

Evaluación del balance de carbono en una planta de tratamiento de aguas residuales basada en humedales artificiales

Mejía Peralta Fernanda Estefanía

Departamento de Ciencias de la Tierra y de la Construcción, carrera de Ingeniería Civil, Universidad de las Fuerzas Armadas – ESPE, Ecuador

Vicent Benedito Durá

Carmen Hernández Crespo

IIAMA (Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente)
Universitat Politècnica de València, España

[Doi: 10.19044/esipreprint.8.2024.p304](https://doi.org/10.19044/esipreprint.8.2024.p304)

Approved: 15 August 2024

Posted: 16 August 2024

Copyright 2024 Author(s)

Under Creative Commons CC-BY 4.0

OPEN ACCESS

Cite As:

Fernanda Estefanía M.P., Durá V.B. & Crespo C.H. (2024). *Evaluación del balance de carbono en una planta de tratamiento de aguas residuales basada en humedales artificiales*. ESI Preprints. <https://doi.org/10.19044/esipreprint.8.2024.p304>

Resumen

Los humedales artificiales han demostrado su utilidad en el tratamiento de aguas residuales siendo herramientas claves en las acciones para mitigar el cambio climático al actuar como sumideros de carbono. No obstante, esta capacidad de captura se ve contrarrestada por las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) generadas durante los procesos bacterianos de descontaminación que ocurren en el sustrato de los humedales. Por lo tanto, es crucial establecer un balance de carbono que considere el carbono capturado por la vegetación a través de fitodepuración y el sustrato, frente a los GEI emitidos, los cuales son expresados en términos de CO₂ equivalente (CO₂e), considerando el potencial de calentamiento global a 100 años. En este estudio, el balance incluye las emisiones directas de CH₄ y N₂O, así como las emisiones indirectas de N₂O, calculadas utilizando la metodología del Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC). Las emisiones de CO₂ no biogénico fueron despreciadas, y el CO₂ biogénico no fue considerado como GEI. Se evaluaron dos alternativas de tratamiento de aguas residuales utilizando

humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH) y de flujo vertical (HAFSSV) como tratamiento biológico secundario: i) Pretratamiento + Tanque Imhoff + HAFSSH; y ii) Pretratamiento + Tanque Imhoff + HAFSSV. Ambas alternativas incluyen un HAFSSV para el tratamiento de fangos primarios. El balance de carbono se calculó para evaluar la capacidad de los humedales artificiales tanto de forma independiente como dentro de un sistema integral de tratamiento de aguas residuales. Los resultados demostraron que en ambas tipologías de humedales, la fijación de carbono supera a las emisiones de GEI, permitiéndoles funcionar como sumideros de carbono. Notablemente, el HAFSSV fue más eficiente en la captura de carbono por unidad de área de implantación en comparación con el HAFSSH, considerando estándares similares de calidad del agua efluente. Por otro lado, el sistema integral de tratamiento de aguas residuales resultó ser una fuente neta de carbono, siendo los tanques Imhoff los principales responsables de las emisiones de CO₂e en ambas alternativas evaluadas. Se recomienda investigar alternativas de tratamiento de aguas residuales que permitan prescindir de las unidades de tratamiento primario, con el objetivo de que el sistema integral funcione como un sumidero de carbono, logrando una mayor eficiencia tanto en la depuración del agua como en la mitigación del cambio climático.

Palabras clave: Humedales artificiales, tratamiento, aguas residuales, gases efecto invernadero, balance de carbono, metano, óxido nitroso, dióxido de carbono, sumidero

Carbon Balance Assessment of a Wastewater Treatment Plant Based on Constructed Wetlands

Mejía Peralta Fernanda Estefanía

Departamento de Ciencias de la Tierra y de la Construcción, carrera de Ingeniería Civil, Universidad de las Fuerzas Armadas – ESPE, Ecuador

Vicent Benedito Durá

Carmen Hernández Crespo

IIAMA (Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente)
Universitat Politècnica de València, España

Abstract

Constructed wetlands have demonstrated their usefulness in wastewater treatment as key tools in climate change mitigation actions by acting as carbon sinks. However, this capture capacity is offset by greenhouse gas (GHG) emissions generated during the bacterial decontamination processes that occur in the wetland substrate. Therefore, it is crucial to establish a carbon balance that considers the carbon sequestered by the vegetation through phytodegradation and the substrate versus the GHG emitted, which are expressed in terms of CO₂ equivalent (CO_{2e}), considering the 100-year global warming potential. In this study, the balance includes direct CH₄ and N₂O emissions, as well as indirect N₂O emissions, calculated using the methodology of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Non-biogenic CO₂ emissions were disregarded, and biogenic CO₂ was not considered as a GHG. Two wastewater treatment alternatives were evaluated using horizontal subsurface flow (HAFSsH) and vertical flow (HAFSsV) constructed wetlands as secondary biological treatment: i) Pretreatment + Imhoff Tank + HAFSsH; and ii) Pretreatment + Imhoff Tank + HAFSsV. Both alternatives include a HAFSsV for primary sludge treatment. The carbon balance was calculated to evaluate the capacity of constructed wetlands both independently and within an integrated wastewater treatment system. The results showed that in both wetland typologies, carbon sequestration exceeds GHG emissions, allowing them to function as carbon sinks. Notably, HAFSsV was more efficient in carbon sequestration per unit area of implantation compared to HAFSsH, considering similar effluent water quality standards. On the other hand, the integrated wastewater treatment system turned out to be a net source of carbon, with the Imhoff tanks being the main responsible for CO_{2e} emissions in both alternatives evaluated. It is recommended to investigate wastewater treatment alternatives that make it possible to dispense with the primary treatment units, so that the integrated system can function as a carbon sink,

achieving greater efficiency in both water purification and climate change mitigation.

Keywords: Constructed wetlands, treatment, wastewater, greenhouse gases, carbon balance, methane, nitrous oxide, carbon dioxide, sink

Introduction

Un ecosistema se basa en la interacción de diversas especies, desde micro y macroinvertebrados, macrófitas hasta microorganismos, los cuales son esenciales para mantener un equilibrio funcional. La especie humana forma parte de este ecosistema; sin embargo, sus actividades antrópicas alteran los usos del suelo en las cuencas que alimentan los cuerpos de agua, degradando las capas naturales del suelo y reemplazándolas con grandes extensiones de campos agrícolas, ganaderos, y áreas urbanas. Este cambio en el uso del suelo aumenta la descarga de aguas residuales, tanto tratadas como sin tratar, en los medios acuáticos y reduce la capacidad de los sumideros naturales de carbono (IPCC, 2019). Como resultado, el planeta enfrenta un incremento del calentamiento global, ya que la capacidad del ecosistema para absorber las emisiones de gases de efecto invernadero generadas por estas actividades se ve cada vez más comprometida. Expertos en calentamiento global han informado que se estima que las actividades humanas han provocado un aumento de la temperatura global de aproximadamente 1.0 °C en comparación con los niveles preindustriales, con un rango probable de entre 0.8 °C y 1.2 °C. Además, se proyecta que el calentamiento global podría alcanzar 1.5 °C (alta confianza) entre 2030 y 2052 si continúa aumentando al ritmo actual (IPCC, 2018), incluso se identifican puntos críticos en los que este incremento podría llegar hasta 2.5 °C (confianza media) (IPCC, 2022).

Dentro de las acciones para mitigar la contaminación por descarga de aguas residuales, se han desarrollado diversas tecnologías conformadas por líneas de tratamiento de agua y tratamiento de fangos. La línea de tratamiento de agua consta de un sistema de pretratamiento (enrejados, canal de sedimentación, y atrapa grasas), el cual impide el paso de sólidos flotantes y sedimentables de mayor a menor tamaño hacia el tratamiento primario (Ferrer Polo & Seco Torrecillas, 2005). El tratamiento primario está conformado por elementos como fosas sépticas, tanques Imhoff, y sedimentadores primarios, disminuyendo la concentración de sólidos suspendidos en el agua residual mediante procesos físicos, produciendo un efluente clarificado, y una leve reducción de contaminantes biodegradables debido a la remoción de sólidos con contenido de materia orgánica (CEDEX, 2010). Esta reducción de la concentración de sólidos sedimentables es

fundamental para evitar problemas de colmatación en las etapas sucesivas del tratamiento (Salas et al., 2007).

El tratamiento secundario descontamina el agua residual mediante procesos biológicos para la oxidación de contaminantes biodegradables; para esto se han desarrollado sistemas intensivos con suministros externos de oxígeno y extensivos, los cuales son sistemas que imitan la capacidad de la naturaleza para depurar el agua (García & Corzo, 2008). En ambos casos, se han reportado altos rendimientos de eliminación de materia orgánica (DBO₅ y DQO), componentes nitrogenados (NH₄⁺-N, NO₂⁻-N, NO₃⁻-N) y eficiencias moderadas de remoción de PO₄³⁻ y SO₄²⁻ (CEDEX, 2010 y Dotro et al., 2017). Como etapa final de esta línea de tratamiento, está el tratamiento terciario, generalmente conformado por unidades de radiación UV, filtros de arena fina, y humedales artificiales con el objetivo de eliminación de patógenos. Paralelamente, la línea de tratamiento de fangos digiere y deshidrata los lodos generados por los tratamientos primario y secundario. Los elementos que conforman cada una de las líneas y etapas del tratamiento obedecen a las características de la población de servicio como demografía, disponibilidad de energía, localidad urbana o rural y a la índole del agua residual. Sin embargo, independientemente de las combinaciones de tecnologías, el objetivo es cumplir con los límites de vertido establecidos por la normativa ambiental vigente y aplicable a la zona de influencia.

Como resultado de los procesos microbiológicos de degradación de los contaminantes nitrogenados (nitrificación y desnitrificación) que tienen lugar en el cuerpo receptor, se producen emisiones de óxido nitroso (N₂O), estas emisiones se conocen como “indirectas”, ya que son consecuencia de los contaminantes que no han sido eliminados en la depuración de las aguas residuales, y se producen fuera de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR). Además de las emisiones indirectas, existen las emisiones directas producidas principalmente en las líneas de tratamiento primario y secundario de la línea de aguas, y en los elementos de digestión y deshidratación de la línea de fangos, producto de los procesos microbiológicos en ambientes aerobios, anóxicos, e incluso anaerobios (dependiendo del tipo de elemento de tratamiento), que degradan la materia orgánica y nutrientes. Estos procesos como la metanogénesis generan CH₄ como producto final, y N₂O de la nitrificación y desnitrificación. Estos gases son considerados de efecto invernadero (GEI) con un potencial de calentamiento global (PCG) de 28 y 265 veces al del CO₂, respectivamente (IPCC, 2014). En lo que respecta a las emisiones de CO₂ generadas por los procesos bacterianos en la descontaminación de aguas residuales, estas no se consideran en el cálculo de emisiones de GEI, ya que son de origen biogénico (IPCC, 2013). Las fuentes biogénicas no contribuyen al cambio climático (Garfí et al., 2017).

Las emisiones de GEI en el tratamiento primario se debe a que estos elementos al ser constituidos, en general, por profundidades altas, cuentan con zonas anaerobias sumada a la disponibilidad de materia orgánica, se propician procesos químicos de degradación como la metanogénesis, convirtiendo a estos elementos como puntos importantes de emisión de CH₄ (IPCC, 2006). Similarmente, en la línea de fangos, los procesos de digestión tienen lugar en ambientes anaerobios y los fangos provenientes principalmente del tratamiento primario, contienen alta concentración de materia orgánica (Dotro et al., 2017).

El tratamiento secundario de la línea de aguas cumple un papel fundamental tanto en la calidad final del efluente de la PTAR, como en la emisión de GEI. Existen diversas alternativas de tratamiento, como lo sistemas intensivos, los cuales idealmente funcionan de manera controlada y con altos niveles de eficiencia de descontaminación, utilizando fuentes externas de oxígeno como los difusores de O₂, para potenciar las cinéticas de oxidación de la materia orgánica y nitrógeno Kjeldahl (NKT). Existen variantes de estos elementos en las que se generan periodos anóxicos con el fin de propiciar la desnitrificación como último proceso de eliminación de nitrógeno, produciendo altas tasas de emisión de N₂O (Ferrer Polo & Seco Torrecillas, 2005). En estos sistemas con aporte externo de O₂, la producción de CH₄ es menor a la de CO₂ de origen biogénico (no considerado como GEI); por lo tanto, el N₂O es la principal fuente de GEI. A esto se suma las emisiones de CO₂ de origen no biogénico (consideradas GEI), debido a la generación de energía para la provisión de O₂. Las emisiones de gas efecto invernadero pueden ser expresadas como una unidad de contaminación ambiental, en CO₂ equivalentes (CO₂e), al realizar el producto de la emisión del GEI (gN₂O, gCO₂) por su Potencial de Calentamiento Global (PCG) (IPCC, 2014). Estas emisiones son netas, ya que en este tipo de elementos no tiene lugar la captura de carbono, resultando en una de las principales desventajas de los sistemas intensivos.

En las últimas décadas han ganado protagonismo a nivel mundial, los sistemas *extensivos*, que imitan la capacidad de la naturaleza para depurar el agua, como, los humedales artificiales, que pueden ser aplicados como tratamiento secundario o terciario, incluso para la deshidratación de lodos. Estos elementos tratan el agua mediante fitodepuración y están conformadas por plantas cuya estructura permite el paso del oxígeno desde la atmósfera, a través de sus tallos y hojas, hacia sus raíces y rizomas que están soportados por un lecho granular; el cual además de ser el soporte de la vegetación, aloja a las comunidades bacterianas (aerobias, facultativas, y anaerobias), las cuales son los principales agentes de descontaminación del agua residual (García & Corzo, 2008). En principio, estos elementos a diferencia de los sistemas intensivos o convencionales, tienen la capacidad de capturar

carbono (Fuchs et al., 2010), y permiten cumplir con los límites de vertido del efluente.

La acumulación de carbono en los humedales artificiales se realiza en dos grupos principales: la biomasa vegetal y el sustrato que los conforman. Sin embargo, en el sustrato se llevan a cabo procesos anaerobios, como la metanogénesis cuyo producto final es CH_4 , y la nitrificación y desnitrificación, que originan emisiones de N_2O (IPCC, 2013). Por lo cual es crucial, no sobrestimar la capacidad de los humedales artificiales para capturar carbono; sino generar un balance entre el carbono capturado frente al emitido, en términos de CO_2e (Hernández, 2009). De este modo, al determinar que un humedal artificial diseñado, funciona como sumidero de carbono, el sistema de tratamiento permitiría descontaminar el agua residual, y a su vez disminuir las emisiones de GEI provenientes del tratamiento secundario. No obstante, debido a que el tratamiento primario puede emitir altas emisiones de CH_4 , se debe plantear un balance de carbono para el tratamiento completo; esto resulta útil para determinar una perspectiva integral del CO_2e emitido o capturado en el tratamiento de aguas residuales.

Los factores de emisión de GEI varían según las tecnologías utilizadas y la concentración de materia orgánica y nutrientes presentes en el agua residual de alimentación. Este estudio investigó la capacidad de capturar carbono de un sistema de depuración de aguas residuales basado en humedales artificiales como unidades de tratamiento secundario (biológico). En una población con menos de 2000 habitantes, considerada como pequeña (Huertas & Marcos, 2012), asentada en la Comunidad Valenciana en España. Se utilizaron factores de emisión de GEI establecidos por el IPCC para el cálculo de las emisiones de CO_2e producidas en los elementos del sistema de depuración de agua. Para la estimación de captura de carbono en la vegetación y sustrato se utilizaron valores sugeridos por la literatura. Se plantearon dos balances de carbono en términos de CO_2e para: i) Determinar, de manera independiente, la capacidad de los humedales artificiales para capturar carbono, en base a la concentración de materia orgánica y nutrientes presente en el agua residual de estudio. ii) Evaluar la capacidad de emisión o captura de carbono, de manera integral, en todo el sistema de tratamiento (línea de agua y línea de fangos).

Metodología

Sitio de estudio

El estudio se desarrolla sobre la propuesta de diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) para una población urbana de 250 habitantes en la comunidad Valenciana en España. Esta población gestiona las aguas residuales (AR) y pluviales a través de redes separativas. La red de alcantarillado sanitario conduce el caudal de aguas residuales hacia una

PTAR existente conformada por un sistema compacto de lodos activados, el efluente final es vertido hacia uno de los barrancos más extensos de la comunidad Valencia, conocido como Carraixet. El volumen anual de agua residual tratada vertido por la PTAR hacia el barranco Carraixet es de 27375.00 m³, con una medida de contaminación de 400 habitantes equivalentes (he) (Confederación Hidrográfica del Júcar, O.A., 2021).

Alternativas de estudio

Como alternativa para la sustitución de la PTAR existente en la población urbana de estudio, se propuso la implementación de una PTAR que utilice humedales artificiales como tratamiento secundario (biológico). Esta opción es adecuada dado que la población es de menos de 2000 habitantes, clasificada como pequeña (Huertas & Marcos, 2012), donde existe el espacio necesario para la instalación del sistema. Se plantearon dos configuraciones para la PTAR con respecto a la línea de aguas. La primera configuración consiste de: (i) Pretratamiento (rejas manuales, canal de desarenado) + un tanque Imhoff + Humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal; PT+TI+ HAFSSh y la segunda configuración de: (ii) Pretratamiento + un tanque Imhoff + Humedal artificial de flujo subsuperficial vertical; PT+TI+ HAFSSv. La línea de lodos se diseñó en base a un sistema de tratamiento de lodos primarios mediante humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical, siguiendo las consideraciones de diseño de estudios como el de Nielsen (2012) y Uggetti et al. (2009). La Figura 1 muestra los diagramas del proceso de las dos alternativas propuestas.

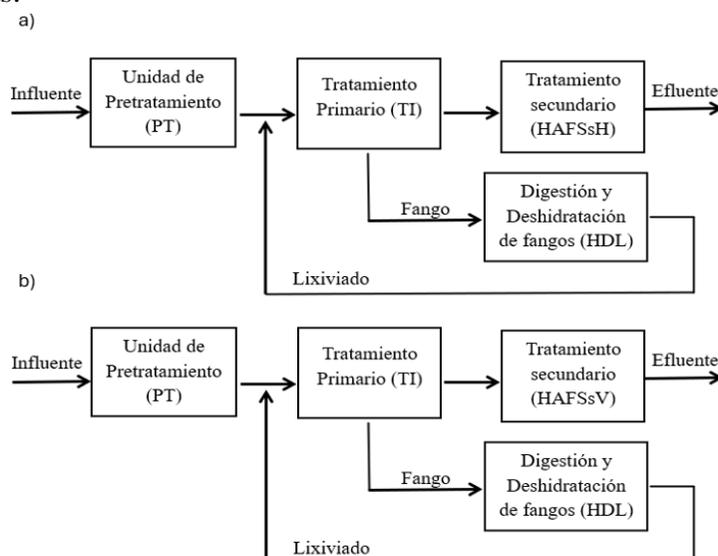


Figura 1. Diagrama de proceso de las Alternativas de tratamiento de AR.
a) Alternativa 1, b) Alternativa 2

Balance de CO_{2e}

Fijación de carbono en vegetación y sustrato

Para realizar el balance de carbono, la captura de carbono en la vegetación de humedales artificiales puede medirse para cada caso de estudio o mediante valores bibliográficos. Investigaciones recientes han establecido una producción anual de 2.52 kg m⁻² de biomasa seca aérea y 1.18 kg m⁻² subterránea (Kadlec & Wallace, 2009), estos resultados son útiles para calcular la fijación de carbono en la vegetación, específicamente para carrizo (*Phragmites australis*), especie más utilizada en España para la fitodepuración de AR (García & Corzo, 2008). Sin embargo, estas estimaciones subestiman la productividad primaria neta provocada por la rotación de biomasa durante la temporada de crecimiento debido a su fluctuación durante todo el año. La literatura reporta tasas de rotación (productividad/biomasa) en el rango de 1.10 a 1.50 para especies sumergidas, de 1.05 a 1.50 para especies emergentes pequeñas, desde 1.05 hasta 1.30 para especies emergentes altas y 1.15 para gramíneas altas (Kadlec & Wallace, 2009). En el presente estudio esta variación de la biomasa no será considerada, con el fin de desarrollar un cálculo conservador. Así mismo, la variación de rizomas será despreciada debido a que disminuye después del crecimiento neto de la raíz, manteniéndose estable la biomasa de raíces a lo largo de la temporada (Engloner, 2008).

Para determinar el carbono fijado en la vegetación a partir del peso de biomasa seca total, en la Ecuación Ecuación (1), se considera que el 58% de la biomasa seca corresponde al contenido de carbono orgánico (C), acorde con el factor de Van Bemmelen (Marín et al., 2011).

$$C_{f,v} = BS * 0.58 \quad \text{Ecuación (1)}$$

donde:

$C_{f,v}$: Carbono fijado en la vegetación, (kgC m⁻² año⁻¹)

BS: Producción anual de biomasa seca total (aérea más subterránea) 3.70 (Kadlec & Wallace, 2009), (kgBS m⁻² año⁻¹)

0.58: Factor de Van Bemmelen, (kgC kgBS⁻¹)

Para incluir $C_{f,v}$ en el balance de carbono, el CO_{2e} fijado en la vegetación de un humedal determinado, se puede estimar a partir de la Ecuación (2), en base a la metodología desarrollada por (Montero et al., 2020).

$$CO_2e_{f,v} = C_{f,v} * S * 3.67 * 1 \quad \text{Ecuación (2)}$$

donde:

$CO_2e_{f,v}$: CO_2 equivalente fijado por la vegetación, ($kgCO_2e \text{ año}^{-1}$)

$C_{f,v}$: Carbono fijado en la vegetación (biomasa aérea más subterránea), ($kgC \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$)

S: Superficie total del humedal artificial, (m^2)

3.67: Factor de conversión de C a CO_2

1: Potencial de calentamiento global para el CO_2 (IPCC, 2014).

La fijación de carbono en el sustrato puede determinarse mediante un análisis para cada caso de estudio o a través de estimaciones basadas en estudios relacionados. En este sentido, el Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente (IIAMA) de la Universidad Politécnica de Valencia, ha divulgado resultados inéditos sobre humedales artificiales sembrados con carrizo en una estación depuradora de aguas residuales, donde se demostró que el sustrato puede fijar 512 g C m^{-2} en un período de 2.50 años ($0.21 \text{ kgC m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) (Mejía, 2021). El CO_2e fijado en el sustrato se determina mediante la Ecuación (3), en base a lo estudiado por (Montero et al., 2020).

$$CO_2e_{f,s} = C_{f,s} * S * 3.67 * 1 \quad \text{Ecuación (3)}$$

donde:

$CO_2e_{f,s}$: CO_2 equivalente fijado en el sustrato, ($kgCO_2e \text{ año}^{-1}$)

$C_{f,s}$: Carbono fijado en el sustrato, ($kgC \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$)

S: Superficie total del humedal artificial, (m^2)

3.67: Factor de conversión de C a CO_2

1: Potencial de calentamiento global para el CO_2 , (IPCC, 2014).

Emisión de gases efecto invernadero en tratamiento primario y secundario (humedal artificial)

En el contexto del tratamiento primario de aguas residuales en PTARs, los sistemas de depuración, como los tanques Imhoff y las fosas sépticas, facilitan la degradación anaerobia de la materia orgánica sedimentada, generando fangos o lodos. Debido a este ambiente anaerobio, caracterizado por la ausencia de oxígeno y nitratos, se calculan únicamente las emisiones de metano (CH_4) y no las de óxido nitroso (N_2O). Esto se debe a que los procesos de nitrificación y desnitrificación son irrelevantes en esta etapa de tratamiento (CEDEX, 2010). Para determinar las emisiones de CH_4 , Arias, (2018) propone la Ecuación Ecuación (4) para el tratamiento anaeróbico en PTARs, basada en la metodología de cálculo establecida en el capítulo 6 del volumen 5 de las Directrices del IPCC de 2006. Esta

metodología se aplica cuando no se dispone de información detallada sobre la separación de lodos y la recuperación de CH₄ (IPCC, 2006).

$$CH_4_{Emisión} = TOW * FE - MR \quad \text{Ecuación (4)}$$

donde:

CH₄ Emisión: Emisiones de metano, (kg CH₄ año⁻¹)

TOW: Materia orgánica total degradada, (kg DBO₅ año⁻¹)

FE: Factor de emisión de metano en la operación anaeróbica

MR: Recuperación de metano, (kg CH₄ año⁻¹). El valor por defecto es cero, a menos de que se disponga información al respecto (IPCC, 2006).

El factor de emisión de metano (FE) se determina mediante la Ecuación (5):

$$FE = B_o * MCF \quad \text{Ecuación (5)}$$

donde:

FE: Factor de emisión de metano, (kgCH₄ kgDBO₅⁻¹)

B_o: Capacidad o máximo potencial de producción de metano, (kgCH₄ kgDBO₅⁻¹)

MCF: Factor de corrección de metano, (adimensional)

Para la producción de metano (B_o) es factible usar por defecto el valor de 0.60 kgCH₄ kgDBO₅⁻¹ degradada; y un factor de corrección de metano (MCF) de 0.80 para sistemas anaeróbicos. Luego, la materia orgánica total degradada se calcula a partir de la Ecuación Ecuación (6) (IPCC, 2006).

$$TOW = DBO_{5,elim.} * Q_i * 0.001 * 365 \quad \text{Ecuación (6)}$$

donde:

TOW: Materia orgánica total degradada, (kg DBO₅ año⁻¹)

DBO_{5,elim.}: Desechos orgánicos totales degradados, (mgDBO₅ L⁻¹)

Q_i: Caudal influente al sistema o elemento de tratamiento, (m³ día⁻¹)

Las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en humedales artificiales son generadas por la actividad bacteriana involucrada en el tratamiento de aguas residuales urbanas. Como se ha mencionado anteriormente, los principales GEI emitidos durante esta fase de tratamiento son CH₄ y N₂O. Por otro lado, las emisiones de CO₂ resultantes de las actividades bacterianas para la descontaminación de la materia orgánica presente en el agua residual no se incluyen en los inventarios de GEI, ya que se consideran de origen biogénico (IPCC, 2013). Las fuentes biogénicas, al no contribuir al cambio climático, no se contabilizan en este contexto (Garfí et al., 2017).

Para la determinación de las emisiones de CH₄ y N₂O, el IPCC (2013), establece la siguiente metodología:

La emisión de CH₄ se determina mediante la Ecuación Ecuación (7)

$$CH_4 \text{ Emisión} = \sum_j (TOW_j * EF_j) + \sum_{i,j} (TOW_{i,j} * EF_j) \quad \text{Ecuación (7)}$$

donde:

CH₄ Emisión: Emisiones de metano, (kgCH₄ año⁻¹)

TOW_j: Carga orgánica de ingreso de aguas residuales domésticas, (kgDBO₅ año⁻¹ ó kgDQO año⁻¹)

EF_j: Factor de emisión en tratamientos de aguas residuales domésticas, (kgCH₄ kgDBO₅⁻¹ ó kgCH₄ kgDQO⁻¹).

i: Sector industrial

j: Tipo de humedal artificial

Empleando la Ecuación Ecuación (8) se obtiene el factor de emisión de metano respecto a la materia orgánica de ingreso al humedal.

$$EF_j = B_o * MCF_j \quad \text{Ecuación (8)}$$

donde:

EF_j: Factor de emisión en tratamientos de aguas residuales domésticas, (kgCH₄ kgDBO₅⁻¹ ó kgCH₄ kgDQO⁻¹)

B_o: Máxima capacidad de producción de metano, (kgCH₄ kg DBO₅⁻¹ ó kgCH₄ kgDQO⁻¹)

MCF_j: Factor de corrección de metano, (adimensional)

El IPCC (2013) recomienda utilizar para B_o, 0.60 kgCH₄ kgDBO₅⁻¹ y 0.25 kgCH₄ kgDQO⁻¹, para aguas residuales domésticas e industriales, respectivamente. Los valores del factor de corrección del metano (MCF), se resumen en la Tabla 1.

Tabla 1. Factor de corrección de emisión de metano. Fuente: (IPCC, 2013)

	MCF	Rango
HAFS	0.40	0.08 – 0.70
HAFSsH	0.10	0.07 – 0.13
HAFSsV	0.01	0.004 – 0.016

La carga orgánica de ingreso es calculada a través de la Ecuación (9) y Ecuación (10), para aguas residuales domésticas e industriales, respectivamente.

$$TOW_j = P_j * DBO_5 * I * 0.001 * 365 \quad \text{Ecuación (9)}$$

$$TOW_{i,j} = DQO * W_{i,j} * 365 \quad \text{Ecuación (10)}$$

donde:

TOW_j : Carga orgánica de ingreso en las aguas residuales domésticas, (kg DBO año⁻¹)

$TOW_{i,j}$: Carga orgánica de ingreso en las aguas residuales industriales, (kg DQO año⁻¹)

i: Sector industrial

DBO_5 : Carga orgánica por habitante equivalente, (g DBO₅ he⁻¹ día⁻¹)

I: Factor de corrección para DBO₅ industrial adicional descargado en el alcantarillado, (1.25 si hay ingreso de aguas industriales ó 1.00 si no existen aportes de aguas industriales en el alcantarillado sanitario), (adimensional).

DQO_i : Concentración de materia orgánica en las aguas residuales industriales, (kgDQO m⁻¹)

$W_{i,j}$: Caudal diario en el sistema de tratamiento industrial, (m³ día⁻¹)

Las emisiones de N₂O, resultantes de los procesos de nitrificación y desnitrificación, pueden generarse como emisiones directas en las PTARs o como emisiones indirectas a partir de los efluentes vertidos en medios acuáticos (ríos, lagos, mares, etc.) (IPCC, 2014).

Las emisiones directas de N₂O, son generalmente menores en comparación con las emisiones indirectas. Por lo tanto, es recomendable estimar las emisiones de N₂O de efluentes (indirectas) utilizando el método descrito en el capítulo 6 del volumen 5 de las Directrices del IPCC de 2006 para inventarios nacionales de GEI (IPCC, 2006). Además, las emisiones directas generadas en humedales artificiales deben calcularse siguiendo las pautas establecidas en el capítulo 6 del suplemento de las Directrices del IPCC de 2006 (IPCC, 2013). En el cálculo de la emisión directa de N₂O se aplican las Ecuaciones Ecuación (11) y Ecuación (12):

$$\begin{aligned}
 N_2O_{\text{Emisión dir.}} &= \sum_j (N_j * EF_j * 44/28) \\
 &+ \sum_{i,j} (N_{i,j} * EF_j * 44/28)
 \end{aligned} \quad \text{Ecuación (11)}$$

donde:

$N_2O_{\text{emisión dir.}}$: Emisiones de N₂O, (kgN₂O año⁻¹)

EF_j: Factor de emisión en tratamientos de aguas residuales domésticas, (kgN₂O-N kgN⁻¹)

N_j: Nitrógeno total de entrada en el agua residual doméstica, (kgN año⁻¹)

N_{i,j}: Nitrógeno total de entrada en el agua residual industrial, (kgN año⁻¹)

i: Sector industrial

j: Tipo de humedal artificial

44/28: factor de conversión de kg N₂O-N a N₂O.

En cuanto al factor de emisión (EF) de N₂O, el IPCC (2013), establece los valores de 0.0013 kgN₂O-N kgN⁻¹, 0.0079 kgN₂O-N kgN⁻¹ y 0.00023 kg N₂O-N kgN⁻¹, para humedales artificiales de flujo superficial, subsuperficial horizontal y subsuperficial vertical; respectivamente.

$$N_j = P_j * PR * F_{NPR} * F_{NON-CON} * F_{IND-COM} \quad \text{Ecuación (12)}$$

donde:

j: Tipo de humedal artificial

P_j: Población, (habitantes)

PR: Consumo per cápita de proteína, (kgPR hab⁻¹ año⁻¹)

F_{NPR}: fracción de nitrógeno en las proteínas, por defecto es 0.16, kgN kgPR⁻¹, (IPCC, 2013)

F_{NON-CON}: factor de las proteínas no consumidas añadidas a las aguas residuales

F_{IND-COM}: factor para las proteínas industriales y comerciales co-eliminadas en los sistemas de alcantarillado

En los países desarrollados que emplean trituradores de desechos, el valor por defecto para la proteína no consumida descargada en flujos de aguas servidas es de 1.40, mientras que en los países en desarrollo esta fracción es de 1.10. Las aguas residuales de origen industrial o comercial que se descargan en los alcantarillados pueden contener proteína, y el valor por defecto para esta fracción es 1.25 (IPCC, 2006).

En España, el consumo per cápita de proteínas es 77.34 gPR habitante⁻¹ día⁻¹ (Ministerio para la transformación ecológica y el reto demográfico, 2021). Las emisiones indirectas de N₂O se determinan a partir de la Ecuación Ecuación (13).

$$N_2O_{emisión\ ind.} = N_{efluente} * EF_{efluente} * \frac{44}{28} \quad \text{Ecuación (13)}$$

donde:

N₂O_{emisión ind.}: Emisiones indirectas de N₂O, (kg N₂O año⁻¹)

N_{efluente}: Nitrógeno en el efluente eliminado en medios acuáticos, (kgN año⁻¹)

EF_{efluente}: factor de emisión para las emisiones de N₂O provenientes de la eliminación de NT en aguas servidas, (kgN₂O-N kgN⁻¹)

44/28: factor de conversión de kg N₂O-N a N₂O.

El EF_{efluente} por defecto para las emisiones de N₂O derivadas de aguas servidas con efluentes con contenido de nitrógeno, es de 0.005 (0.0005 – 0.25) kgN₂O-N kgN⁻¹ (IPCC, 2006).

Balance de carbono en términos de CO₂e:

Para determinar si los humedales artificiales funcionan en equilibrio, como fuente o como sumidero de carbono, se propone el uso de la Ecuación Ecuación (14); sin embargo, estos elementos son una etapa del tratamiento de aguas residuales total, por tanto, es importante evaluar el comportamiento de la emisión o captura de carbono del tratamiento total, en términos de CO₂e, para esto se plantea la Ecuación Ecuación (15).

$$\Delta_{CO_2e} = CO_2e_{f,v} + CO_2e_{f,s} - CH_4 \text{ Emitido} - N_2O_{\text{Emisión dir.}} \quad \text{Ecuación (14)}$$

donde:

Δ_{CO_2e} : Variación de equivalentes de dióxido de carbono, (CO₂e)

CO₂e_{f,v}: Fijación de carbono en la vegetación del humedal artificial, (CO₂e)

CO₂e_{f,s}: Fijación de carbono en el sustrato del humedal artificial, (CO₂e)

CH₄ Emitido: Emisión de metano procedente de los procesos biológicos de depuración de agua en el humedal, (CO₂e)

N₂O_{Emisión dir.}: Emisión de óxido nitroso procedente de los procesos biológicos de depuración de agua en el humedal, (CO₂e)

$$\Delta_{CO_2e} = \sum_{i=1}^n CO_2e_{Fijado,i} - \sum_{i=1}^n CO_2e_{Emitido \text{ dir},i} - \sum_{i=1}^n CO_2e_{Emitido \text{ ind},i} \quad \text{Ecuación (15)}$$

donde:

CO₂e_{Fijado,i}: CO₂e fijado en la vegetación y sustrato de los elementos de tratamiento del sistema.

CO₂e_{Emitido dir,i}: Emisiones de CH₄ y emisiones directas de N₂O

CO₂e_{Emitido ind,i}: Emisiones indirectas de N₂O

Para los dos balances de carbono, el resultado se interpreta bajo las siguientes condicionantes: Cuando $\Delta_{CO_2e} = 0$, existe balance o equilibrio entre el carbono capturado y el emitido por el sistema en análisis. Si, $\Delta_{CO_2e} > 0$, funciona como sumidero de carbono; y si, $\Delta_{CO_2e} < 0$, el sistema es fuente de carbono (Fuchs et al., 2010; Hernández, 2009).

Resultados y Discusión

El diseño de las dos alternativas de tratamiento de aguas residuales demostró que la calidad del agua efluente cumple con los límites de vertido señalados por las normas de calidad ambiental establecidas en el ordenamiento jurídico aplicable en España, para vertidos procedentes de PTARs urbanas en cuerpos de agua dulce sin riesgo a eutrofización. Los parámetros evaluados fue DBO₅, DQO, sólidos suspendidos (SS), Nitrógeno Total Kjeldahl (NKT), Nitrógeno Total (NT) y Fósforo Total (PT). El cálculo de las concentraciones de salida (Cs) de cada unidad de tratamiento se ejecutó en base a los porcentajes de eliminación (% Elim) de estos contaminantes, señalados por Dotro et al. (2017). Los resultados se resumen en la Tabla 2, donde se observa que la concentración de salida de DBO₅, tanto en el humedal de flujo horizontal (alternativa 1) como en el de flujo vertical (alternativa 2), está por debajo del límite de vertido normado (25 mgDBO₅ L⁻¹) (DIRECTIVA 91/271/CEE, 1991).

Tabla 2. Concentraciones de salida de cada etapa de tratamiento según los porcentajes de eficiencia de eliminación de contaminantes

	Unidades	Co	TI		HAFSsH		HAFSsV	
			%Elim.	Cs	% Elim.	Cs	% Elim.	Cs
DBO ₅	mgDOB ₅ L ⁻¹	320.00	30%	224.00	89%	23.98	90%	22.40
DQO	mgDQO L ⁻¹	666.67	30%	466.67	85%	70.00	90%	46.67
SS	mgSS L ⁻¹	480.00	60%	192.00	85%	28.80	90%	19.20
NKT	mgN L ⁻¹	58.67	10%	52.80	20%	42.24	90%	5.28
NT	mgP L ⁻¹	64.00	10%	57.60	30%	40.32	15%	48.96
PT	mgN L ⁻¹	16.00	10%	14.40	10%	12.96	10%	12.96

La Tabla 3 muestra los resultados del cálculo de la fijación de carbono en la vegetación y el sustrato de los humedales artificiales en las dos alternativas de diseño. Se estimó que el HAFSsH tiene una capacidad para fijar 2.76 veces más carbono en comparación con el HAFSsV, como tratamiento secundario. Este resultado se atribuye a que el HAFSsH requiere una mayor área de implantación, lo que implica un mayor volumen de vegetación y sustrato en comparación con el sistema de flujo vertical.

Tabla 3. Estimación del carbono total fijado (vegetación más sustrato) en los humedales artificiales

	Superficie	Carbono		CO ₂	CO _{2e}
		m ²	kgC m ⁻² año ⁻¹	kg C año ⁻¹	kg CO ₂
HAFSsH	4872.04	2.35	11453.19	42033.21	42033.21
HAFSsV	1762.25	2.35	4142.70	15203.70	15203.70
HDL	132.66	2.35	311.86	1144.52	1144.52

En cuanto al cálculo de las emisiones directas de GEI, los resultados se muestran en la Tabla 4, en la cual las emisiones de CH₄ y N₂O se expresan

en CO₂e, obtenidas al multiplicar la cantidad de emisión de cada gas por su potencial de calentamiento global (PCG) para un horizonte de 100 años. Los resultados muestran que las emisiones de CH₄ son superiores a las de N₂O, a pesar de que el PCG del CH₄ (28) es menor que el del N₂O (265); por ejemplo, esto se ve marcado en el HAFSsV, en el cual las emisiones de metano son 7.77 veces las emisiones de óxido nitroso, en términos de CO₂e. En el HAFSsH esta relación es de 2.26 porque los humedales artificiales funcionan en mayor medida bajo condiciones anaerobias, las zonas aerobias, en principio, se limitan a las primeras capas de los humedales hasta el alcance de las raíces y rizomas (Dotro et al., 2017), La predominancia de las emisiones de CH₄ sobre las de N₂O ha sido reportada en estudios previos, como el de Fuchs et al. (2010). Así también, esta relación es mayor en el HAFSsV frente al HAFSsH, dado que este último funciona permanentemente inundado generando zonas anóxicas, por tanto, es más eficiente en la eliminación de NT (emiten más N₂O) que el HAFSsV. Por otro lado, en el TI se ha calculado únicamente las emisiones de CH₄, debido a que se ha considerado que el 80% de la DBO₅ sedimentada será eliminada anaeróticamente, en base a un MCF = 0.8, el cual es propuesto por el IPCC para elementos de digestión anaerobia (Arias, 2018), y las emisiones de N₂O se han despreciado por las bajas condiciones aerobias en estos elementos, al igual que en el HDL que funciona de manera similar a los HAFSsV (Silva, 2019), obteniendo que las emisiones de CH₄ en el TI son superiores a las emisiones en los tres tipos de humedales analizados. Por ejemplo, al comparar el CO₂e del TI con el CO₂e asociado a las emisiones de CH₄ del HAFSsH (humedal que más emite este gas) en términos de CO₂e, se encuentra que el TI emite 3.43 veces frente al HAFSsH, esto se debe a que el cálculo de emisiones de CH₄ se realiza bajo la hipótesis de que la zona de degradación del TI se comporta como un digestor anaerobio (IPCC, 2006), bajo temperaturas más altas que los TI y tiempos de digestión más largos en los TI (Mejía, 2021). Sobre esta base, en las unidades de tratamiento de aguas residuales estudiadas, las emisiones directas de gases efecto invernadero están conformadas principalmente por CH₄, las emisiones de N₂O son bajas, sin embargo, por su alto PCG es una buena práctica contabilizarlas principalmente en las unidades de tratamiento secundario, en donde los procesos de eliminación de NT tienen lugar en mayor o menor medida, dependiendo el tipo de unidad de tratamiento.

Tabla 4. Emisiones directas de GEI

	CH ₄		N ₂ O	
	kgCH ₄ año ⁻¹	kg CO _{2e}	kgN ₂ O año ⁻¹	kg CO _{2e}
HAFSsH	367.92	10301.76	17.19	4556.09
HAFSsV	36.792	1030.18	0.50	132.65
HDL	3.1536	88.30	-	-
TI	1261.44	35320.32	-	-

El balance de carbono en los humedales artificiales (Ecuación (2)), se efectuó en los tres tipos de humedales (HAFSsH, HAFSsV y HDL) estudiados. La Tabla 5 muestra los resultados, donde se demostró que los humedales artificiales exhiben una capacidad de fijación de carbono es superior al carbono emitido, en términos de CO_{2e}; por tanto, se estima que estos elementos de tratamiento de aguas residuales funcionan como sumideros de carbono, esto concuerda con los resultados del estudio de Whiting & Chanton, (2000), el cual reportó un balance entre la emisión de CH₄ y fijación de CO₂ en humedales naturales, debido a que los humedales artificiales son diseñados para que imiten el funcionamiento de los naturales. Incluso, se ha demostrado en estudios recientes que esta capacidad de fijación de carbono en la vegetación y sustrato es mayor que las emisiones asociadas a las fases de construcción y uso de estos sistemas de tratamiento (Lopsik, 2013). Esto indica que los humedales artificiales pueden actuar como sumideros de carbono no solo durante su etapa operativa, sino también a lo largo de su ciclo de vida.

Tabla 5. Balance de carbono en los humedales artificiales

	HAFSsH	HAFSsV	HDL
Carbono fijado, CO _{2e}	42033.21	15203.70	1144.52
Emisión de CO _{2e} directa	14857.85	1162.82	88.30
ΔCO _{2e}	27175.36	14040.88	1056.21
Funcionamiento	Sumidero	Sumidero	Sumidero
kg CO _{2e} fijado m ⁻²	5.58	7.97	7.96
kg CO _{2e} fijado he ⁻¹	67.94	35.10	2.64

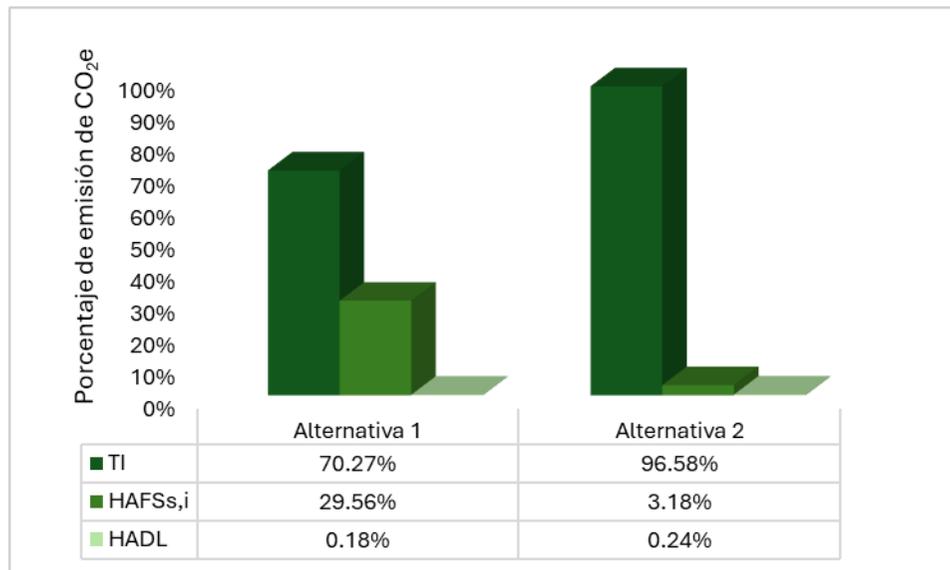
En cuanto a la fijación de carbono por unidad de área de implantación de humedal, se observa que el HAFSsV fijó 7.97 kg CO_{2e} m⁻², siendo más eficiente frente al HAFSsH que alcanzó 5.58 kg CO_{2e} fijado m⁻². Esto se debe a que a pesar de que la fijación de carbono en la vegetación y sustrato es mayor en el HAFSsH, la contaminación producida (emisiones de CO_{2e}) en este tipo de elementos es más alta que en los HAFSsV porque estos últimos se consideran 10% anaerobios frente a los HAFSsH (IPCC, 2013). Se concluye que los HAFSsV tienen menos impactos ambientales debido a una mejor eficiencia del tratamiento (remoción de nitrógeno, principalmente amoniacal, en un humedal más pequeño) por unidad de área, en

concordancia con el estudio de (Fuchs et al., 2010). Por otro lado, al analizar la capacidad de fijación de carbono por unidad de contaminación de materia orgánica (he), se obtiene que el HAFSsH fijó $67.94 \text{ CO}_2\text{e he}^{-2}$, suponiendo una mayor eficiencia frente al HAFSsV, que capturó $35.10 \text{ CO}_2\text{e he}^{-2}$, esto se debe a que los HAFSsH tratan el agua residual en una mayor área (mayor fijación de carbono en vegetación y sustrato) para alcanzar niveles de descontaminación similares a los HAFSsV. Sin embargo, este requerimiento superior de área de implantación significa que las emisiones de GEI en la etapa de construcción será superior frente a los de flujo vertical. Investigaciones han demostrado que la etapa de mayor impacto ambiental corresponde a la fase de construcción (Dixon et al., 2003); en este estudio el área del HAFSsH diseñado es 2.76 veces el área del HAFSsV (ver Tabla 4), esto ejemplifica una de las principales desventajas de los HAFSsH con respecto a los HAFSsV. El estudio de Fuchs et al., (2010), concluyó que los HAFSsV tienen un impacto ambiental mucho menor frente a los HAFSsH, ya que requieren menos materiales y equipos de construcción en el montaje (debido a que demandan áreas menores) y además producen menos emisiones de GEI durante la fase de uso (tratamiento de aguas residuales). Sobre esta base, los HAFSsV suponen una menor huella de carbono en el tratamiento de aguas residuales frente a los HAFSsH, sin embargo, es importante evaluar los procesos de operación de los HAFSsV, ya que la alimentación de estos elementos debe ser intermitente, para lo cual, existen casos en los que se requiere el uso de equipos de bombeo, lo que se traduce en emisiones de CO_2 no biogénico (considerado GEI), esto podría reducir la capacidad de fijación de CO_2e de estos elementos, al realizar el balance de carbono en la etapa de funcionamiento.

La Tabla 6 resume los resultados del balance de carbono en el sistema integral de tratamiento de las dos alternativas de diseño (ver Figura 1), aplicando la Ecuación (3). En las dos alternativas se obtuvo que $\Delta\text{CO}_2\text{e} \leq 0$, lo cual significa que el sistema de tratamiento de aguas residuales funciona como fuente de carbono. Esto se debe a la influencia de las emisiones indirectas de N_2O y en mayor grado a las emisiones de CH_4 producidas en el TI. La Figura 2 muestra los porcentajes de emisión de carbono que corresponden a la emisión total del sistema integral de tratamiento de aguas residuales para las dos alternativas de diseño. En ambos casos, se observa que las emisiones producidas por el tanque Imhoff representan sobre el 70% de la totalidad. Esto se debe a que la conformación de estos elementos no da lugar a la fijación de carbono; por el contrario son fuente directa de CH_4 . Esto podría significar una fuente importante de aprovechamiento energético de este biogás, en concordancia con el estudio realizado por (Arias, 2018).

Tabla 6. Balance de carbono en las alternativas de tratamiento de aguas residuales

	Alternativa 1	Alternativa 2
Carbono fijado, CO ₂ e	43231.28	16401.77
Emisión directa de CO ₂ e	50266.47	36571.44
Emisión indirecta de CO ₂ e	2298.60	2791.07
Δ CO ₂ e	-9333.79	-22960.74
Funcionamiento	Fuente	Fuente

**Figura 2.** Porcentaje de emisión de CO₂e de cada unidad de tratamiento frente a la emisión total

En la Figura 2 se observa que el porcentaje de emisiones de CO₂e del HAFSSV en la alternativa 2, es menor frente al del HAFSSH en la alternativa 1. Por tanto, es factible que el tratamiento de aguas residuales prescindiera del elemento de tratamiento primario (tanque Imhoff), y únicamente basar la descontaminación del agua residual mediante HAFSSV. Por ejemplo, los sistemas de humedales de tipo francés (Dotro et al., 2017). De este modo, se plantearía la hipótesis de que el sistema integral funcione como sumidero de carbono. Sin embargo, se ha de tomar en cuenta las emisiones de CO₂e no biogénico generadas en los procesos operativos del sistema, en el bombeo de agua por ejemplo, a través de las etapas del sistema francés.

Conclusiones

Este estudio ha demostrado que los humedales artificiales, utilizados como tratamiento secundario en PTARs, tienen un potencial significativo para actuar como sumideros de carbono. Específicamente, el sistema de flujo subsuperficial vertical (HAFSSV) mostró una capacidad de fijación de

carbono por unidad de área de implantación 1.43 veces superior en comparación con los sistemas de flujo horizontal (HAFSsH). Estos resultados indican que la elección del régimen hidráulico de los humedales es importante para reducir los impactos ambientales. Además de su función principal en la depuración de aguas residuales, los humedales artificiales pueden contribuir de manera importante a la mitigación del cambio climático (Whiting & Chanton, 2000).

Estos hallazgos coinciden con estudios publicados que enfatizan el rol crucial de los humedales artificiales en la reducción de la emisión de GEI asociados al tratamiento de aguas residuales (Fuchs et al., 2010), reforzando la viabilidad de su implementación en comunidades rurales o urbanas pequeñas (Garfí et al., 2017). Sin embargo, es importante considerar las limitaciones del presente estudio, como la evaluación estacional y las variaciones climáticas, que podrían afectar la capacidad de captura de carbono. Para fortalecer la comprensión de estos sistemas, futuras investigaciones deberían centrarse en estudios a largo plazo que incluyan la variabilidad estacional y geográfica, así como en la evaluación de diferentes especies vegetales que puedan aumentar la eficiencia de captura de carbono. Además, sería beneficioso llevar a cabo mediciones directas o indirectas de las emisiones de GEI en humedales artificiales destinados al tratamiento de aguas residuales en la región estudiada, lo que permitiría obtener coeficientes de emisión de GEI más específicos para cada caso de estudio. Adicionalmente, se debería explorar la integración de estos sistemas en análisis de ciclo de vida completo, considerando la captura de carbono no solo durante su operación, sino también durante su construcción y desmantelamiento. Actualmente, en España no existe información específica al respecto, lo que destaca la importancia de esta línea de investigación.

El tratamiento primario mediante tanques Imhoff es el principal responsable de las emisiones de CO₂e, lo que convierte a ambas alternativas estudiadas en fuentes netas de CO₂e, a pesar de que los humedales actúan como sumideros. En este contexto, se sugiere que futuros estudios incluyan el análisis de la capacidad de fijación de carbono de los sistemas de humedales artificiales de tipo francés, que eliminan la necesidad de tanques Imhoff al realizar el tratamiento primario en la primera fase del sistema de humedales. Esto podría reducir significativamente las emisiones de CO₂e del tratamiento global.

Agradecimientos

Este material se basa en el trabajo apoyado por el Máster en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente de la Universidad Politécnica de Valencia (UPV), España; así como, la Cátedra de Cambio Climático – UPV. La autora corresponsal aprecia el apoyo de la Coordinación de la Maestría en

Ingeniería Civil de la Escuela Superior Politécnica del Litoral en el proceso de revisión y edición del manuscrito.

Conflicto de intereses: Los autores no declararon ningún conflicto de intereses.

Disponibilidad de los datos: Todos los datos están incluidos en el contenido del artículo.

Declaración de financiación: Los autores no obtuvieron financiación para esta investigación.

References:

1. Arias, A. (2018). Gestión de la calidad del aire por aprovechamiento energético del metano generado en los biodigestores Imhoff de la planta de tratamiento de aguas residuales Totorá – Ayacucho, 2015.
2. CEDEX. (2010). Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones.
3. Confederación Hidrográfica del Júcar, O.A. (2021, julio). Confederación Hidrográfica del Júcar, O.A.: Censo de vertidos autorizados.
4. DIRECTIVA 91/271/CEE. (1991). Sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas. Manual de interpretación y elaboración de informes.
5. Dixon, A., Simon, M., & Burkitt, T. (2003, junio 30). Assessing the environmental impact of two options for smallscale wastewater treatment: Comparing a reedbed and an aerated biological filter using a life cycle approach.
6. Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O., & Von Serling, M. (2017). Biological wastewater treatment series. Volume 7 (Treatment wetlands).
7. Engloner, A. (2008). Structure, growth dynamics and biomass of reed (*Phragmites australis*) – A review.
8. Ferrer Polo, J., & Seco Torrecillas, A. (2005). Tratamientos físicos y químicos de aguas residuales. UPV.
9. Fuchs, V. J., Mihelcic, J. R., & Gierke, J. S. (2010, diciembre). Life cycle assessment of vertical and horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment considering nitrogen and carbon greenhouse gas emissions.
10. García, J., & Corzo, A. (2008, noviembre). Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial.

11. Garfí, M., Flores, L., & Ferrer, I. (2017). Life Cycle Assessment of wastewater treatment systems for small communities: Activated sludge, constructed wetlands and high rate algal ponds.
12. Hernández, M. E. (2009, mayo). Suelos de humedales como sumideros de carbono y fuentes de metano.
13. Huertas, R., & Marcos, C. (2012). Guía práctica para la depuración de aguas residuales en pequeñas poblaciones.
14. IPCC. (2006). Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Capítulo 6: Tratamiento y eliminación de aguas residuales.
15. IPCC. (2013). Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands.
16. IPCC. (2014). Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.
17. IPCC. (2018). Calentamiento global de 1,5 °C. Resumen para responsables de políticas, resumen técnico y preguntas frecuentes.
18. IPCC. (2019). Climate Change and Land: An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems.
19. IPCC. (2022). Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
20. Kadlec, R., & Wallace, S. (2009). Treatment wetlands. Second edition.
21. Lopsik, K. (2013, noviembre 1). Life cycle assessment of small-scale constructed wetland and extended aeration activated sludge wastewater treatment system.
22. Marín, J. L., Hernández, M., & Moreno, P. (2011). Secuestro de carbono en suelos de humedales costeros de agua dulce en Veracruz.
23. Mejía, F. (2021, septiembre). Propuesta de implementación de humedales artificiales en las EDARs de Vall de Flors y Marines (Valencia) para la mejora de la calidad de las aguas, fijación de carbono y mejora de la conectividad ecológica del barranco Carraixet.
24. Ministerio para la transformación ecológica y el reto demográfico. (2021). Informe de Inventario Nacional: Gases de efecto invernadero. Edición 2021 (1990 -2019).

25. Montero, G., López, C., Ruiz, R., Lopez, E., Onrubia, R., & Pasalodos, M. (2020). Producción de biomasa y fijación de carbono por los matorrales españoles y por el horizonte orgánico superficial de los suelos forestales (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación Secretaría General Técnica).
26. Nielsen, S. (2012). Sludge Treatment in Reed Beds Systems – Development, design, experiences.
27. Salas, J. J., Pidre, J. R., & Sánchez, L. (2007, enero 1). Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales. CENTA.
28. Silva, L. (2019). Diseño de sistemas para el tratamiento de lodos mediante tecnologías de bajo coste para la EDAR Vall Dels Alcalans (Valencia).
29. Uggetti, E., Ferrer, I., Llorens, E., & García, J. (2009, diciembre). Sludge treatment wetlands: A review on the state of the art.
30. Whiting, G., & Chanton, J. (2000, agosto). Greenhouse carbon balance of wetlands: Methane emission versus carbon sequestration.