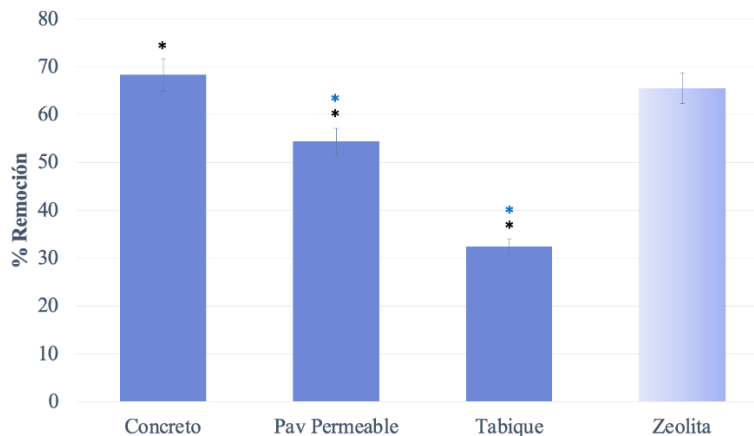


Figura 9.7 | Eliminación de ortofosfatos disueltos en el agua gris ligera en el muro verde. Los valores de cada barra y las marcas de error representan las medias y desviaciones estándar, respectivamente, de las remociones determinadas en los ocho ciclos de alimentación. Los asteriscos de color negro (*) aluden a los RCD significativamente diferentes entre sí ($p < 0.05$). Los asteriscos de color azul (*) indican los módulos con RCD con remociones medias con diferencias significativas ($p < 0.05$) a las demostradas por el módulo del testigo positivo.

Ghaitidak y Yadav (2013) realizaron un estudio acerca de las características físicas y químicas de las aguas grises de lavadora, y reportan que los valores de concentración de DQO se encuentran en un rango de 58 – 1339 mg/L, y que los de DBO₅ están comprendidos entre 44.3-462 mg/L. Se ha reportado que la materia orgánica presente en AGL está constituida principalmente por carbohidratos (25-50%), proteínas (40-60%), y aceites y grasas (10%) (Chandrappa y Das, 2014). En el presente estudio los valores de DQO y DBO₅ oscilaron entre los 205-560 mg/L y 70-460 mg/L, respectivamente. Las eficiencias medias de remoción de DQO por parte de los módulos del muro verde se muestran en la Figura 9.8(a). El RCD con mayor eficiencia media es el concreto reciclado triturado (con 71.9%), posteriormente el pavimento permeable triturado (51%) y finalmente el tabique triturado (41.4%). La Figura 9.8(b) indica las eliminaciones medias de DBO₅, y se aprecia que el concreto reciclado triturado es el RCD más eficiente (80.7%), seguido del pavimento permeable triturado y finalmente el tabique triturado, con remociones promedio 70.6% y 67.7%,

respectivamente. Es importante destacar que, en el octavo y último ciclo de riego de AGL se obtuvo un rendimiento de remoción de DQO del 86%, lo que es cercano a lo alcanzado por las plantas biológicas de tratamiento de aguas residuales municipales (Henze et al., 2003).

En este estudio, las remociones tanto de DQO como de DBO₅ fueron incrementándose con el transcurso de los ciclos. Esta tendencia coincide con algunos hallazgos de la literatura. Por ejemplo, Boano et al. (2021) evaluaron una SbN de tipo pared verde por columnas para el tratamiento de aguas grises, empleando como medio filtrante una mezcla de fibra de coco y perlita en combinación con plantas (*Hedera helix*, *Carex morrowii*, *Iris germanica*, *Lonicera nitida*, y *Ranunculus asiaticus*). Ellos reportaron una eficiencia de eliminación media de DQO del 40% y plantearon la hipótesis de que esta eficiencia aumentó significativamente con el tiempo, posiblemente debido a una tasa decreciente de liberación del medio filtrante, un aumento de la temperatura o un crecimiento progresivo de la biopelícula. Masi et al. (2016) describen la instalación de un muro verde en un edificio de oficinas en la India para tratar sus aguas grises, empleando LECA® (árido ligero de arcilla expandida), LECA más arena y LECA más fibras de coco como medios filtrantes, además de vegetación (*Abelia*, *Wedelia*, *Portulaca*, *Alternanthera*, *Duranta* y *Hemigraphis*). Obtuvieron remociones de DQO de 16-20% por parte de la LECA y del 14-86% para LECA-coco y del 7-80% por la mezcla de LECA-arena. Ellos sugieren que un escaso desarrollo de biopelículas puede disminuir las remociones de los parámetros de calidad de agua, y el proceso de filtrado se vuelve preponderante. Por lo tanto, el proceso de formación de biopelícula es esencial para permitir el desarrollo de los agentes activos involucrados en la degradación de la materia orgánica. Asimismo, Prodanovic et al. (2019) mencionan la importancia del desarrollo y crecimiento de las raíces de las plantas en los muros verdes para tratar aguas grises, puesto que favorecen a la eliminación de DQO y DBO₅.

Respecto a los análisis estadísticos de la remoción de DQO, se encontró que hay diferencias significativas entre los diversos RCD. Y en cuanto a su comparación con el testigo positivo, se mostró que el módulo con pavimento permeable triturado removió estos parámetros con una diferencia estadísticamente significativa con respecto al módulo con tabique triturado (Figuras 9.8a). En cuanto a la remoción de DBO₅, se mostró que no hubo una diferencia estadísticamente significativa entre ninguno de los diversos RCD, ni entre estos y el testigo positivo (Figura 9.8b).

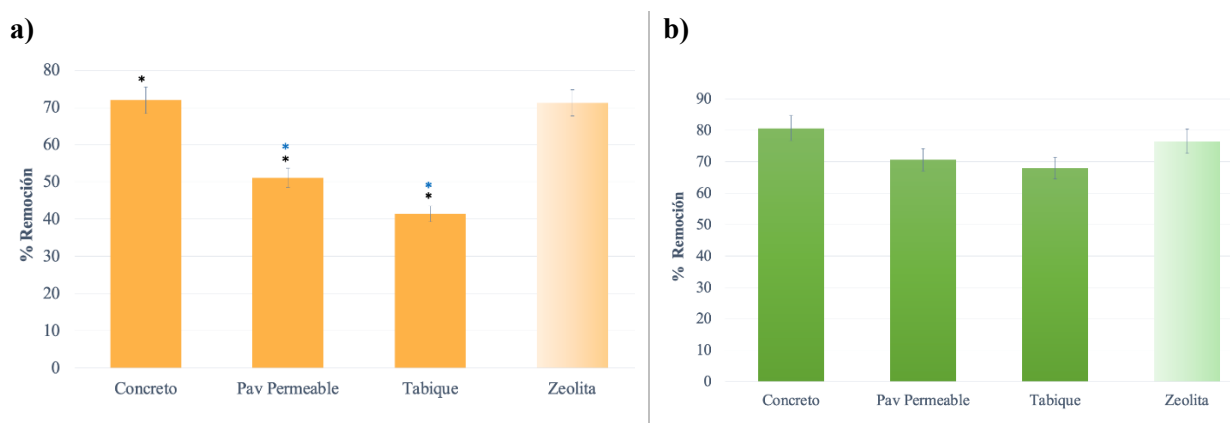


Figura 9.8 | Eliminación de a) DQO y b) DBO₅ del agua gris ligera en el muro verde. Los valores de cada barra y las marcas de error representan las medias y desviaciones estándar, respectivamente, de las remociones determinadas en los ocho ciclos de alimentación. Los asteriscos de color negro (*) aluden a los RCD significativamente diferentes entre sí ($p < 0.05$). Los asteriscos de color azul (*) indican los módulos con RCD con remociones medias con diferencias significativas ($p < 0.05$) a las demostradas por el módulo del testigo positivo.

Birks y Hill (2007) determinaron la concentración de *E. coli* en las aguas grises en un rango de 0 - $2.4 \cdot 10^6$ UFC/100 mL. Shi et al. (2018) realizaron una caracterización de aguas domésticas, y determinaron la concentración de *E. coli* presente en aguas grises provenientes de una lavadora entre $1.1 \cdot 10^5$ - $3.7 \cdot 10^6$ UFC/100 mL. En contraste, la concentración media de *E. coli* que obtuvimos durante los ocho ciclos fue de 4.9×10^7 UFC/100 mL (7.69 log), la cual es más elevada que los valores referidos. Las remociones medias de *E. coli* por parte del muro verde y sus diversos módulos con distintos tipos de RCD se presentan en la Figura 9.9.

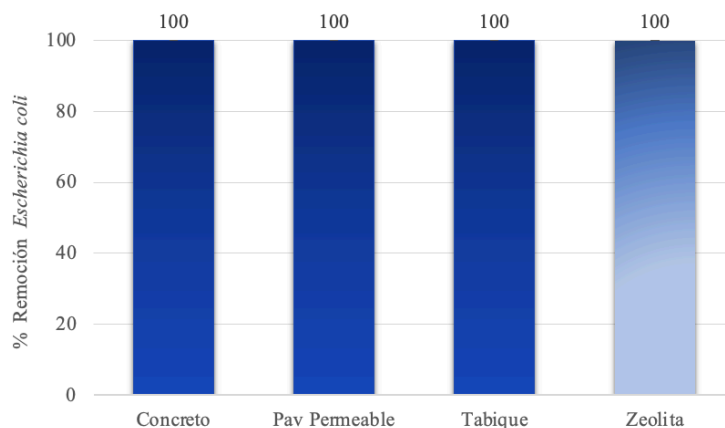


Figura 9.9 | Eliminación de *Escherichia coli* presente en el agua gris ligera en el muro verde. Los valores de cada barra y las marcas de error representan las medias y desviaciones estándar, respectivamente, de las remociones determinadas en los ocho ciclos de alimentación.

Como se puede observar en la figura anterior, en los cuatro módulos se removió el 100% del indicador microbiológico (7.69 log de *E. coli*). Algunos proyectos abordan la remoción de contaminantes biológicos de los muros verdes en el tratamiento de AG; tal es el caso de Svete (2012), quien informó la eficiencia de un muro verde para el tratamiento de aguas grises domésticas en la remoción de *Escherichia coli*. Ese sistema estaba dividido en tres secciones rellenas con áridos ligeros de arcilla expandida (LECA); una sección tenía cuatro tipos de plantas (lechuga “Amerikanischer brauner”, espinacas “Nores”, col de hoja “media alta” y caléndulas “Lord Nelson”), otra sección contaba con rejilla de geotextil, y la última, revestimiento de plástico. La sección de pared con vegetación mostró las mayores tasas de eliminación en casi todos los parámetros que midieron, especialmente de *E. coli*, con una reducción de más de 2 unidades logarítmicas (> 99%). Asimismo, Prodanovic et. al (2020) abordaron el diseño de muros verdes para el tratamiento de aguas grises artificiales por macetas y bloques, y en estos incorporó una mezcla perlita y fibra de coco (en proporciones 1:3) como materiales filtrantes en combinación con cuatro plantas: *Carex appressa*, *Nephrolepis obliterated*, *Liriope muscari* (césped de lirio gigante), y *Ophiopogon japonicus* (Mondograss), y reportaron 94% de remoción de *E. coli* (10^3 NMP/100 mL). Ellos describieron que los mecanismos de eliminación pudieron ser principalmente la adsorción o adhesión ocurridos en los materiales filtrantes, además de otros procesos fisicoquímicos. De modo similar, Boano et al. (2021) evaluaron un muro verde empacado con mezcla de fibra de coco y perlita y sembrado con cinco plantas (*Hedera helix*, *C. morrowii*, *Iris germanica*, *Lonicera nitida* y *Ranunculus asiaticus*) para el tratamiento de aguas grises sintéticas con concentraciones medias de $2.72 \cdot 10^3$ NMP/100 mL de *E. coli*, y reportaron eliminaciones promedio de 99%. Por último, Eregno et al. (2017) evaluaron la eficiencia de un muro verde para el tratamiento de aguas grises, y analizaron el riesgo para la salud asociado con la producción y el consumo de lechuga a través de una evaluación cuantitativa de riesgos microbianos. El sistema obtuvo una reducción acumulativa de $5.1 \log_{10}$ de *E. coli* en el efluente final y no se encontró *E. coli* en la biomasa de la planta. De acuerdo con los análisis estadísticos, se mostró que no

hubo una diferencia estadísticamente significativa entre ninguno de los diversos RCD, ni entre estos y el testigo positivo (Figura 9.9).

La Figura 9.10 indica la eficiencia de eliminación de Mesófilos presentes en AGL mediante los diferentes módulos del muro verde. El módulo compuesto de zeolita (control) removió estos microorganismos a razón de 97.4%, con una eficiencia similar a la del módulo con concreto reciclado triturado (96.2%). Es decir, el medio filtrante empleado llevó el siguiente orden de eficiencia: zeolita>concreto reciclado triturado>pavimento permeable triturado>tabique triturado. Se sugiere que, al igual que el indicador microbiológico *E. coli*, el posible mecanismo de remoción de microorganismos mesófilos es su adherencia en los espacios o poros de los materiales filtrantes, además de en las raíces de las plantas. Los análisis estadísticos de las remociones de microorganismos mesófilos mostraron que por parte de los módulos con RCD, se removieron con una eficiencia estadísticamente diferente entre sí; además, que no hubo una diferencia estadísticamente significativa entre los diferentes RCD con respecto al testigo positivo (la zeolita) (Figura 9.10).

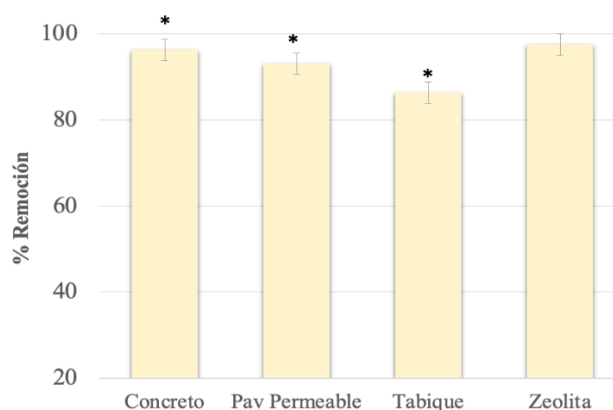


Figura 9.10 | Eliminación de microorganismos mesófilos del agua gris ligera en el muro verde. Los valores de cada barra y las marcas de error representan las medias y desviaciones estándar, respectivamente, de las remociones determinadas en los ocho ciclos de alimentación. Los asteriscos de color negro (*) aluden a los RCD significativamente diferentes entre sí ($p < 0.05$).

La Figura 9.11 indica la presencia de *P. aeruginosa* y *K. aerogenes* en los efluentes de cada uno de los módulos del muro verde. Se puede observar que en ambos casos el incremento mayor es el tabique triturado (4.04 log y 3.6 log, respectivamente), y en menor en el concreto reciclado triturado (3.6 log y 3.1 log, respectivamente). Ambos microorganismos son bacilos, que suelen encontrarse comúnmente en el medio ambiente; *P. aeruginosa* puede estar presente en suelo y agua, aunque es un patógeno oportunista, y *K. aerogenes* forma parte de la flora intestinal y suele estar presente en heces humanas, suelo, agua, cereales, frutas y verduras (Vos et al., 2009). Por lo tanto, pudieron estar presentes en el suelo o en los materiales filtrantes, e ir proliferando con el transcurso de los ciclos. Además, este tipo de SbN propicia un ambiente adecuado para su crecimiento; aportan los nutrientes presentes en el AGL y una temperatura adecuada, entre otras circunstancias positivas para su desarrollo. Trejo-Bustillos (2023) evaluó el uso de óxidos de Mn soportados en toba zeolítica para la descontaminación de aguas grises domiciliarias, y también reportó la similitud de aparición de los mismos microorganismos (*P. aeruginosa* y *K. aerogenes*) en sus efluentes. De igual manera y respecto a los análisis estadísticos, se analizó la presencia de estos coliformes (*P. aeruginosa* y *K. aerogenes*) y se encontró que no hubo una diferencia estadísticamente significativa entre ninguno de los diversos RCD, ni entre estos y el testigo positivo (Figura 9.11 a y b)

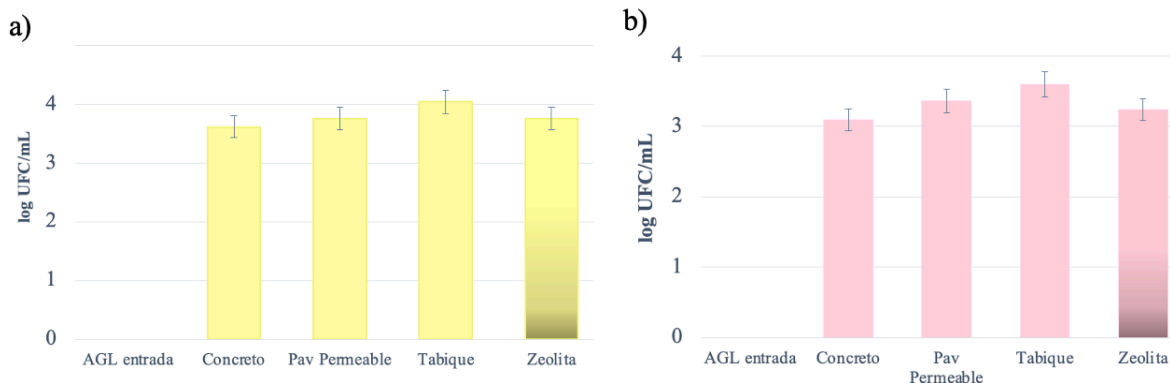


Figura 9.11 | Presencia de coliformes: a) *Pseudomonas aeruginosa* y b) *Klebsiella aerogenes* presentes en el agua gris ligera en el muro verde. Los valores de cada barra y las marcas de error representan las medias y desviaciones estándar, respectivamente, de las remociones determinadas en los ocho ciclos de alimentación.

9.3.3 Caracterización de materiales filtrantes: microscopía electrónica de barrido (MEB) y análisis elemental (EDS)

La microscopía electrónica de barrido (MEB) es una de las principales técnicas de caracterización de materiales debido a su capacidad para proporcionar detalles morfológicos y estructurales del material estudiado. Mediante esta técnica y el análisis elemental EDS se analizaron los seis materiales filtrantes empleados en cada uno de los módulos del muro verde, es decir, los tres tipos de RCD (concreto reciclado triturado, pavimento permeable triturado y tabique triturado), la zeolita, el suelo y el carbón activado granular. Asimismo, se analizaron tanto muestras de los materiales infiltrados (tras los ocho ciclos de tratamiento de AGL), como los materiales originales, es decir, los que no fueron empleados en el muro verde, con el propósito de conocer la morfología superficial de los materiales, y de detectar los posibles cambios o diferencias que hayan tenido en el transcurso del estudio.

En la Figura 9.9 se observan las superficies amorfas de las muestras de suelo original y el infiltrado a 1500 magnificaciones, mientras que en la Tabla 9.2 se recogen los análisis EDS de ambas muestras. En esta tabla se aprecia un enriquecimiento en C, N y P en el suelo infiltrado, que puede atribuirse a los contaminantes removidos de las AGL. Lo anterior es comparable con el estudio realizado por Ramamurthy y Kannan (2007), quienes de igual manera observaron las superficies de un suelo colectado de una zona industrial, con el objetivo de investigar los efectos de la contaminación ambiental por metales en el suelo, de manera que pudieran observar partículas diferentes con respecto a un suelo no impactado. Así, reportaron diversos elementos en el suelo contaminado, tales como Na, Mg, Al, Si, Cl, K, Ca, Mn, Cr, Co, Ni, Cu, y Se.

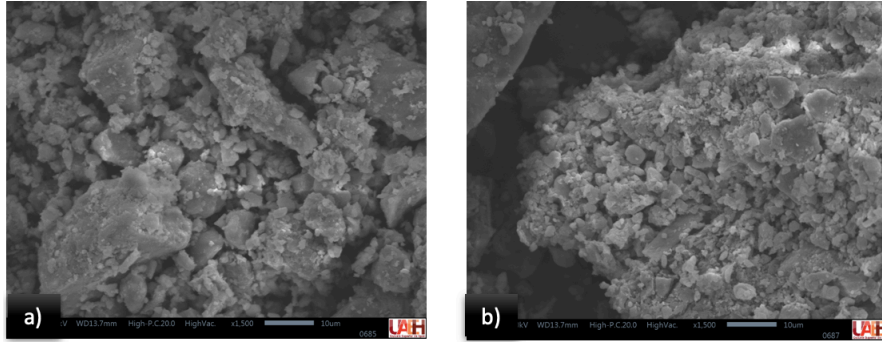


Figura 9.9 | Micrografías obtenidas por MEB de las superficies del a) suelo original y b) suelo utilizado en el muro verde para el tratamiento de agua gris domiciliarias.

Tabla 9.2 | Porcentaje de elementos presentes en el análisis de suelo original y del empleado en el muro verde.

Elemento	Contenido elemental (%)	
	Suelo original	Suelo del muro verde
C	-	15.21
N	-	3.81
O	55.92	49.65
Al	12.56	7.67
Si	31.52	22.40
P	-	1.25
Total:	100.00	100.00

En la Figura 9.10 se muestran las imágenes MEB a 2000x de las superficies del concreto reciclado triturado original y del material infiltrado tras los ocho ciclos de tratamiento del AGL. En la Figura 9.10(a) se aprecia la superficie irregular del RCD original, mientras que en la Figura 9.10(b) el mismo residuo parece tener más poros. La Tabla 9.3 muestra las composiciones elementales de estos materiales. Al igual que para las muestras de suelo, se puede observar un enriquecimiento en C, N y P en las muestras infiltradas. Esto es similar a lo reportado por Dos Reis et al. (2020), quienes emplearon RCD de tipo cemento (uno sin modificar y otro con tratamiento térmico) procedentes de una planta de reciclaje de RCD. Estos dos tipos de RCD fueron empleados como absorbentes de fosfatos de efluentes acuosos, y observaron micrografías MEB de muestras de los residuos de concreto. Las micrografías revelaron las microestructuras de los absorbentes, y evidenciaron una aglomeración desordenada de partículas finas en el absorbente sin tratamiento, mientras que, el absorbente con tratamiento tenía forma más regular y alargada debido a la cristalización de algunos elementos como Ca, carbonato y otros compuestos derivados del concreto. Asimismo, el EDS de sus absorbentes evidenciaron la presencia de elementos principales como Al y Ca, además de la presencia de fosfatos.

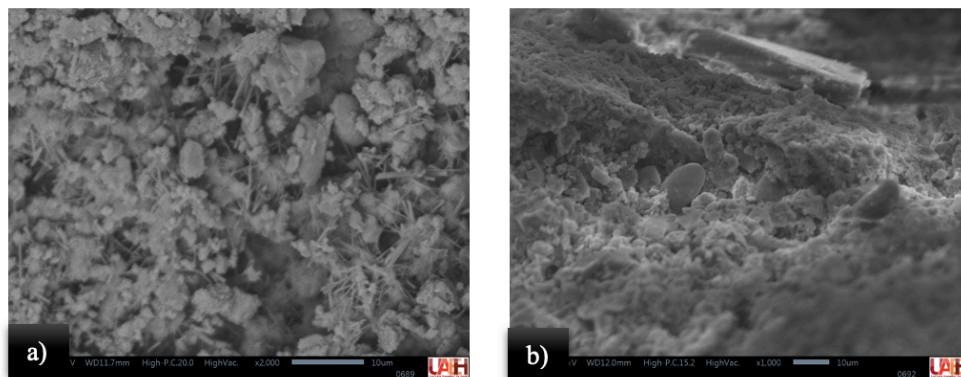


Figura 9.10 | Micrografías obtenidas por MEB de las superficies del a) concreto reciclado triturado original y b) concreto reciclado triturado utilizado en el muro verde para el tratamiento de agua gris domiciliaria.

Tabla 9.3 | Porcentaje de elementos presentes en el concreto reciclado triturado original y concreto reciclado triturado empleado en el muro verde.

Elemento	Contenido elemental (%)	
	Concreto reciclado triturado original	Concreto reciclado triturado del muro verde
C	-	2.9
N	10.42	18.57
O	42.50	30.33
Al	34.77	34.49
Si	8.31	8.92
P	-	4.79
Total:	100.00	100.00

La Figura 9.11 revela las micrografías MEB a 2000 magnificaciones de las superficies de pavimento permeable triturado original y el infiltrado por AGL. La superficie del pavimento permeable tras su empleo en el muro verde se observa irregular. Además, se destacan pequeñas estructuras de tipo hifas fúngicas, lo cual podría deberse a que los hongos crecen bien en lugares oscuros y húmedos. De igual manera, el análisis EDS reflejó que el pavimento permeable triturado empleado en el muro verde se enriqueció en C, N y P, tal como se muestra en la Tabla 9.4.

La parte mineral es el principal componente de los suelos. Esta composición geoquímica es debido a la meteorización de la roca madre que lo forman. Por lo tanto, contienen óxido de silicio. Otros componentes minerales del suelo son las arcillas filosilicatadas, que son aluminosilicatos con propiedades de interactuar con partículas cargadas (por ejemplo con cationes, como el calcio, el potasio o el magnesio y aniones) y que, pueden ser empleados por las plantas para su desarrollo (Epstein, 1994). Debido a esto y, como se puede observar en la Tabla 9.4, el pavimento permeable triturado usado en el muro verde quedó enriquecido con Si, debido a que es uno de los componentes minerales del suelo, el cual se fue lixiviando en el transcurso del riego o los ciclos de tratamiento.

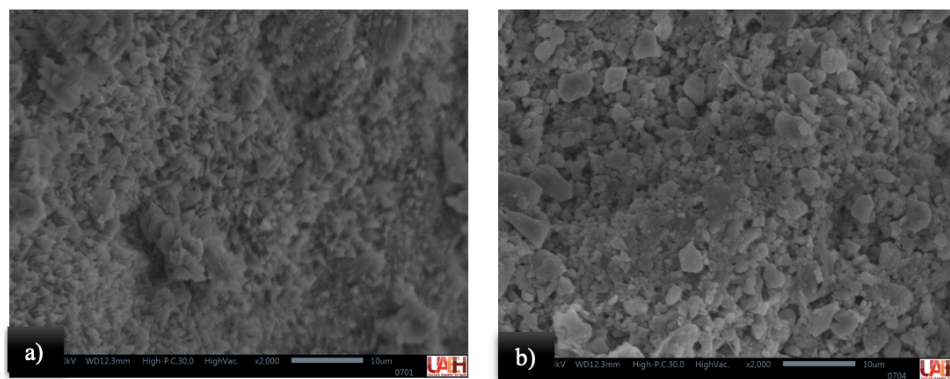


Figura 9.11 | Micrografías obtenidas por MEB de las superficies del a) pavimento permeable triturado original y b) pavimento permeable triturado utilizado en el muro verde para el tratamiento de agua gris domiciliaria.

Tabla 9.4 | Porcentaje de elementos presentes en el pavimento permeable triturado original y el pavimento permeable triturado empleado en el muro verde.

Elemento	Contenido elemental (%)	
	Pavimento permeable triturado original	Pavimento permeable triturado del muro verde
C	7.59	17.72
N	0.59	3.28
O	49.46	46.56
Al	29.99	7.82
Si	12.42	21.73
P	-	2.88
Total:	100.00	100.00

Las imágenes del tabique triturado original y el empleado en un módulo del muro para el tratamiento de AGL se despliegan en la [Figura 9.12](#). Ambas imágenes de micrografías MEB demuestran la morfología de la superficie del tabique, lo cual parece tener numerosos poros. Sin embargo, la imagen del tabique triturado después de la infiltración de AGL indica una mayor cantidad de poros, o bien, una superficie más irregular, debido quizás al contacto con el agua. Además, en la imagen del material infiltrado se puede apreciar un microorganismo adherido en uno de los poros, como parte de la biopelícula que fue formándose, o bien que haya estado presente en las AGL. La Tabla 9.5 presenta el EDS de las muestras de tabique triturado original y del tabique infiltrado; nuevamente, se observan las diferencias de porcentajes de elementos presentes en cada una, y puede distinguirse cómo en el tabique infiltrado hay más N y P que en el material original, aunque menos C. De igual modo, Edet y Ifelebuegu (2020), observaron imágenes SEM de ladrillos empleados para la adsorción de fosfatos, y proponen que la superficie irregular y la presencia de poros contribuyen a la superficie total, actuando como sitios activos para la adsorción de fosfatos. Además, reportan la siguiente composición química de las partículas del tabique (porcentaje w/w): SiO₂ (52.8%), Fe₂O₃ (8.1%), Al₂O₃ (16.34%), CaO (21.14%), MgO(1.2%) y MnO (0.23%).

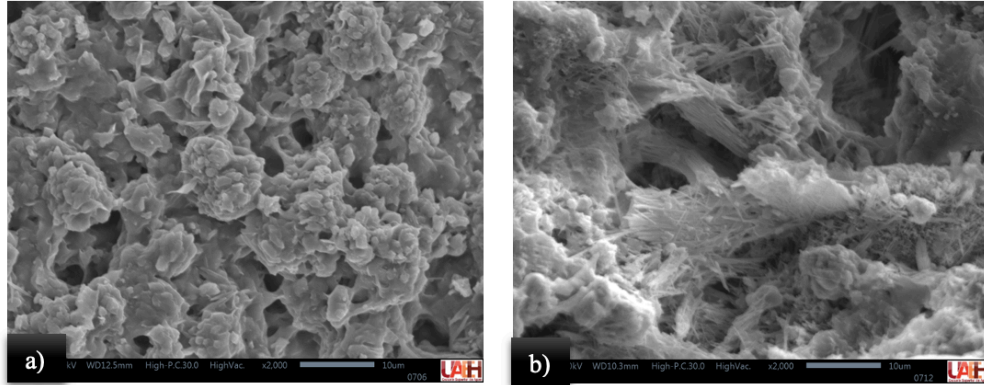


Figura 9.12 | Micrografías obtenidas por MEB de las superficies del a) tabique triturado original y b) tabique triturado utilizado en el muro verde para el tratamiento de agua gris domiciliaria.

Tabla 9.5 | Porcentaje de elementos presentes en el tabique triturado original y tabique triturado empleado en el muro verde.

Elemento	Contenido elemental (%)	
	Tabique triturado original	Tabique triturado del muro verde
C	13.53	9.20
N	-	2.32
O	45.65	45.66
Al	7.5	7.21
Si	31.19	31.12
P	-	2.16
Ca	2.13	2.33
Total:	100.00	100.00

La Figura 9.13(a) muestra las imágenes MEB de la mordenita original a 2000 magnificaciones. Se puede observar su superficie rugosa con múltiples poros, que se distinguen como áreas oscuras, además de una morfología no definida. Esto coincide con lo reportado por Trejo-Bustillos (2023) para la misma zeolita, ya que destacó la ausencia de morfología definida y la porosidad del material. En la imagen de la Figura 9.13(b) de la zeolita infiltrada, a 1000 magnificaciones, además de la porosidad del material, se aprecian cristales, posiblemente fosfatos cristalizados y adheridos al material, así como microorganismos adheridos a su superficie (Figura 9.13c). La Tabla 9.6 condensa la composición elemental de ambos materiales, y pone en evidencia, nuevamente, el enriquecimiento en C, N y P ocasionado por la infiltración del AGL, pero también en Al y Si, y la pérdida de Ca.

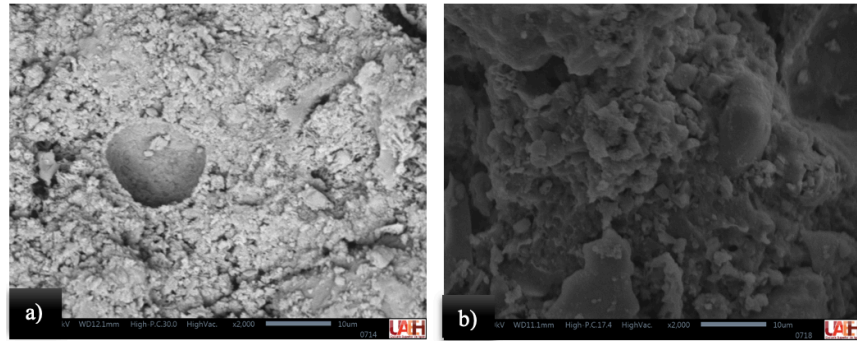


Figura 9.13 | Micrografías obtenidas por MEB de las superficies del a) zeolita original y b) zeolita utilizada en el muro verde para el tratamiento de agua gris domiciliaria.

Tabla 9.6 | Porcentaje de elementos presentes en la zeolita original y la zeolita empleada en el muro verde.

Elemento	Contenido elemental (%)	
	Zeolita original	Zeolita del muro verde
C	14.64	28.22
N	-	7.00
O	48.38	43.98
Al	2.07	5.72
Si	7.20	14.62
P	-	0.47
Ca	27.50	-
Total	100.00	100.00

La Figura 9.14 muestra las micrografías obtenidas por MEB de las superficies del CAG original y el infiltrado por el AGL tras ocho ciclos de funcionamiento del muro verde. En ambas se aprecia la morfología principal irregular del CAG. La Tabla 9.7 presenta el análisis EDS de ambas muestras. Se observa que el CAG original se encuentra compuesto esencialmente por C, O y trazas de Al, mientras que el CAG infiltrado presenta N, P y Si; este último muy probablemente provino de los materiales filtrantes circundantes. Patel et al. (2022) trataron aguas grises reales utilizando carbón activado de aserrín impregnado con $ZnCl_2$; observaron la misma morfología irregular, con los microporos característicos del CA, además de su deshidratación natural debido a la impregnación del agente utilizado en la activación, que degradó más intensamente su superficie.

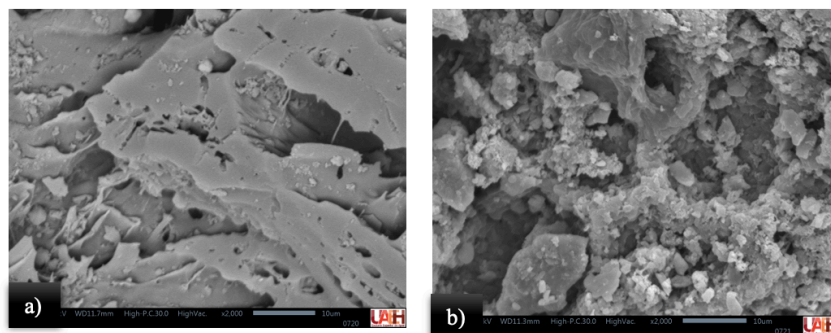


Figura 9.14 | Micrografías obtenidas por MEB de las superficies del a) carbón activado granular original y b) carbón activado granular utilizado en el muro verde para el tratamiento de agua gris domiciliaria.

Tabla 9.7 | Porcentaje de elementos presentes en el carbón activado granular (CAG) original y carbón activado granular (CAG) empleado en el muro verde.

Elemento	Contenido elemental (%)	
	CAG original	CAG del muro verde
C	90.80	60.07
N	-	5.13
O	8.52	27.55
Al	0.26	0.26
Si	-	0.45
P	-	6.95
Total:	100.00	100.00

9.3.4 Viabilidad del reúso del agua tratada

La Tabla 9.8 presenta los parámetros de calidad del AGL doméstica a la entrada y la salida del muro verde, así como los límites máximos permisibles establecidos por la norma mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021 para el reúso de aguas residuales en el riego de áreas verdes o para otros tipos de riego (SEMARNAT, 2022).

Tabla 9.8 | Parámetros promedio de calidad del agua gris domiciliaria en la entrada y a la salida de los módulos del muro verde.

Parámetros	Afluente	Efluente				NOM-001*	
		Muro verde por módulos (valores medios)				Irrigación de áreas verdes ^a	Infiltración y otros usos de irrigación ^b
		Valores medios	Concreto reciclado triturado	Pavimento permeable triturado	Tabique triturado		
Turbidez (A_{600})	0.444	0.211	0.270	0.326	0.199	-	-
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1329	1164	1242	1275	1053	-	-
pH	9.08	7.61	7.84	8.23	7.46	6 – 9	6 – 9
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	2.25	0.73	1.03	1.37	0.53	-	-
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	4.57	1.47	2.1	3.1	1.58	-	-
DQO (mg/L)	372.98	107	182	216	109	84	210
DBO ₅ (mg/L)	272.5	64.38	92.5	101.25	77	-	-
<i>Escherichia coli</i> (UFC/mL)	5.6 log	0	0	0	0	600 [§]	600 [§]

* Límites máximos permisibles establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-2021 como valores instantáneos para riego de áreas verdes^a e infiltración y otros usos de riego^b (SEMARNAT, 2022).

CE: conductividad eléctrica

[§] expresado en NMP/100 mL

Como se explicó con anterioridad y se puede observar en la tabla anterior, el módulo empacado con concreto reciclado triturado fue el que presentó mayor eficiencia en la remoción de los parámetros

evaluados. El orden de eficiencia para la remoción de contaminantes mediante los diversos módulos con RCD que contemplan el muro verde fue la siguiente: concreto reciclado triturado > pavimento permeable triturado > tabique triturado. Respecto a la A_{600} , la eficiencia media en el módulo empacado con concreto reciclado triturado fue del 52%, de CE del 12.5%, de $N-NH_4^+$ del 65.2%, de fosfatos de 68.3%, de DQO de 71.9%, de DBO_5 de 80.7%, y del indicador microbiológico *E. coli*, 100%.

Los valores medidos en el último (octavo) ciclo para los diversos parámetros analizados en el agua infiltrada por parte del módulo con concreto reciclado triturado fueron: de A_{600} 0.45, de CE 1120 μ S/cm, de pH 7.3, de $N-NH_4^+$ 1.7mg/L, de fosfatos 1.6 mg/L, de DQO 54 mg/L, de DBO_5 15 mg/L y, del indicador microbiológico *E. coli* 0 UFC/mL. De esta manera y con respecto al análisis de los límites permisibles máximos establecidos con la normatividad mexicana (NOM-001-SEMARNAT-2021), podemos inferir que, sí se cumple la norma y, por lo tanto, su efluente es apto para su reúso *in situ*, en actividades que no requieran calidad de agua potable, o bien, para riego de áreas verdes, infiltración y otros usos de irrigación.

9.4 Conclusiones

La propuesta de este proyecto, es decir, un muro verde empacado con RCD para tratar y reusar las AGL, tiene el potencial de resolver las problemáticas de una zona densamente poblada con pocas plantas municipales de tratamiento de aguas residuales (que tienen altos costos de energía, construcción y gestión), o las de casas habitación con poco espacio para adoptar soluciones de tratamiento naturales y que enfrenten escasez de agua de abastecimiento. Así, esta SbN es un sistema natural de bajo costo para áreas urbanas con cierta disponibilidad de superficies verticales que además conlleva otros beneficios como la mejora de la calidad del aire, aislamiento térmico, reducción acústica y una estética agradable.

En el presente estudio se evaluó un muro verde, con diversos módulos empacados con tres tipos de RCD (concreto reciclado triturado, pavimento permeable triturado y tabique triturado) como materiales filtrantes y en combinación con cuatro especies de plantas preseleccionadas, para el tratamiento de aguas grises domésticas. Los resultados obtenidos mostraron que el mejor rendimiento para la remoción de diversos parámetros (turbidez, CE, pH, $N-NH_4^+$, NO_2^- , NO_3^- , PO_4^3 , DQO, DBO_5 y análisis microbiológicos (*E. coli* y otros coliformes; *P. aeruginosa* y *K. aerogenes*, y mesófilos) fue por parte por parte del concreto reciclado triturado, posteriormente, del pavimento permeable triturado y al final, el tabique triturado. La calidad del agua de los efluentes tratados por parte del concreto reciclado triturado en el último ciclo cumplió con la normatividad mexicana (NOM-001-SEMARNAT-2021) de acuerdo con los límites permisibles en términos de pH, DQO y *Escherichia coli*. Es decir, la calidad de esta agua infiltrada es apta para su reúso en el riego de áreas verdes o para otros tipos de riego, o bien, en actividades domésticas *in situ*. Sin embargo, es importante mencionar que posterior a la infiltración del AG en el muro verde, podría emplearse algún sistema de desinfección adicional (posiblemente cloración o lámpara UV) al tratamiento si se pretende reusar con algún otro objetivo más específico. Igualmente, se encontró que las remociones de los contaminantes considerados fueron adecuadas en el último ciclo, lo que pone en evidencia la importancia del periodo de arranque del sistema para conseguir una biomasa adecuada que lleve a cabo el tratamiento del agua. Un tiempo de residencia hidráulico aún mayor podría aumentar aún más la eficiencia de eliminación, y una manera conseguirlo sería incluir la recirculación de las aguas grises tratadas, lo que podría investigarse en futuros estudios.

En este trabajo se muestra que la inclusión de RCD es una contribución potencial de las SbN de tipo muro verde, no solo para la gestión del agua, sino también en la circularidad de los materiales o residuos de la industria de la construcción y lo generado en las ciudades.

9.5 Referencias bibliográficas

- Addo-Bankas, O., Zhao, Y., Vymazal, J., Yuan, Y., Fu, J., Wei, T. (2021) Green walls: A form of constructed wetland in green buildings. *Ecological Engineering* 169, 106321.
- Aguirre-Álvarez, E., Lizárraga-Mendiola, L., Coronel-Olivares, C., Tavizón-Pozos, J. A., Vázquez-Rodríguez, G. A. (2023a) Desempeño de residuos de la construcción y la demolición en soluciones basadas en la naturaleza para el tratamiento de aguas grises ligeras. *Tendencias en energías renovables y sustentabilidad (TERYS)* 2(1), 200-212
- Aguirre-Álvarez, E., Lizárraga-Mendiola, L., Coronel-Olivares, C., Tavizón-Pozos, J. A., Vázquez-Rodríguez, G. A. (2023b) Evaluación de una paleta vegetal apta para el tratamiento de aguas grises ligeras en soluciones basadas en la naturaleza. Tratamiento de aguas grises ligeras en una solución basada en la naturaleza. *Ingeniería del Agua* 15(1), 183-196.
- Aicher, A., Melanie, B., Jörg, L., Silvio, B. (2022) Vertical green system for gray water treatment: Analysis of the VertiKKA-module in a field test. *Frontiers in Environmental Science* 10.
- Andersson, S. (2009). *Characterization of Bacterial Biofilms for Wastewater Treatment*, Ph D thesis, Royal Institute of Technology (KTH), Sweden.
- APHA (2012) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22nd edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington D.C.
- Azkorra, Z., Perez, G., Coma, J., Cabeza, L.F., Bures, S., Alvaro, J.E., Erkoreka, A., Urrestarazu, M. (2015) Evaluation of green walls as a passive acoustic insulation system for buildings. *Applied Acoustics* 89, 46–56.
- Balta-Crisólogo, R. A., Rodríguez del castillo, A. M., Guerrero-Abad, r., Cachique, D, Alva-Plasencia, E., Luis-Arévalo, L., Loli, O. (2015) Absorción y concentración de nitrógeno, fósforo y potasio en sachá inchi (*Plukenetia volubilis* l.) en suelos ácidos, San Martín, Perú. *FOLIA Amazónica* 24 (2), 123 – 130.
- Birks, R., Hills, S. (2007) Characterisation of indicator organisms and pathogens in domestic greywater for recycling, *Environmental Monitoring Assessment* 129, 61–69.
- Boano, F., Caruso, A., Costamagna, E., Ridolfi, L., Fiore, S., Demichelis, F., Galvão, A., Piscoiro, J., Rizzo, A., Masi, F. (2020) A review of nature-based solutions for greywater treatment: Applications, hydraulic design, and environmental benefits. *Science of the Total Environment* 711, 134731.
- Boano, F., Caruso, A., Costamagna, E., Fiore, S., Demichelis, F., Galvão, A., Piscoiro, J., Rizzo, A., Masi, F. Assessment of the Treatment Performance of an Open-Air Green Wall Fed with Graywater under Winter Conditions *ACS ES&T Water* 1(3), 595-602
- Chandruppa, R., Das, D. B. (2014) *Sustainable Water Engineering. Theory and Practice* 1st Ed. John Wiley & Sons, Ltd, 110-122.
- Chen, H. F., Lin, Y. J., Chen, B. H., Yoshiyuki, I., Liou, S. Y. H., Huang, R. T. (2018) A further investigation of NH₄⁺ removal mechanisms by using natural and synthetic zeolites in different concentrations and temperatures. *Minerals* 8(11).
- Coleman, N.J., Lee, W., Slipper, I.J. (2005) Interactions of aqueous Cu²⁺, Zn²⁺ and Pb²⁺ ions with crushed concrete fines. *Journal Hazardous Materials* 121(1-3), 203-213.
- Coma, J., Perez, G., De Gracia, A., Bures, S., Urrestarazu, M., Cabeza, L.F. (2017) Vertical greenery systems for energy savings in buildings: a comparative study between Green walls and green facades. *Building Environment* 111, 228–237.
- Cominato, V., Canteras, F.B., Gachet, L.A., Cecche-Lintz, R.C. (2022) The effect of granulometry of natural and recycled coarse aggregate on permeable concrete properties. *Materials Today Proceeding* 65(2), 1711-1718.
- CONAGUA (2019) *Estadísticas de agua en México 2019*. Comisión Nacional del Agua. México.
- Dos Reis, S.G., Cazacliu, B.G., Correa, R.C., Ovsyannikova, E., Kruse, A., Sampaio, C.H., Lima, E.C., Dotto, G.L. (2020) Adsorption and recovery of phosphate from aqueous solution by the construction and demolition wastes sludge and its potential use as phosphate-based fertiliser. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 8(1), 103605.

- Edet, U., Ifelebuegu, A. (2020) Kinetics, Isotherms, and Thermodynamic Modeling of the Adsorption of Phosphates from Model Wastewater Using Recycled Brick Waste. *Processes* 8, 665.
- Eregno, F. E., Moges, M. E., Heistad, A. (2017) Treated Greywater Reuse for Hydroponic Lettuce Production in a Green Wall System: Quantitative Health Risk Assessment. *Water* 9, 454.
- Epstein E. (1994). The anomaly of silicon in plant biology. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 91(1), 11–17.
- FAO (2020) Soil testing methods manual. Soil Doctors Global Programme. A farmer-to-farmer training programme. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, 2020
- Fowdar, H., Hatt, B., Breen, P., Cook, P., Deletic, A. (2017) Designing living walls for greywater treatment. *Water Research* 110, 218-232.
- Galvão, A., Martins, D., Rodrigues, A., Manso, M., Ferreira, J., Matos, C.S. (2022) Green walls with recycled filling media to treat greywater. *Science of Total Environment* 842, 156748.
- Ghaitidak, D. M., Yadav, K. D. (2013) Characteristics and treatment of greywater. *Environmental Science and Pollution Research* 20, 2795- 2809.
- Gholami, M., O'Sullivan, D.A., Mackey, H. R. (2023) Nutrient treatment of greywater in green wall systems: A critical review of removal mechanisms, performance efficiencies and system design parameters, *Journal of Environmental Management* 345, 118917.
- Günter, F. (2000) Wastewater treatment by greywater separation: Outline for a biologically based greywater purification plant in Sweden. *Ecological Engineering* 15, 139–146.
- Hammer, O., Harper D.A.T., Ryan, P.D. (2001) PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1), 9.
- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J. L., Arvin, E. (2002) *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*. Springer-Verlag, Berlin.
- INEGI (2020) Censos y Conteos de Población y Vivienda. Encuesta Intercensal. Subsistema de Información Demográfica y Social. El Instituto Nacional de Estadística y Geografía INEGI. <https://www.inegi.org.mx>
- Jim, C. Y. (2015) Greenwall classification and critical design-management assessments. *Ecological Engineering* 77, 348–362.
- Kabisch, N., van den Bosch, M. A. (2017) Urban Green Spaces and the Potential for Health Improvement and Environmental Justice in a Changing Climate. *Nature-Based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas. Theory and Practice of Urban Sustainability Transitions*. Springer, Cham
- Lakho, F. H., Vergote, J., Ihsan-Ul-Haq Khan, H., Depuydt, V., Depreeuw, T., Van Hulle, S.W.H., Rousseau, D. P. (2021) Total value wall: full scale demonstration of a green wall for grey water treatment and recycling. *Journal Environmental Management* 298, 113489.
- Li, F., Wichmann, K., Otterpohl, R. (2009). Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of the Total Environment* 407, 3439–3449.
- Lim, W. R., Kim, S. W., Lee, C. H., Choi, E. K., Oh, M. H., Seo, S. N., Park, H. J., Hamm, S. Y. (2019) Performance of composite mineral adsorbents for removing Cu, Cd, and Pb ions from polluted water. *Scientific Reports* 9, 1–10.
- Lin, L., Wu, B. (2022) Water permeability behavior of recycled lump/aggregate concrete. *Construction and Building Materials* 323, 126508
- Manso, M., Castro-Gomes, J. (2015) Green wall systems: a review of their characteristics. *Renewable and Sustainable Energy Review* 41, 863–871.
- Masi, F., Bresciani, R., Rizzo, A., Edathoot, A., Patwardhan, N., Panse, D., Langergraber, G. (2016) Green walls for greywater treatment and recycling in dense urban areas: A case-study in Pune. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development* 6(2), 342- 357
- Mubarak, A., Howald, R. A., Woodriff, R. (1977) Elimination of chloride interferences with mercuric ions in the determination of nitrates by the phenoldisulfonic acid method. *Analytical Chemistry* 6(46), 857–860.
- Osorno, R. H. A (2009) *Evaluación del proceso de coagulación-floculación de una planta de tratamiento de agua potable*. Universidad Nacional De Colombia Sede Medellín.
- Parjane, S. B., Sane, M. G. (2011) Performance of grey water treatment plant by economical way for Indian rural development. *ChemTech Research* 3(4), 1808– 1815.

- Patel, P., Gupta, S., Mondal, P. (2022) Modeling of continuous adsorption of greywater pollutants onto sawdust activated carbon bed integrated with sand column. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 10(2), 107155.
- Patil, P. D., Bhange, V., Shende, S., Ghorpade, P.(2022) Greywater characterization of an Indian household and potential treatment for reuse. *Water-Energy Nexus* 5, 1-7.
- Perini, K., Magliocco, A., Giulini, S. (2017) Vertical greening systems evaporation measurements: does plant species influence cooling performances? *International Journal of Ventilation* 16, 152–160.
- Pettit, T., Irga, P. J., Abdo, F. R. Torpy (2017) Do the plants in functional green walls contribute to their ability to filter particulate matter?, *Building and Environment* 125, 299-307.
- Primo-Yúfera, E., Carrasco-Dorrién, J. M. (1973). Análisis de suelos. *Química agrícola* 1a ed. Madrid: Alhambra.
- Prodanovic, V. Hatt, B. McCarthy, D., Deletic, A. (2020) Green wall height and design optimization for effective greywater pollution treatment and reuse. *Journal of Environmental Management* 261, 100173.
- Prodanovic, V., McCarthy, D., Hatt, B., Deletic A. (2019) Designing green walls for greywater treatment: The role of plants and operational factors on nutrient removal. *Ecological Engineering* 130, 184–195
- Prodanovic, V., Zhang, K., Hatt, B., McCarthy, D., Deletic, A. (2018) Optimisation of lightweight green wall media for greywater treatment and reuse. *Building and Environment* 131, 99–107.
- Pucher, B., Irene Zluwa, Philipp Spörl, Ulrike Pitha, Günter Langergraber (2022) Evaluation of the multifunctionality of a vertical greening system using different irrigation strategies on cooling, plant development and greywater use, *Science of The Total Environment* 849, 157842.
- Pucher, B., Ruiz, H., Paing, J., Chazarenc, F., Molle, P., Langergraber, G., (2017) Using numerical simulation of a one stage vertical flow wetland to optimize the depth of a zeolite layer. *Water Science and Technology* 75, 650–658.
- Ramamurthy, N., Kannan, S. (2007) SEM-EDS Analysis of soil and plant (*calotropis gigantea* linn) collected from an industrial village, Cuddalore dt, Tamil Nadu, India. *Romanian Journal Biophys* 19(3), 219–226.
- Rivera, E., Sánchez, M., Domínguez, H. (2018) pH como factor de crecimiento en plantas. *Revista de Iniciación Científica* 4, 101-105.
- Sasikala, S., Tanaka, N., Wah H. S. W., Jinadasa, K. B. (2009) Effects of water level fluctuation on radial oxygen loss, root porosity, and nitrogen removal in subsurface vertical flow wetland mesocosms. *Ecological Engineering* 35(3), 410-417.
- Selvaraju, N., Pushpavanam, S. (2009) Adsorption characteristics on sand and brick beds. *Chemical Engineering Journal* 147(2-3), 130-138
- SEMARNAT (2022) Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación, 11 de marzo de 2022.
- Shi, K., Wang, C., Jiang, S. (2018) Quantitative microbial risk assessment of Greywater on-site reuse. *The Science of the Total Environment* 635, 1507-1519.
- Svete, L. E. (2012) *Vegetated Greywater Treatment Walls: Design Modifications for Intermittent Media Filters*. Tesis de maestría. Department of Mathematical Sciences and Technology (IMT). Norwegian University of Life Sciences (UMB)
- Trejo-Bustillos, P. R. (2023) *Uso de óxidos de Mn soportados en toba zeolítica para la descontaminación de aguas grises domiciliarias*. Tesis de maestría, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México.
- Volk, J. C., Volk B. C., Kaplan, A. L. (1997) Chemical composition of biodegradable dissolved organic matter in streamwater. *Limnology and Oceanography* 42, 39-44.
- Vos, P., Garrity, G., Jones, D., Krieg, N., Ludwig, W., Rainey, F., Whitman, W. (2009) *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*, 2nd ed. Vol. 3 Springer-Verlag. New York, USA.
- Wang, Y., Bakker, F., De Groot, R., Wörtche, H. (2014) Effect of ecosystem services provided by urban green infrastructure on indoor environment: a literature review. *Building and Environment* 77, 88–100.

- Widiastuti, N., Wu, H., Ang, H., Zhang, D. (2008) The potential application of natural zeolite for greywater treatment. *Desalination* 218(1-3), 271-280
- Wong, N. H., Kuang-Tang, A. Y., Tan, P. Y., Sia, A., Wong, N. C. (2010) Perception Studies of Vertical Greenery Systems in Singapore. *Journal of Urban Planning and Development* 136(4), 287-383.
- Yang, Y., Zhang, L., Zhao, Y. Q., Wang, S. P., Guo, X. Guo, C., Wang, Y. L. Ren, Y. X., Wang, X. C. (2011) Towards the development of a novel construction solid waste (CSW) based constructed wetland system for tertiary treatment of secondary sewage effluents, *Journal of Environmental Science and Health: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering* 46(7), 758-763.
- Zhang, G., Ma, K., Zhang, Z., Shang, X., Wu, F. (2020) Waste Brick as Constructed Wetland Fillers to Treat the Tail Water of Sewage Treatment Plant. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 104(2), 273–281.

PARTE III: CONCLUSIONES GENERALES Y PERSPECTIVAS

10. Conclusiones generales y perspectivas

10.1 Conclusiones

En el presente trabajo, se evaluó el desempeño de una paleta vegetal compuesta por cinco plantas vasculares (*Portulaca grandiflora*, *Tradescantia pallida*, *Chrysopogon zizanioides*, *Sansevieria trifasciata* y *Nephrolepis obliterata*) en SbN a escala laboratorio, es decir, en macetas rellenas con materiales filtrantes convencionales (suelo, carbón activado, zeolita, arena y grava) para el tratamiento de aguas grises ligeras (AGL). La cubierta vegetal con la mayor eficiencia en la mejora de la calidad del agua fue *C. zizanioides*, posteriormente, *P. grandiflora* y *T. pallida*, luego, *N. obliterata* y, finalmente, *S. trifasciata*. Debido a que esta última planta ejerció los menores porcentajes de eficiencia, se decidió descartarla para los experimentos subsecuentes. Cabe destacar que estas especies de plantas se adaptaron con éxito a las aguas grises, por lo que pueden considerarse como una buena opción en el diseño de SbN que tengan este propósito.

Para la evaluación de SbN para el tratamiento de AGL, se consideraron cuatro tipos de RCD (concreto reciclado, pavimento permeable, ladrillo, azulejo) como materiales filtrantes y en combinación con las cuatro plantas seleccionadas anteriormente. Se realizaron pruebas de tratamiento individual a escala laboratorio para conocer su desempeño, y se identificó que los RCD funcionaron con el siguiente orden de eficiencia: concreto reciclado > pavimento permeable > ladrillo > azulejo en la remoción de los contaminantes presentes en las AGL. Asimismo, se evidenció que las unidades de tratamiento individual empacadas con concreto reciclado y sembradas con la especie *C. zizanioides* fueron las más eficientes.

De acuerdo con los resultados previos, se llevó a cabo la evaluación del desempeño de una SbN de tipo muro verde a escala real para el tratamiento de AGL domésticas y su posterior reúso *in situ*. El muro verde consistió en cuatro módulos: tres de ellos empacados con los RCD preseleccionados (concreto reciclado, pavimento permeable y ladrillo) y uno de ellos con zeolita (como testigo positivo por ser un material convencional), además de CAG y suelo, y en combinación con las plantas preseleccionadas (*C. zizanioides*, *P. grandiflora*, *T. pallida*, *N. obliterata*). Los resultados demostraron que el módulo comprendido con concreto reciclado triturado es la configuración que mejor eliminó los contaminantes evaluados (turbidez, CE, pH, N-NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, PO₄³⁻, DQO, DBO₅ y *Escherichia coli*). La calidad de los efluentes de los módulos empacados con concreto reciclado triturado, pavimento permeable triturado y tabique triturado cumplieron con los límites permisibles de la normatividad mexicana (NOM-001-SEMARNAT-2021) en términos de pH, DQO y *E. coli*, por lo que concluimos que el agua tratada mediante esta SbN es apta para su reúso en el riego de áreas verdes y otros tipos de riego, y puede emplearse en actividades domésticas *in situ* que no requieran calidad de agua potable; por ejemplo, en el lavado de pisos, la descarga del inodoro, lavado de los autos, limpieza de vidrios, etcétera.

El presente estudio evidencia que los RCD pueden incluirse en SbN, como en este caso de tipo muro verde, para el tratamiento y reúso de AGL. Puesto que los muros verdes son sistemas verticales que pueden adaptarse a áreas urbanas con espacios reducidos, son de bajo costo y mejoran la estética del área donde es colocado, la propuesta de este trabajo constituye una opción que contribuye a la gestión sustentable del agua residual doméstica, que ofrece servicios ecosistémicos y también soluciones a diversos retos actuales de la sociedad mexicana, como el uso circular de los RCD.

10.2 Perspectivas

Dentro de las perspectivas de este estudio, consideramos que debido a los altos valores de eficiencia de remoción de contaminantes presentes en AGL demostrados en los últimos ciclos de tratamiento, sería conveniente ampliar los ciclos de tratamiento de AGL domésticas a modo de determinar si existe una mejora en la eficiencia, o bien, de validar su punto de saturación (de acuerdo a cada material). Además, sería de gran interés continuar con la evaluación del muro verde pero empacado únicamente con el RCD que demostró mayor eficiencia para la remoción de contaminantes (particularmente de DQO y DBO), es decir, empleando el concreto reciclado y posiblemente, en combinación con zeolita.

Igualmente, sería de gran interés realizar el escalamiento del muro verde a condiciones urbanas o de diversas necesidades, considerando el número de habitantes, sus hábitos, requerimientos de aguas y el flujo de salida de aguas grises domésticas. Así, el estudio podría contemplar la evaluación del tratamiento de mayores volúmenes de AGL. De igual manera, se podría validar la conveniencia de emplear los RCD, pero basándonos en el análisis del ciclo de vida de cada uno de los RCD a implementar.