



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

Facultad de Ciencias

Grado en Química

Memoria del Trabajo de Fin de Grado

Humedales construidos: sustentabilidad y comparativa con sistemas de tratamiento convencionales. Revisión crítica.

Humedais construidos: sustentabilidade e comparativa con sistemas de tratamento convencionais. Revisión crítica.

Constructed wetlands: sustainability and comparative with conventional treatment systems. Critical review.

Belinda Prol Vila

Curso: 2019-2020

Convocatoria: Septiembre.

Director 1: Isabel Ruíz Bolaños

Director 2: Manuel Soto Castiñeira

RESUMEN

Durante los últimos años, la normativa medioambiental sobre plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) es más estricta con los requisitos de eliminación de nutrientes para la protección de las vías fluviales. Sin embargo estas regulaciones ignoran los impactos ambientales que acompañan a las aparentes mejoras de las PTAR, las cuales cada vez son más sofisticadas y tienen un mayor consumo de recursos y de emisiones al medioambiente.

Se ha demostrado que el análisis del ciclo de vida (ACV) es una herramienta eficaz para evaluar el medio ambiente y los impactos ambientales de las PTAR, pero la aplicación de esta metodología todavía está en progreso.

En este estudio se ha realizado una revisión crítica de artículos que evalúan el ACV de diferentes tratamientos de aguas residuales con el objetivo de estudiar los impactos de los humedales construidos y los tratamientos convencionales. Entre los principales impactos estudiados destacan el uso de energía, la ecotoxicidad, eutrofización y el calentamiento global determinando que los humedales construidos (HC) son una buena opción de tratamiento de aguas residuales.

Palabras clave

Humedales construidos, aguas residuales, lodos activados, ACV

RESUMO

Nos últimos anos, a normativa ambiental sobre plantas de tratamento de augas residuais (PTAR) é máis rigorosa cos requisitos de eliminación de nutrientes para a protección das vías fluviais. Porén, estas normativas ignoran os impactos ambientais que acompañan ás aparentes melloras das PTAR, cada vez máis sofisticadas e cun maior consumo de recursos e emisións ao ambiente.

A análise do ciclo de vida (ACV) demostrou ser unha ferramenta eficaz para avaliar o medioambiente e os impactos ambientais das PTAR, mais a aplicación desta metodoloxía aínda está en curso.

Neste estudo realizouse unha revisión crítica de artigos que avalían o ACV de diferentes tratamentos de augas residuais co obxecto de estudar os impactos dos humidais construídos e dos tratamentos convencionais. Entre os principais impactos estudados están o uso de enerxía, a ecotoxicidade, a eutrofización e o quecemento global, determinando que os humidais construídos (HC) son unha boa opción para o tratamento das augas residuais.

Palabras chave

Humedais construídos, augas residuais, lodos activados, ACV

ABSTRACT

In recent years, environmental regulations on wastewater treatment plants (WWTPs) have become more stringent with the requirements for nutrient removal for the protection of waterways. However, these regulations ignore the environmental impacts that accompany the apparent improvements of the WWTP, which are becoming more sophisticated and have a greater consumption of resources and emissions to the environment.

Life Cycle Assessment (LCA) has been shown to be an effective tool for assessing the environment and environmental impacts of WWTPs, but the application of this methodology is still in progress.

In this study, a critical review of articles that evaluate the LCA of different wastewater treatments has been carried out with the aim of studying the impacts of constructed wetlands and conventional treatments. Among the main impacts studied, the use of energy, ecotoxicity, eutrophication and global warming stand out, determining that built wetlands (HC) are a good option for wastewater treatment.

Key words

Constructed wetlands, wastewater, activated sludge, Life cycle analysis

ÍNDICE

1. OBJETIVO	5
2. INTRODUCCIÓN.....	6
2.1 Aguas residuales urbanas	8
2.1.1 Origen y características	8
2.1.2 Problemas asociados a la mala o nula depuración de las ARU.....	9
2.2 Sistemas de tratamiento de ARU	10
2.2.1 Tratamientos convencionales (lodos activados).....	10
2.2.2 Humedales construidos.....	14
3. ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA.....	22
3.1 Metodología ACV	22
4. ESTUDIOS DE ACV SOBRE TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES.....	29
4.1 Objetivo y alcance	29
4.2 Análisis del Inventario.....	30
4.3 Evaluación de los impactos	30
4.3.1 Eutrofización del agua	31
4.3.2 Uso de energía	32
4.3.3 Impactos relacionados con la toxicidad (ecotoxicidad y toxicidad humana). 36	
4.3.4 Calentamiento global	38
4.3.5 Otras categorías de impacto	40
4.3.6 Aspectos a tener en cuenta	41
5. CONCLUSIONES	43
6. COMENTARIO PERSONAL	45
7. BIBLIOGRAFÍA.....	49

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Esquema del proceso de lodos activados.	13
Figura 2: Tipos de HC.....	17
Figura 3: HC de tipo superficial.....	17
Figura 4: HC subsuperficial de flujo horizontal.	18
Figura 5: HC subsuperficial de flujo vertical.	19
Figura 6: Estructura del ACV.	28
Figura 7: Principales contribuyentes a la eutrofización marina.....	32

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Parámetros utilizados comúnmente para caracterizar las ARU	9
Tabla 2: Etapas y tratamientos de la línea de agua.	11
Tabla 3: Etapas y tratamientos de la línea del lodo.....	14
Tabla 4: Resultados del inventario de cada categoría de impacto para los distintos tratamientos de ARU	34
Tabla 5: Consumo de electricidad y químicos de los distintos tratamientos	36

ACRÓNIMOS

ACV: Análisis de Ciclo de Vida.

ARU: Aguas Residuales Urbanas.

DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno.

DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxígeno a los cinco días del análisis.

DQO: Demanda Química de Oxígeno.

EICV: Evaluación de los Impactos del ACV.

FH: Flujo Horizontal.

FHSS: Flujo Horizontal Subsuperficial.

FV: Flujo Vertical.

FVSS: Flujo Vertical Subsuperficial.

GEI: Gases de efecto invernadero.

HC: Humedales Construidos.

ICV: Inventario del Ciclo de Vida.

ISO: Organización Internacional de Normalización.

LA: Lodos activados.

PE: Persona equivalente.

PTAR: Planta de tratamiento de aguas residuales.

UF: Unidad funcional.

CRONOGRAMA

Trabajos realizados	Meses de trabajo				
	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Sept.
Búsqueda bibliográfica					
Selección búsqueda bibliográfica					
Realización de la memoria					
Realización de la presentación					

1. OBJETIVO

El objetivo de este trabajo es analizar los impactos ambientales asociados a los sistemas de tratamiento de aguas residuales. En concreto se compararán las plantas de tratamiento convencionales y los humedales construidos, para establecer cuál es el más adecuado en términos de mínimo impacto ambiental.

Para ello se realiza una revisión bibliográfica de diferentes artículos que evalúan la aplicación del ACV en los tratamientos de aguas residuales, teniendo en cuenta que la finalidad de una PTAR debe de ir más allá de la protección de las aguas superficiales y la salud humana, sino que tienen que minimizar la pérdida de recursos y reducir la generación de residuos (Resende et al., 2019), de energía y de agua (Machado et al., 2007).

2. INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso natural único y escaso, esencial para la vida en la Tierra, de la cual sólo un pequeño porcentaje se encuentra disponible para las actividades humanas. Debido a esto es considerado un bien público, esencial para el desarrollo económico - social y medio ambiental (Vidal et al., 2016).

Durante mucho tiempo, la Tierra ha sido considerada como un depósito interminable de recursos naturales tales como tierra, agua y aire. Esta creencia ha llevado al uso exagerado de esos recursos, lo que derivó en un agotamiento tan alto que la tasa de consumo ha superado la de reemplazo natural (Ingrao et al., 2020). El incremento de la población y el desarrollo económico también han implicado un aumento de la demanda y requerimientos de estos recursos.

El uso imprudente del agua ha provocado que, los distintos cuerpos (ríos, lagos, humedales...) además de proveer dicho recurso, sean receptores de distintas descargas de aguas residuales contaminadas, con sustancias peligrosas y desconocidas (Vidal et. al., 2016). En particular, las cargas de contaminación antropogénica de alto contenido orgánico, que a menudo se liberan en cuerpos de agua cercanos a zonas urbanas, generalmente causan cambios en su calidad, alterando sus características físicas, químicas y biológicas (Ingrao et al., 2020).

La composición y el caudal de las aguas residuales varía según los hábitos de la población (alimentación, higiene, etc.), si hay o no recogida separada de pluviales, y la existencia de vertidos industriales. Conocer el origen de las aguas residuales es fundamental para poder establecer un tratamiento adecuado. Los parámetros más importantes para conocer la calidad de las aguas residuales son: contenido de materia orgánica, sólidos en suspensión, nutrientes, metales pesados y otras sustancias químicas específicas, el potencial de toxicidad y la salinidad (Álvarez et al., 2005).

El vertido de aguas residuales sin tratamiento puede provocar en los cuerpos de agua: reducción en la disponibilidad de oxígeno disuelto, aumentar la concentración de nutrientes, como nitrógeno y fósforo, lo que lleva a la eutrofización y acidificación (Ingrao et al., 2020), aparición de fangos y flotantes y daños en la salud pública ("Manual de Depuración de Aguas Residuales Urbanas," 2008). Por eso el tratamiento de las aguas residuales se ha vuelto crucial antes de su vertido en el ecosistema.

Para la correcta gestión de los recursos hídricos y para reducir la carga contaminante se han desarrollado distintas tecnologías de tratamiento (Boano et al., 2020). Su aplicación dependerá de los compuestos que se quieran eliminar además del uso final del agua (potable, riego, recreacional...) (Vidal et al., 2016). Estas tecnologías cuentan con numerosos procesos para obtener unos estándares de pureza fijos establecidos por las agencias reguladoras tales como la EPA (Agencia de Protección del medio ambiente de los Estados Unidos). Los procesos que se llevan a cabo son principalmente físicos, químicos, biológicos o una combinación de estos. (Yenkie, 2019).

Sin embargo, aunque las plantas de tratamiento ayudan a preservar el entorno acuático mediante la eliminación de los contaminantes del agua (nutrientes, metales y contaminantes orgánicos), las propias instalaciones, como cualquier otro proceso o actividad industrial, tienen impactos ambientales adversos debido al consumo de recursos naturales para los procesos de operación y construcción (Flores et al., 2019), la utilización de productos químicos, las emisiones al medio ambiente, así como el lodo generado que requiere un tratamiento adicional (Nguyen et al., 2020). Para lograr alcanzar el objetivo de la verdadera sostenibilidad, los impactos ambientales de las PTAR no deberían exceder los beneficios.

Hasta la fecha, estas cargas ambientales han sido ignoradas en gran medida (Foley et al., 2010), pero existe la necesidad de plantearse un sistema renovado a través de tecnologías eficientes, simples, naturales y de bajo coste dirigidas a reducir el contenido de contaminantes a niveles tolerables por los cuerpos receptores, evitando lesiones graves al medio ambiente y a la salud de los humanos (Ingrao et al., 2020). En este sentido las tecnologías basadas en la naturaleza como los humedales construidos son una opción razonable para este propósito, y de hecho, están ganado terreno frente a tratamientos convencionales debido principalmente a que son sistemas de depuración natural y reducen costes de operación y mantenimiento. Además promueven un crecimiento económico sostenible (Ingrao et al., 2020).

El análisis de ciclo de vida (ACV) se sugirió como herramienta para estimar el impacto ambiental de las PTAR (Nguyen et al., 2020).

El ACV es una herramienta que analiza los aspectos ambientales y los impactos más significativos de un servicio o producto desde el principio hasta el final de su vida útil, examinando todos los procesos a los que se somete la materia prima desde la adquisición hasta que es devuelta al medioambiente en forma de residuo. El ACV se

comenzó a aplicar a tratamientos de aguas residuales en 1990 y desde ese momento se ha aplicado ampliamente en investigaciones o proyectos prácticos de PTAR (Wang et al., 2018).

2.1 Aguas residuales urbanas

2.1.1 Origen y características

Las aguas residuales urbanas (ARU) son las procedentes de usos domésticos y comerciales o una combinación de estas con efluentes agropecuarios¹ y de procesos industriales (Álvarez et al., 2005).

Cada agua residual es única en sus características, aunque, en función del tamaño de la población y sus hábitos de higiene y alimentación, la recogida o no de aguas pluviales en la red de alcantarillado, y la mayor o menor llegada de efluentes industriales o de comercio, se pueden establecer unos rangos de variación habituales para los caudales y las características fisicoquímicas. El conocimiento de ambos es esencial para el correcto diseño de los sistemas de recogida y tratamiento de las mismas, debido a que las PTAR deben concebirse para poder afrontar las variaciones diarias de caudal y carga que experimentan estas aguas.

Los principales factores que influyen sobre las características fisicoquímicas de las aguas son los contaminantes. Los más comunes son:

- Sólidos gruesos: trozos de madera, plásticos, gravas...
- Sustancias inmiscibles: sustancias que permanecen en la superficie del agua.
- Sólidos en suspensión: son pequeñas partículas de distinta naturaleza. Los sólidos en suspensión pueden dar lugar al desarrollo de depósitos de fango.
- Contaminantes que consumen oxígeno: compuestos que se oxidan fácilmente, lo que provoca el consumo de oxígeno presente en el medio al que se vierten.
- Nitrógeno y fósforo: Debido principalmente a detergentes, herbicidas y combustibles que se pueden acumular en el agua. Las excreciones humanas también aportan nitrógeno orgánico.
- Contaminación microbiológica: gran cantidad de micro-organismos patógenos (bacterias, virus y protozoos) pueden contaminar el agua. Algunas enfermedades como el cólera o la malaria tienen su origen en el agua.

¹ De la agricultura y la ganadería o relacionado con ellas.

- Contaminantes emergentes o prioritarios: Los hábitos de consumo de la sociedad actual generan una serie de contaminantes que no existían anteriormente. Estas sustancias son principalmente productos de cuidado personal, productos de limpieza doméstica, productos farmacéuticos... Su principal característica es que la mayoría de ellos no se eliminan en las PTAR. (Manual de depuración de aguas residuales urbanas, 2008).

Para poder valorar la calidad de las aguas residuales se recurre a los parámetros de caracterización, cuyo objetivo es cuantificar la presencia de contaminantes. En **(Tabla 1)** se muestra un esquema de los principales parámetros utilizados para la caracterización del agua clasificados según su carácter físico, químico o biológico.

Químicos	Físicos	Biológicos
pH	Sólidos totales (mg /L)	Organismos patógenos
Materia orgánica (mg O ₂ /L)	<ul style="list-style-type: none"> • Suspendidos • Volátiles 	<ul style="list-style-type: none"> • Virus • Coliformes
<ul style="list-style-type: none"> • DQO • DBQ₅ 	Temperatura (°C)	
Nitrógeno (mg N/L)	Turbidez	
Fósforo (mg P /L)		
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)		

Tabla 1: Parámetros utilizados comúnmente para caracterizar las ARU (Directiva (91/271/CEE), sobre El Tratamiento de Las Aguas Residuales Urbanas., 21 mayo 1991)

Estos parámetros permiten caracterizar tanto las aguas que entran en la planta como los efluentes, proporcionando una idea de la eficacia de los tratamientos que tienen lugar en las PTAR.

2.1.2 Problemas asociados a la mala o nula depuración de las ARU

Si se permite la acumulación y estancamiento de las ARU se pueden producir una serie de efectos negativos entre los que destacan (“Manual de Depuración de Aguas Residuales Urbanas,” 2008) :

- Aparición de fangos y flotantes: La fracción sedimentable de los sólidos en suspensión origina sedimentos en los fondos de los cauces y la no sedimentable da lugar a la acumulación de sólidos en la superficie y/o en las orillas de los cauces formando capas flotantes. Estas además de provocar un impacto visual, pueden provocar un agotamiento de oxígeno presente en las aguas debido al carácter reductor de la materia orgánica produciendo malos olores.
- Agotamiento del oxígeno presente en las aguas: Las ARU presentan componentes fácilmente oxidables que comenzaran a ser degradados por vía aerobia por las bacterias de las aguas del cauce provocando el consumo del oxígeno disuelto. Si este consumo es excesivo, afectará al desarrollo de la vida acuática. Además consumido el oxígeno disponible, los procesos de degradación anaerobia generarán olores desagradables al liberarse gases como metano, ácido sulfúrico, ácido sulfhídrico y amoníaco.
- Aportes excesivos de nutrientes: Los nutrientes presentes en las ARU son los principales responsables del crecimiento descontrolado de algas y otras plantas acuáticas causando problemas de eutrofización.
- Daños en la salud pública: Los vertidos de estas aguas sin tratar a cauces públicos pueden fomentar la propagación de organismos patógenos para el ser humano (virus, bacterias...). Entre las enfermedades que pueden propagarse a través de las aguas destacan el tifus, el cólera y la hepatitis A.

En las PTAR se eliminan de las aguas residuales los contaminantes recibidos durante su uso, hasta dejarlas en un estado adecuado para el retorno al ciclo natural del agua, cumpliendo con todas las medidas medioambientales exigibles.

2.2 Sistemas de tratamiento de ARU

Una vez que se conocen los diferentes elementos que pueden presentar las ARU hay que escoger un sistema adecuado para su tratamiento. En la actualidad hay múltiples alternativas tecnológicas que pueden ser aplicadas. A continuación se van a describir los aspectos fundamentales de los tratamientos a estudiar en este trabajo, los lodos activados y los humedales construidos.

2.2.1 Tratamientos convencionales (lodos activados)

En los sistemas convencionales se distinguen dos líneas de tratamiento (“Manual de Depuración de Aguas Residuales Urbanas,” 2008) :

- Línea de agua: Incluye los tratamientos que permiten reducir los contaminantes presentes en las aguas residuales. En la **(Tabla 2)** se muestra un resumen de los principales tratamientos que se llevan a cabo en la línea de aguas, el objetivo de los mismos y la naturaleza de los procesos que tienen lugar.
- Línea de lodos: En ella se tratan la mayor parte de los subproductos que se originan en la línea de agua. De la misma manera que en el caso anterior, en la **(Tabla 3)** se engloban los distintos procesos que se llevan a cabo, el objetivo y la naturaleza de los mismos.

PRETRATAMIENTO	TRATAMIENTO PRIMARIO	TRATAMIENTO SECUNDARIO	TRATAMIENTO TERCIARIO
Objetivo: Eliminación de objetos gruesos, arenas y grasas	Objetivo: Eliminación de materia sedimentable y flotante	Objetivo: Eliminación de materia orgánica disuelta	Objetivo: Eliminación de sólidos en suspensión, materia orgánica residual, nutrientes y patógenos
<ul style="list-style-type: none"> • Desbaste • Tamizado • Desarenado • Desengrasado 	<ul style="list-style-type: none"> • Decantación primaria • Coagulación-floculación 	<ul style="list-style-type: none"> • Degradación bacteriana • Decantación secundaria 	<ul style="list-style-type: none"> • Floculación • Filtración • Eliminación de N y P • Desinfección
Procesos físicos	Procesos físicos y químicos	Procesos biológicos	Procesos físicos, químicos y biológicos

Tabla 2: Etapas y tratamientos de la línea de agua. (“Manual de Depuración de Aguas Residuales Urbanas,” 2008)

Las aguas residuales se pueden someter a diferentes niveles de tratamiento dependiendo del grado de depuración deseado así como del uso final del agua tratada

(**Tabla 2**). Aunque es tradicional hablar de tratamiento primario, secundario y terciario, la separación entre ellos no es totalmente clara. En general, se utiliza una tecnología en cada etapa; sin embargo depende de los requisitos de pureza, concentración de contaminantes..., más de una tecnología puede ser necesaria en una etapa (Yenkie, 2019). Antes de comenzar con el tratamiento se somete a las ARU a un pretratamiento, en el que se elimina la materia contaminante más visible (trapos, palos, piedras...), las arenas y las grasas. A continuación le sigue el tratamiento primario, basado en eliminar los sólidos en suspensión. El tratamiento secundario tiene la finalidad de reducir la materia orgánica soluble presente en las aguas residuales mediante un tratamiento biológico.

En la actualidad, el tratamiento secundario usado mayoritariamente en las PTAR y objeto de estudio en este trabajo es el sistema de lodos activados. Es un tratamiento biológico, que consiste en la degradación de la materia orgánica por parte de bacterias aerobias.

En este proceso el efluente procedente del tratamiento primario es conducido a un tanque de aireación, donde las ARU se mezclan con un ecosistema de microorganismos y bacterias, formando lo que se denomina como licor mixto.

En el tanque de aireación, también denominado reactor biológico, se inyecta un suministro constante de oxígeno asegurando que los organismos tengan el suministro adecuado para descomponer la materia orgánica. El aporte de oxígeno también favorece la mezcla del licor mixto. Después del reactor biológico es necesaria una decantación para separar los microorganismos y obtener así un efluente clarificado. En este punto el fango puede ir en dos direcciones: de regreso al reactor biológico debido a la gran cantidad de microorganismos que degradarán la materia orgánica tal y como se observa (**Figura 1**) o entrar en la línea de fangos siguiendo los procesos de la (**Tabla 3**) para la reducción de su volumen y extracción de la PTAR.

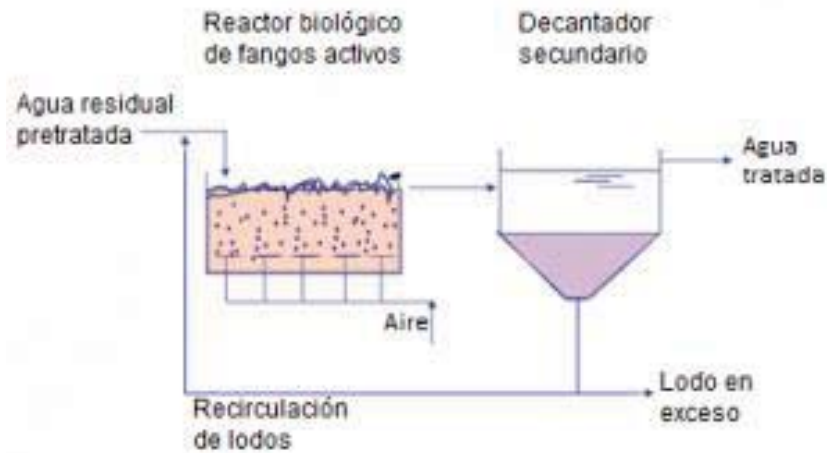


Figura 1: Esquema del proceso de lodos activados(Gedar, n.d.) En esta figura se observa el proceso de los lodos activados explicado con anterioridad, desde la entrada del agua procedente del tratamiento primario en el reactor biológico hasta la separación de los lodos finales.

Ya por último se encuentra el tratamiento terciario que tiene como objetivo obtener efluentes depurados de mejor calidad mediante la eliminación de nutrientes (N, P), especialmente organofosfatos y nitratos, así como S, P y microorganismos patógenos.

ESPEZAMIENTO	ESTABILIZACIÓN	ACONDICIONAMIENTO	DESHIDRATACIÓN
Objetivo: Incrementar la concentración de sólidos	Objetivo: Reducir la fracción biodegradable de los lodos	Objetivo: Mejorar las características del lodo para facilitar su deshidratación	Objetivo: Reducir el contenido en agua
<ul style="list-style-type: none"> • Espesado por gravead • Centrifugación 	<ul style="list-style-type: none"> • Estabilización aerobia, anaerobia y química 	<ul style="list-style-type: none"> • Adición de floculantes 	<ul style="list-style-type: none"> • Secado mecánico y térmico
Procesos físicos	Procesos físicos. Químicos y biológicos	Procesos biológicos	Procesos físicos

Tabla 3: Etapas y tratamientos de la línea del lodo (“Manual de Depuración de Aguas Residuales Urbanas,” 2008)

2.2.2 Humedales construidos

Los humedales construidos, o artificiales, son zonas diseñadas artificialmente en las que se reproducen, de manera controlada, los procesos de eliminación de contaminantes que ocurren en los humedales naturales (Ingrao et al., 2020). Contienen vegetación típica de áreas húmedas combinada con microorganismos y sustrato. Juntos, permiten la eliminación de contaminantes (Resende et al., 2019).

Los humedales construidos se pueden considerar tecnologías sostenibles para el tratamiento del agua ya que se basan en procesos naturales de depuración, no emplean aditivos químicos y eliminan las sustancias contaminantes usando vegetación acuática, el suelo y microorganismos. Se caracterizan por su mantenimiento sin grandes dificultades técnicas, lo que permite la explotación por personal no especializado, un bajo o nulo consumo energético, nula producción de lodos, actuaciones de bajo impacto ambiental y una buena integración en el medio rural. A pesar de las evidentes ventajas, estos sistemas de tratamiento requieren de

una superficie entre 60 y 80 veces mayor a la superficie requerida por las tecnologías convencionales (Morató et al., 2006). Este factor hace que los humedales construidos para el tratamiento de aguas sean una opción especialmente apropiada para ser aplicadas en zonas rurales y donde el terreno no sea costoso (Ingrao et al., 2020).

Además de procesos propios de los tratamientos naturales, en los HC se incluyen muchos de los que se aplican en los tratamientos convencionales, pero a diferencia de estos, en los que los procesos transcurren de forma secuencial en tanques y reactores a velocidades aceleradas (gracias al aporte de energía), en las tecnologías no convencionales, se opera a velocidad natural (sin aporte de energía) (Serrano & Corzo Hernández, 2008).

2.2.2.1 Elementos estructurales de un humedal

Los humedales están construidos principalmente por: (Serrano & Corzo Hernández, 2008)

- Barrera impermeable

Es necesario disponer de una barrera impermeable que asegure el confinamiento del sistema y evite la contaminación de las aguas subterráneas. Dependiendo de las condiciones locales suele ser suficiente con una buena compactación del terreno, aunque en algunos casos, es conveniente la utilización de arcilla o láminas sintéticas.

- Estructuras de entrada y salida

Consiste en sistemas de tuberías que tienen como misión permitir una buena distribución y recogida del agua. Deben de estar bien diseñadas y construidas con el fin de alcanzar los rendimientos estimados. El caudal de las ARU es dividido en la arqueta de entrada y mediante diversas tuberías se vierte al lecho, la recogida de aguas se realiza mediante una tubería perforada asentada sobre el fondo del humedal.

- Medio granular

Constituye uno de los principales elementos del humedal. Está formado por arena, grava, roca, sedimentos y restos de vegetación que se acumulan en el humedal debido al crecimiento biológico (Delgadillo et al., 2010).

En el medio granular ocurren múltiples procesos como la retención de la materia en suspensión, la degradación de la materia orgánica, la transformación y asimilación de los nutrientes y la inactivación de los organismos patógenos.

Una característica muy importante del medio granular es su conductividad hidráulica, ya que de esta propiedad depende la cantidad de flujo de agua que puede circular a través de él, esto obliga a utilizar principalmente grava seleccionada de 5-8 mm aproximadamente.

- Vegetación

Las especies utilizadas son generalmente perennes, con órganos reproductores aéreos, típicas de las zonas húmedas como el carrizo, la españada o los juncos. Todas estas plantas presentan adaptaciones especiales para vivir en ambientes permanentemente inundados. Las raíces y rizomas favorecen la formación de microambientes aeróbios donde tienen lugar procesos como la degradación de la materia orgánica y la nitrificación. Al mismo tiempo estas plantas asimilan nutrientes (N y P principalmente).

- Microorganismos

Los microorganismos se encargan de realizar el tratamiento biológico. En la zona superior del humedal, donde predomina el oxígeno proveniente de la atmósfera y en la zona de las raíces donde hay oxígeno liberado por las plantas, se desarrollan microorganismos aerobios. En el resto del lecho predominarían los microorganismos anaerobios. Los principales procesos que llevan a cabo los microorganismos son la degradación de la materia orgánica, la eliminación de nutrientes y la desinfección (Delgadillo et al., 2010).

2.2.2.2 Tipos de humedales

Atendiendo al tipo de circulación del agua, los humedales construidos se clasifican en flujo superficial o en flujo subsuperficial. Los humedales de flujo subsuperficial se clasifican a su vez según el sentido de circulación del flujo, en humedales de flujo subsuperficial horizontal y vertical (FHSS Y FVSS) (Morató et al., 2006). En la **(Figura 2)** se puede observar un esquema de la clasificación.

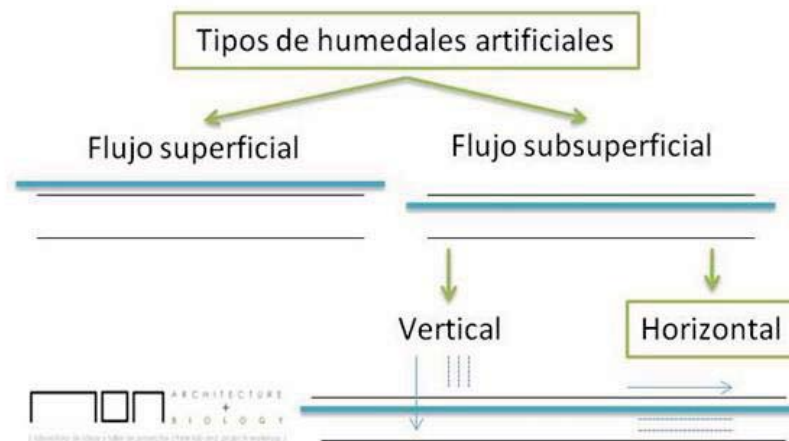


Figura 2: Tipos de HC (Iagua, 2013).

1) Humedales de flujo superficial

En los sistemas de flujo superficial el agua está directamente expuesta a la atmósfera y circula preferentemente a través de los tallos y hojas de las plantas, tal y como se muestra en la (Figura 3). Estos humedales se pueden entender como una modificación del lagunaje natural, con una profundidad de la lámina de agua de entre 0.3-0.4 m y con vegetación

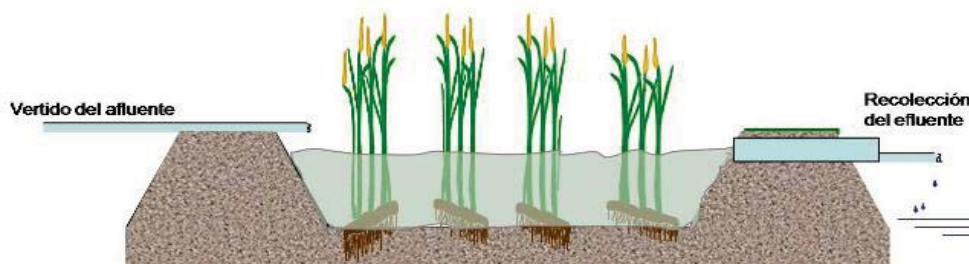


Figura 3: HC de tipo superficial. (Serrano & Corzo Hernández, 2008)

2) Humedales de flujo subsuperficial.

En los humedales de flujo subsuperficial la circulación del agua es de tipo subterráneo a través de un medio granular (arena, grava, gravilla) y en contacto con las raíces y los rizomas de las plantas (Serrano & Corzo Hernández, 2008).

Humedales subsuperficiales de flujo horizontal (FHSS)

En estos sistemas la alimentación se efectúa de forma continua, aunque también pueden funcionar de forma intermitente si fuese necesario. El agua circula de forma horizontal a través del medio granular, los rizomas y raíces de las plantas (**Figura 4**). La profundidad del agua es de entre 0,3 y 0,9 m. Se caracterizan por funcionar permanentemente inundados (el agua se encuentre entre 0,05 y 0,1 m por debajo de la superficie).

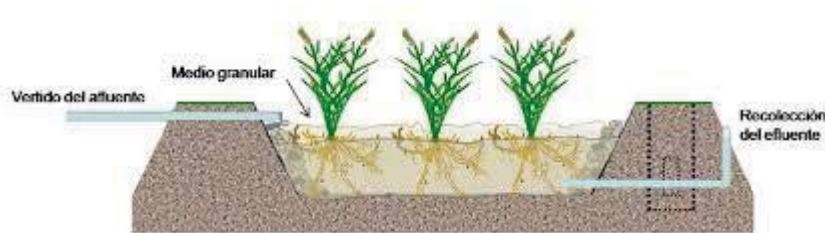


Figura 4: HC subsuperficial de flujo horizontal. (Serrano & Corzo Hernández, 2008)

Humedales subsuperficiales de flujo vertical (FVSS)

En los humedales de FVSS la alimentación se efectúa de forma intermitente, para lo que se recurre generalmente al empleo de bombes, de manera que el medio granular no está permanentemente inundado (**Figura 5**).

El agua circula verticalmente a través del medio granular del orden de 0,5-0,8 m de espesor en el que se fija la vegetación. En el fondo de estos humedales una red de drenaje permite la recogida de los efluentes depurados. A esta red de drenaje se conecta un conjunto de conductos, que sobresalen de la capa de áridos y sirven para airear el lecho en profundidad, favoreciendo así los procesos de degradación aeróbica y la nitrificación.

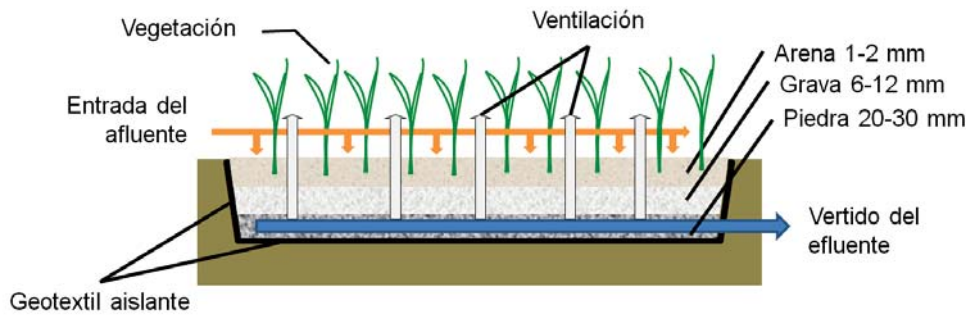


Figura 5: HC subsuperficial de flujo vertical. (Wetwinesoftware)

Es más habitual el uso de los humedales de tipo subsuperficial, dado que estos presentan evidentes ventajas frente a los humedales de tipo superficial como: mayor capacidad de tratamiento (admiten mayor carga orgánica), restricción del contacto directo de personas con las aguas residuales (Boano, y otros, 2020), disminución de la aparición de insectos (Serrano & Corzo Hernández, 2008) y de olores debido a la naturaleza subterránea del flujo (Álvarez et al, 2005)

2.2.2.3 Mecanismos de eliminación de los contaminantes en los HC

En los humedales construidos se llevan a cabo diferentes mecanismos de eliminación de contaminantes mediante procesos fundamentalmente químicos, biológicos y físicos basados en los procesos que suceden de forma natural en el medioambiente. A continuación se detallan estos mecanismos para cada contaminante (Serrano & Corzo Hernández, 2008).

- Sólidos en suspensión

Los sólidos en suspensión son unos de los principales contaminantes que podemos encontrar en las ARU. Son eliminados mediante unos fenómenos de tipo físico conocidos en su conjunto como filtración del medio granular, consiguiendo así la retención de la materia en suspensión. Entre estos fenómenos cabe destacar la baja velocidad de circulación del agua y el tamizado que ocurre en los espacios intersticiales del medio granular (Sánchez Font, 2010).

En los humedales de FH la mayor parte de la eliminación de los sólidos en suspensión ocurre cerca de la entrada y su concentración va disminuyendo de forma exponencial a lo largo del lecho, mientras que en los de FV, la eliminación de la materia ocurre en los primeros centímetros del medio granular. El rendimiento de eliminación de la materia en suspensión es alto en ambos humedales, pero un exceso de materia si no

se dispone de un pretratamiento puede llegar a producir la rápida colmatación del humedal, es decir, se reduce el volumen del poro activo y por tanto, la disminución de la eficiencia del sistema.

Realizando un tratamiento previo para eliminar gran parte de los sólidos antes de entrar en el humedal, y fijando unos parámetros del caudal de entrada y salida, se puede controlar este proceso de colmatación.

- **Materia orgánica**

Las ARU suelen presentar un alto contenido en materia orgánica, por lo que su eliminación es bastante compleja.

Inicialmente una fracción de materia orgánica queda retenida por filtración. Esta fracción sufre una fragmentación abiótica, dando lugar a partículas más pequeñas, que pueden ser hidrolizadas por enzimas extracelulares dando lugar a sustratos pequeños, como la glucosa o los aminoácidos que son asimilados fácilmente por vía aeróbica gracias a las bacterias heterótrofas aeróbicas presentes en el humedal. En los humedales verticales el proceso ocurre en todo el lecho, ya que predominan las condiciones aerobias. Por el contrario, en sistemas horizontales la degradación aeróbica ocurre en el entorno de las raíces y la superficie del agua. El oxígeno liberado por las raíces no es suficiente para degradar completamente de forma aeróbica la materia orgánica, pero las bacterias son capaces de degradar la materia orgánica en ausencia de oxígeno por vía anaerobia.

La eliminación de materia orgánica es elevada, para DBO y DQO se alcanzan rendimientos de 75-95 %, obteniéndose efluentes con concentración de DQO menores de 60 mg/L y DBO menores a 20 mg/L (Serrano & Corzo Hernández, 2008).

- **Nutrientes**

Los nutrientes más estudiados son el N y el P. Su eliminación varía con el tipo de HC, el clima, vegetación y condiciones de operación.

En las aguas el N lo encontramos principalmente en forma de amonio y nitrógeno orgánico, mientras que la concentración de nitratos y nitritos no son significativas. Su eliminación en los humedales está asociada a procesos de nitrificación - desnitrificación, ambos procesos de tipo microbiano.

La nitrificación es un proceso en el cual el amonio es oxidado por bacterias autótrofas a nitrato en presencia de oxígeno. En los humedales horizontales, puesto que la transferencia de oxígeno es baja y hay pocas zonas aeróbicas, la nitrificación no alcanza unos rendimientos altos, no superando generalmente el 30%. En los humedales verticales se obtienen buenos rendimientos de conversión del amonio a nitrato dado el carácter aeróbico de gran parte del lecho. En general en este caso la nitrificación es total.

La reacción de desnitrificación permite eliminar el nitrato formado previamente por la nitrificación y convertirlo en nitrógeno gas a través de los intermediarios, óxido nítrico (NO) y óxido nitroso (N₂O), gracias a la acción de las bacterias heterótrofas. Esta reacción es irreversible y para que se lleva a cabo son necesarias condiciones de anoxia, motivo por el cual los rendimientos de los humedales de FH, a diferencia de los de FV, son más elevados.

Para optimizar la eliminación de nitrógeno en humedales, se suelen acoplar sistemas de flujo vertical con sistemas de flujo horizontal; como los procesos de nitrificación y desnitrificación ocurren seguidos se consigue que todo el nitrato formado en el sistema vertical, sea eliminado en forma de nitrógeno gas en el sistema horizontal.

En cuanto al fósforo, las formas frecuentes en las que lo podemos encontrar en las aguas residuales son el ortofosfato, el polifosfato y los fosfatos orgánicos. La eliminación puede llevarse a cabo por vía biótica, que incluye la asimilación por parte de las plantas y microorganismos y la abiótica, que consiste en la adsorción por parte del medio granular. El medio granular limpio tiene una buena capacidad de adsorción, pero esta se va perdiendo rápidamente.

En la actualidad, para mejorar la capacidad de eliminación de fósforo, se están incorporando en los humedales, procesos de precipitación como por ejemplo la adición de sales.

En general no se suele eliminar más del 10-20% de P, y no presenta grandes diferencias entre el uso de sistemas horizontales o verticales.

- Patógenos

La eliminación de microorganismos se lleva a cabo mediante los procesos de filtración, adsorción y depredación. Se ha observado que tanto en sistemas verticales como horizontales, la eliminación depende del tiempo de permanencia en el medio granular.

El grado de eliminación obtenido tanto en sistemas verticales como horizontales, es similar e insuficiente para producir efluentes aptos. Para favorecer los procesos de desinfección, se puede acoplar al sistema humedales de flujo superficial.

- Contaminantes emergentes

En la actualidad se están llevando a cabo diferentes estudios acerca de los contaminantes emergentes. Estos contaminantes incluyen compuestos de distinto origen y naturaleza química (tensioactivos, productos farmacéuticos, productos de uso personal y limpieza y algunos microorganismos...) de los cuales se sabe relativamente poco acerca de su impacto en el medio ambiente y la salud humana.

La gran cantidad de compuestos y su diferente naturaleza, hace que su cuantificación sea complicada. Además su presencia en el medioambiente todavía no está regulada en las distintas legislaciones, lo que dificulta su estudio.

3. ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA

3.1 Metodología ACV

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una herramienta normalizada por la Organización Internacional de Normalización (ISO en nomenclatura inglesa) que se utiliza para evaluar la calidad de un servicio o producto.

El ACV se encarga de analizar los aspectos ambientales y los impactos más significativos a lo largo de la vida de un servicio o producto desde el principio hasta el final, examinando todos los procesos a los que se somete la materia prima desde la adquisición hasta que es devuelta al medioambiente en forma de residuo.

El objetivo principal del análisis del ciclo de vida, es proporcionar información que ayude al desarrollo y a la identificación de mejoras del proceso o producto a quienes toman decisiones en la industria (ISO, 2006).

Para realizar un ACV la norma ISO 14044 detalla las 4 fases:

1) Objetivo y alcance:

En esta fase se definen el objetivo y el alcance del estudio. La definición del objetivo es el mismo que el de cualquier otro trabajo o proyecto que se realice. Según la norma UNE-EN ISO 14040, el objetivo de un estudio ACV debe definirse claramente y ser

consistente con la aplicación que se persigue. En el objetivo se tienen que especificar los siguientes puntos: su aplicación, las razones por las que se realiza el estudio, las personas a las que va dirigido y si se pretenden utilizar los resultados para su divulgación al público.

Una vez presentados los fundamentos de la definición del objetivo, se debe avanzar en la definición del alcance, que consiste en explicar detalladamente y dentro de las exigencias de la normativa, como se quiere realizar el ACV, es decir, lo que hay que hacer para lograr el objetivo definido. Según la norma UNE-EN ISO 14044 se deben considerar y describir claramente los siguientes puntos:

- Unidad funcional

Una unidad funcional es la cuantificación de las salidas funcionales del sistema que se estudia. El propósito de establecer una unidad funcional es proporcionar una referencia para todas las entradas y salidas, necesaria para asegurar la representatividad de los resultados. Siempre debe definirse y debe ser medible. La definición correcta de la unidad funcional de esta fase es imprescindible.

- Límites del sistema

Un ACV completo puede ser muy extenso y por esta razón se deben establecer unos límites que delimiten el sistema a estudiar dentro del ACV.

Los límites del sistema determinan los procesos unitarios que deberán incluirse dentro del ACV. Se pueden definir como las partes, procesos, materiales, flujos energéticos... que se deseen incluir en el estudio, razonando los criterios utilizados para tomar dicha solución. La selección de los límites debe ser en consonancia con los objetivos del estudio y cualquier decisión de omitir etapas del ciclo de vida o procesos debe ir justificada de forma clara.

- Categoría de impacto e indicador de categoría de impacto

La norma ISO 14044 define categoría de impacto como “clase que representa asuntos ambientales de interés a la cual se le pueden asignar los resultados del inventario de ACV” e indicador de categoría de impacto como “una representación cuantificable de una categoría de impacto” (ISO, 2006)

Es decir la categoría de impacto divide o clasifica los diferentes impactos ambientales objeto de estudio en categorías como calentamiento global, eutrofización... y el indicador de categoría de impacto muestra los niveles de concentración.

Ejemplo: Como categoría de impacto el cambio climático y como indicador de categoría Kg de CO₂ eq.

- Requisitos de calidad de los datos

El siguiente paso en el proceso de definición del alcance está relacionado con los requisitos de calidad de los datos necesarios para cumplir el objetivo del estudio. El requisito de calidad de los datos hace referencia a las características que estos datos deben de tener para que se pueda tener confianza en los resultados (Álvarez Gallego, 2017). La normas ISO 14040 e ISO 14044 han definido indicadores para evaluar los datos: antigüedad de los datos, donde se deben recopilar, tiempo mínimo en el que se deberían recopilar...

- Revisión crítica

La revisión crítica es importante en el caso de que el ACV tenga como objetivo la elaboración de una comparativa abierta al público. La Norma ISO 14044 requiere que el estudio sea sometido a una revisión por un panel de expertos independientes antes de ser puesto a disposición del público. Además la revisión puede proporcionar credibilidad añadida al estudio y puede ofrecer consejos y mejoras al estudio.

2) Análisis del inventario del ciclo de vida (ICV)

El análisis del inventario del ciclo de vida es la recopilación de los datos necesarios para realizar el estudio, para así poder identificar y cuantificar las entradas (aporte de recursos) y salidas (emisiones al aire, generación de residuo, descargas de agua...) a lo largo del ACV (Rosenbaum, 2018).

La recopilación de los datos del ACV es una tarea muy importante, deben seguirse las pautas marcadas en el objetivo y alcance y deben validarse, de forma cumplan con los requisitos de calidad definidos con anterioridad. Se distinguen dos tipos de datos, los primarios cuando se trata de medidas directas del sistema de estudio o datos secundarios, cuando son datos proporcionados por bases de datos que describen procesos presentes en la cadena de suministro (Álvarez Gallego, 2017)

Los datos primarios son de más calidad que los datos secundarios, pero en muchas ocasiones la obtención de datos primarios no es posible por dificultades de tiempo, recursos o acceso. En este caso es cuando se utilizan los datos secundarios, para lo que es necesario el uso de las bases de datos. Las bases de datos no son más que un conjunto de información relacionada entre sí, almacenada y organizada para facilitar su preservación, búsqueda y uso.

Las más utilizadas son: The European reference Life Cycle Database (base de datos europea de referencia sobre el ACV), proporciona desde su lanzamiento en el 2006, inventarios de proceso sobre el desarrollo de ACV, Ecoinvent Database, es la fuente de datos de inventario de procesos más completa y Ecoinvent de la organización Suiza Ecoinvent (Álvarez Gallego, 2017).

3) Evaluación del impacto del ciclo de vida (EICV)

La evaluación del impacto de ciclo de vida es la fase del ACV en la que se realiza la vinculación de los flujos elementales (entradas y salidas) considerados en el ICV con los impactos ambientales que causan.

Los flujos elementales pueden generar diferentes impactos ambientales. Es por ello por lo que se definen una serie de categorías de impacto ambiental que tratan de ordenar las principales alteraciones que pueden tener los flujos elementales sobre el medio ambiente. Estas categorías de impacto ambiental se miden en unidades físicas diferentes que corresponden al principal compuesto responsable del impacto.

Dentro de esta fase se distinguen 4 subfases, 2 de ellas obligatorias (clasificación y caracterización) y dos de ellas opcionales (normalización y ponderación) (Álvarez Gallego, 2017).

En la clasificación, los datos obtenidos en el ICV, referidos a flujos de entradas y salidas se clasifican por categorías de impacto. Para ello se tiene en cuenta cuáles son los impactos que potencialmente pueden causar cada uno de los flujos.

A continuación se explican las categorías de impacto más consideradas y su indicador (unidades físicas que corresponden al principal compuesto responsable del impacto):

- Calentamiento global (Kg de CO₂ eq.)

La atmósfera de la Tierra absorbe parte de la radiación infrarroja emitida desde la tierra hacia el espacio y, por lo tanto, se calienta. Este efecto es debido a las

emisiones de gases efecto invernadero como CO_2 , N_2O , CH_4 . La contribución humana más importante al efecto invernadero se atribuye a la combustión de combustibles fósiles como el carbón, el petróleo y el gas natural. Las consecuencias del efecto invernadero provocado por el hombre incluyen temperaturas medias globales más altas y cambios en los climas globales y regionales (Potting & Hauschild, 2005).

- Eutrofización (Kg PO_4 eq. terrestre; Kg P eq. en agua dulce; Kg N eq. agua salada)

La eutrofización se genera por el aporte en exceso de nutrientes (generalmente N y P) al suelo o al agua, produciendo un crecimiento descontrolado de algas y provocando efectos adversos en el agua como el agotamiento de oxígeno necesario para los peces y moluscos.

- Consumo de energía (MJ)

El consumo de energía es un componente significativo del impacto de ciclo de vida y se define como la cantidad de energía utilizada en un sistema durante el ACV del sistema analizado

Se considera energía consumida a toda aquella energía asociada a los procesos considerados en el ICV. Esto incluye las materias primas, el proceso, el transporte...(García et al., 2011)

Consecuencia directa del consumo energético, se produce agotamiento de recursos no renovables como los combustibles fósiles, emisiones de gases invernadero y otros compuestos además de generaciones de residuos radiactivos si la electricidad procede de energía nuclear.

- Acidificación (Kg SO_2 eq.)

Además de los gases invernadero existen otros que aumentan la acidez del medio. Son principalmente gases que liberan hidrógeno cuando se degradan en la atmósfera. Destacan los óxidos de azufre y los óxidos de nitrógeno procedentes de la combustión en centrales térmicas.

El efecto más conocido es el llamado lluvia ácida. Sus efectos nocivos pueden dañar el entorno y acidificar tanto los suelos como los cursos del agua.

- Ecotoxicidad y toxicidad humana (Kg 1,4-diclorobenceno eq.)

La toxicidad humana y la ecotoxicidad se producen debido al uso de sustancias químicas capaces de provocar efectos adversos en el ser humano y en el ambiente. La ciencia de toxicología actual establece que cualquier sustancia emitida puede provocar impactos tóxicos dependiendo de la cantidad emitida, la movilidad, persistencia, exposición y toxicidad.

Esto demuestra que la toxicidad no es el único parámetro que determina el potencial impacto ecotóxico de una sustancia química en el medio ambiente. Por ejemplo una sustancia puede ser muy tóxica pero nunca llegar a ningún organismo debido a su corta vida en el medio ambiente, sin embargo otra sustancia puede no ser muy tóxica pero se emite en grandes cantidades durante un largo período de tiempo causando un impacto ecotóxico (Rosenbaum, 2018).

- Degradación de la capa de ozono (Kg CFC-11 eq.)

El agotamiento de la capa de ozono o la degradación de la capa de ozono se refiere a la reducción de la capa de ozono, que protege la Tierra de la radiación ultravioleta. Las principales causas de la disminución de la capa de ozono son las emisiones de clorofluorocarbonos y los hidrofluorocarbonos, que se utilizan habitualmente en refrigerantes, aerosoles, disolventes y espuma aislante (Álvarez Gallego, 2017).

Además de las categorías ya explicadas también se consideran el uso del suelo, el uso del agua, el uso de recursos abióticos y la oxidación fotoquímica.

Una vez realizada la clasificación de los flujos en las distintas categorías se pasa a la etapa de caracterización.

La etapa de caracterización se basa en la cuantificación del impacto utilizando lo que se denomina como factor de caracterización, que representa la cantidad de compuesto que de ser emitido, tendría un efecto en el medio ambiente comparable a la unidad base de la categoría de impacto. (Ejemplos: 1g de NH_3 tiene el mismo efecto de acidificación que 1,88 g de SO_2 . En el caso de los gases efecto invernadero, se tiene que tener en cuenta que debido a las distintas características de absorción de infrarrojos y longevidad atmosférica del CH_4 , N_2O y CO_2 , el calentamiento del CH_4 y del N_2O en la atmósfera es de 23 e 296 veces mayor que el CO_2 para un tiempo de 100 años. Esto significa que en 100 años cada Kg de CH_4 calienta 23 veces más la Terra que esa misma cantidad de CO_2 .) (García et al., 2011).

Las categorías posteriores (normalización y ponderación) son voluntarias. La normalización tiene como objetivo facilitar la interpretación de los resultados, y por último la ponderación que se utiliza para determinar que impactos son más importantes y cómo de importantes son. Solo se puede aplicar después de la normalización y no existe ninguna base objetiva para este paso. Lo que significa que independientemente del método de ponderación siempre se basará en elecciones subjetivas de una persona o grupo de personas (Rosenbaum, 2018).

4) Interpretación del ciclo de vida

La interpretación es la fase del ACV donde los resultados de las otras fases son considerados y analizados en conjunto. Dentro de esta fase se incluyen tres puntos fundamentales:

- Verificación de los resultados: resultados completo, de calidad y coherentes con el objetivo y el alcance propuesto.
- Identificación de los puntos conflictivos que tendrán que ser sometidos a mejoras.
- Establecer unas conclusiones, limitaciones y recomendaciones acordes con el objetivo y alcance propuesto.



Figura 6: Estructura del ACV (Rodríguez, n.d.)

Tal y como se observa en **(Figura 6)** que muestra todas las etapas del método , el ACV es un proceso iterativo en el que se deben revisar los resultados de cada etapa y, cuando sea necesario, volver a las etapas anteriores y modificarlas de modo que siempre se cumplan los objetivos del estudio.

4. ESTUDIOS DE ACV SOBRE TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES

En este trabajo se realiza la revisión de diferentes artículos que utilizan la metodología del ACV para evaluar los impactos ambientales de los tratamientos de aguas residuales.

Cabe destacar que los estudios existentes de ACV aplicados a tratamientos de aguas tienen un alcance limitado, en términos de tamaño de la instalación, alternativas o exclusión de aspectos, (Nguyen et al., 2020) así como de problemas asociados con la disponibilidad y la calidad de los datos. Además, la cantidad y la calidad de las aguas residuales varían según el número de personas, las industrias conectadas al alcantarillado, así como las diferencias en los hábitos de población y variaciones estacionales en el clima por lo que los resultados de los estudios pueden ser desiguales.

4.1 Objetivo y alcance

La mayor parte de los artículos revisados tienen un objetivo y un alcance diferente. Sin embargo la mayoría utilizan como unidad funcional 1m^3 (de agua tratada por unidad de tiempo). Se utiliza el término de unidad funcional para hacer referencia al volumen del influente y su carga asociada. Sin embargo, varios autores han declarado que las UF basadas en volumen no reflejan la calidad inicial del influente (Gallego et al., 2008). Con objeto de tener presente la carga contaminante del agua residual entrante en la PTAR, otros estudios se proponen utilizar como UF el tratamiento de agua residual asociado a un habitante equivalente durante un año (PE). El primero tiene la ventaja de estar basado en datos físicos, mientras que este último tiende a ser utilizado para fines comparativos ya que minimiza las diferencias asociadas con la composición del influente y el flujo (Rodríguez-García et al., 2011).

En cuanto a los límites del sistema, el ACV de una PTAR comprende diferentes etapas, es decir etapa de construcción de la planta, etapa de uso (funcionamiento de la planta), "etapa" de transporte (en algunos casos una parte de las otras etapas) y finalmente la etapa de eliminación, desperdicio o reutilización / reciclaje.

En la mayor parte de los artículos revisados se considera sólo la etapa de operación, o la de operación y la de construcción, pero en muy pocos se tiene en cuenta la fase de demolición.

En los estudios que hablan de tecnologías convencionales de tratamiento de aguas en los que únicamente se tiene cuenta la fase de operación explican que esto se debe a que esta etapa aporta aproximadamente el 80% de los impactos ambientales y como consecuencia la fase de construcción tiene menor carga ambiental (Garfí et al., 2017; Sabeen et al., 2018). El impacto de la etapa de construcción se debería al polvo de la construcción, al manejo de material, actividades de llenado y erosión eólica (Sabeen et al., 2018).

En el caso de los artículos revisados que hablan del tratamiento de aguas con HC, la mayor parte tienen en cuenta la fase de operación y de construcción. Estudios como (Flores et al., 2019; Fuchs et al., 2011; Garfí et al., 2017) llegaron a la conclusión de que aunque los HC son sistemas comprenden procesos de baja tecnología y baja energía requieren una gran cantidad de materia prima para su implantación. Esto se debe a los grandes terrenos requeridos para su instalación, por lo que en este caso la fase de construcción domina los impactos de ciclo de vida.

(Machado et al., 2007) tuvieron en cuenta para su estudio todos los procesos. Concluyeron que los tratamientos convencionales presentan mayor impacto ambiental que los HC durante la operación y mantenimiento debido al consumo de energía. Otros autores (Gaterell et al., 2000) llegaron a resultados similares. El impacto ambiental asociado con la demolición y eliminación contribuye menos de un 20% del impacto total en los sistemas de tratamiento convencionales. Sin embargo los humedales construidos, muestran el impacto más significativo en el desmantelamiento. Pero se debe tener en cuenta que la vida útil de las plantas de tratamiento de aguas residuales es alta (20 años), las fases de operación y mantenimiento van a presentar los principales impactos ambientales, en lugar de la construcción o desmontaje.

4.2 Análisis del Inventario

Los datos de los estudios son normalmente primarios, es decir mediciones de plantas reales, plantas piloto o de laboratorio o una combinación con valores y estimaciones de la literatura. Es importante asegurar la posibilidad de reproducir el estudio, por lo que las bases de datos más utilizadas son ecoinvent y GaBi.

4.3 Evaluación de los impactos

La selección de las categorías de impacto es uno de los principales problemas en los estudios de ACV (Zang et al., 2015). De los estudios revisados hay una gran variación

en el número y tipo de categorías de impacto incluidas. Además el grado de énfasis de cada categoría es diferente en cada uno de ellos debido a la importancia relativa al estudio realizado.

Entre las categorías de impactos ambientales considerados en la mayor parte de los artículos revisados se encuentran: el cambio climático, eutrofización del agua, la toxicidad humana, la ecotoxicidad y el uso de energía especialmente si se basa en el uso de recursos fósiles.

4.3.1 Eutrofización del agua

La eutrofización es considerada uno de los problemas más relevantes al realizar una evaluación ambiental de las PTAR. Esto no es sorprendente, la descarga de aguas residuales es uno de los principales contribuyentes a la eutrofización acuática en todo el mundo, pero el impacto es mucho peor en ausencia de tratamiento.

Se asocia a las emisiones del agua residual con exceso de nutrientes, principalmente Fósforo (P), Nitrógeno (N) y en menor medida compuestos orgánicos (Zang et al., 2015)(Niero et al., 2014). Estos nutrientes causan un crecimiento descontrolado de algas y otras plantas lo que a su vez provoca un consumo excesivo del oxígeno disuelto en el agua dando lugar a malos olores y a la destrucción de los ecosistemas acuáticos.

En la **(Figura 7)** se pueden observar los valores obtenidos para la eutrofización marina para cada uno de los tratamientos convencionales estudiados por (Niero et al., 2014). A la derecha de la figura se muestran todos los posibles contribuyentes a este impacto (Al, Fe, gas natural, polímeros...) observándose que el principal motivo de la eutrofización son las descargas con exceso de nutrientes en todos los tratamientos.

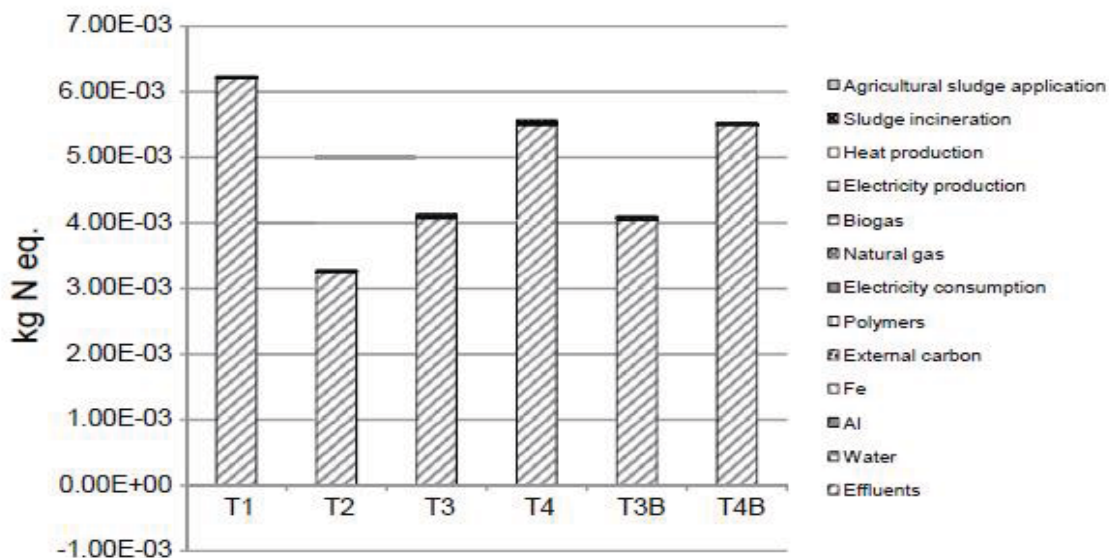


Figura 7: Principales contribuyentes a la eutrofización marina (Niero et al., 2014)

* La columnas de la figura representan los diferentes tratamientos convencionales estudiados. Todos son tratamientos biológicos, pero para diferente número de habitantes. Las columnas están ordenadas de izquierda a derecha en orden creciente al número de habitantes. A la derecha se muestran todos los posibles contribuyentes a la eutrofización marina.

El estudio realizado por (Resende et al., 2019) donde se evalúa el ciclo de vida de un HC híbrido (combinación de flujo vertical y horizontal) y un HC con aireación artificial determinó que la descarga, fue la principal responsable de la mayor parte del impacto en la categoría de eutrofización (99,95%) observando resultados similares en ambos sistemas debido a la eliminación incompleta de N y P. Pero el sistema con aireación requiere un mayor consumo de electricidad contribuyendo con el aumento de otros impactos ambientales, siendo los impactos del ciclo de vida de la primera opción más bajos.

El impacto de potencial de eutrofización puede disminuir implementando sistemas de tecnología más sofisticados para mejorar la eficiencia de eliminación de nutrientes (sin embargo generalmente con aumento de otros impactos ambientales).

4.3.2 Uso de energía

El uso de energía juega un papel importante en las categorías de impacto ambiental de las PTAR. Varios estudios revelaron que el uso de energía está directamente relacionado con el calentamiento global.

En los estudios convencionales de PTAR, el análisis del uso de energía generalmente se centra únicamente en el consumo de electricidad. Sin embargo hay otros tipos de energía, incluidos los químicos (Belloir et al., 2015).

Si se ignoran las emisiones asociadas a los procesos que se requieren para producir la electricidad que se consume en la PTAR, entonces se ignorarían alrededor del 30% de las emisiones de CO₂ y de las emisiones globales asociadas al calentamiento (Gallego et al., 2008).

El consumo de energía varía dependiendo de los tratamientos que se realicen en las PTAR, (Gallego et al., 2008) realizaron un estudio con 13 PTAR convencionales diferentes, para poblaciones pequeñas (de menos de 20.000 habitantes). La principal diferencia entre ellas es la tecnología utilizada para el tratamiento secundario, siendo las tecnologías que utilizan sistemas de aireación los que destacan por su mayor consumo. Otros estudios también indicaron que la mayor parte del consumo de electricidad proviene especialmente de procesos de aireación seguido por el bombeo de las aguas residuales y lodos (Foley et al., 2010).

El balance energético podría disminuirse o incluso mitigarse utilizando tecnologías adecuadas. Algunas de las estrategias propuestas fueron llevar a cabo la digestión anaeróbica de lodos, utilización de tecnologías electroquímicas², tecnologías fototróficas³ o el uso de tecnologías no convencionales. (Machado et al., 2007) realizaron un estudio centrándose en el inventario de ACV y la evaluación del impacto ambiental de 3 diseños de tratamiento de aguas, dos sistemas no convencionales (humedal construido e infiltración lenta) y uno convencional (proceso de lodos activados), determinando que el uso de energía de los HC y los sistemas de infiltración lenta es similar. Por el contrario el sistema de lodos activados tiene requisitos de energía mucho más altos debido al equipo de aireación. El uso de energía es el principal contribuyente a las categorías de impacto abiótico y al calentamiento global, lo que justifica el hecho de que los lodos activados presenten un impacto mayor en ambas categorías (**Tabla 4**). En la (**Tabla 4**) se pueden observar los impactos considerados en el estudio para los diferentes tratamientos de agua. En todos los impactos estudiados los valores obtenidos por los tratamientos naturales son mucho más bajos que el valor obtenido en el tratamiento de lodos activados. Se pueden destacar principalmente las categorías de agotamiento abiótico, oxidación fotoquímica y acidificación donde la diferencia es especialmente notable.

² Estas técnicas se basan en la aplicación de un campo eléctrico entre ánodos y cátodos.

³ Utilizan la luz solar como fuente principal de energía.

Emisiones en cada categoría de impacto	Categoría de impacto y emisiones de referencia	Valor kg		
		HC	Infiltración lenta	Lodos activados
Aluminio Cobre Hierro	Agotamiento abiótico Sb	48.2	39.3	323
Dióxido de carbono Monóxido de dinitrógeno	Calentamiento global CO ₂	-2.93*10 ⁴	-1.87*10 ⁵	4.01*10 ⁴
Etano Propano	Agotamiento de la capa de ozono CFC-11	1.72*10 ⁻³	1.2*10 ⁻³	3.04*10 ⁻³
Monóxido de carbono Dióxido de nitrógeno Óxidos y dióxido de azufre	Oxidación fotoquímica C ₂ H ₄	3.25	2.61	17.8
Dióxido de azufre	Acidificación SO ₂	31.1	38	434
Amonio Monóxido de dinitrógeno Óxidos y dióxido de nitrógeno Fósforo	Eutrofización PO ₂ ⁻⁴	3.42*10 ³	3.42*10 ³	3.43*10 ³

Tabla 4: Resultados del inventario de cada categoría de impacto para los distintos tratamientos de ARU (Machado et al., 2007).

*Las emisiones presentadas en la primera columna son las que individualmente tienen la mayor contribución dentro de cada categoría de impacto. Los valores representados en la tercera, cuarta y quinta columna son la suma de todas las emisiones consideradas en cada categoría de impacto.

(Garfí et al., 2017) estudiaron un sistema convencional ubicado en Cataluña y un sistema de humedales construidos que consistía en dos flujos verticales construidos que operan alternativamente y un flujo subterráneo horizontal. Estudios previos de la Universidad de Barcelona ya sugirieron que los humedales híbridos construidos (combinación de flujo vertical y horizontal) eran una buena opción para el tratamiento de aguas residuales en pequeñas aglomeraciones. En este estudio lograron valores muy altos de eliminación de materia orgánica y sólidos. Para realizar la investigación en este caso tuvieron en cuenta el agotamiento de fósiles, el cambio climático, agotamiento de ozono y eutrofización del agua dulce y determinaron que la planta de tratamiento convencional presenta impactos ambientales entre 2 y 5 veces mayor que las tecnologías basadas en la naturaleza, principalmente por el consumo de electricidad y de productos químicos.

Más tarde (Flores et al., 2019) estudiaron el comportamiento medioambiental de los sistemas de tratamiento de aguas residuales. Escogieron 6 opciones de tratamiento y gestión de aguas entre los HC y tratamientos convencionales (lodos activados). Los límites del sistema incluían la construcción, operación y mantenimiento durante un período de 20 años. La fase de caracterización fue realizada considerando las siguientes categorías de impacto: cambio climático, agotamiento de la capa de ozono, eutrofización, formación de oxidantes fotoquímicos, toxicidad humana, ecotoxicidad terrestre y agotamiento de fósiles. En general, los escenarios de humedales artificiales demostraron ser las alternativas más ecológicas. Esto se debió principalmente a los altos impactos ambientales generados por el transporte de aguas y lodos así como por el consumo de productos químicos y electricidad.

En la **(Tabla 5)** se pueden observar los datos de consumo de electricidad y químicos obtenidos en el estudio para los distintos tratamientos de aguas. En la columna 1 y 2 se muestran los resultados obtenidos para 2 humedales, y en la 3,4 y 5 para tratamientos convencionales (lodos activados). En los HC el consumo de electricidad es menor que en el caso de los lodos activados, pero además el consumo de químicos es nulo.

	Unidades	HC1	HC2	LA1	LA2	LA3
Electricidad	kWh/m ³	0,1743	0,02309	0,69	0,3956	0,38
Floculante	kg/m ³	-	-	1.034E-01	1.034E-01	1.842E-02
Hidróxido de sodio	kg/m ³	-	-	1.241E-01	1.241E-01	-
Urea	kg/m ³	-	-	3.310E-01	3.310E-01	3.683E-02
H ₃ PO ₄	kg/m ³	-	-	2.069E-01	2.069E-01	-
H ₂ SO ₄	kg/m ³	-	-	-	-	7.244E-01

Tabla 5: Consumo de electricidad y químicos de los distintos tratamientos (Flores et al., 2019)

Además, se observó que cuanto menor sea el tamaño de la planta convencional de aguas residuales, mayor es el consumo de electricidad por metro cúbico de agua tratada. Estos hechos sugieren que cuanto más pequeño es el tamaño de la comunidad, más apropiadas son las soluciones basadas en la naturaleza, en comparación con los sistemas de tratamiento de aguas convencionales (Garfí et al., 2017).

El consumo de energía ya se identificó como uno de los principales indicadores de desarrollo sostenible para tratamientos de aguas residuales. Pero además el uso de energía no solo supone un problema ambiental sino que acarrea un gasto económico ya que el consumo de energía supone el 50% de los costos de mantenimiento de una planta de tratamiento (Zang et al., 2015).

4.3.3 Impactos relacionados con la toxicidad (ecotoxicidad y toxicidad humana)

La ecotoxicidad terrestre (a través de la tierra) se produce debido a la aplicación de lodos generados en las plantas de tratamiento en tierras agrícolas. Estos lodos pueden contener metales pesados siendo Hg y Cr los principales responsables del impacto ambiental, $51.0 \pm 13.0 \%$ y $31.2 \pm 11.0 \%$ respectivamente (Gallego et al., 2008). Otra fuente importante es el consumo de electricidad a base de carbón (Niero et al., 2014).

La aplicación de lodo a las tierras agrícolas es una técnica que se usa para reducir la necesidad del uso de fertilizantes sintéticos que contienen nitrógeno y fósforo, lo que resulta beneficioso en el medio ambiente si el contenido de metales en los lodos se mantienen dentro de unos valores admisibles (Niero et al., 2014). Estudios como el de (Foley et al., 2010) informan que los impactos tóxicos exceden los beneficios del no uso de fertilizantes y por lo tanto representan un resultado ambiental negativo. Más tarde (Niero et al., 2014) realizaron un estudio con 4 plantas convencionales en Dinamarca. En este estudio evaluaron los impactos ambientales de cada una de las plantas, entre estos impactos se encuentran el cambio, agotamiento de fósiles, toxicidad humana, ecotoxicidad terrestre, de agua dulce y marina, eutrofización de agua dulce y eutrofización marina.

Para evaluar la ecotoxicidad terrestre, calcularon la calidad promedio de los lodos para los 4 tipos de plantas. Los datos de calidad se midieron en g de contaminante por kg de materia seca en el lodo. No diferenciaron entre las diferentes categorías de eliminación del lodo (suelo agrícola, bosques, parques, jardines privados...) ya que en todas las categorías se aplican los mismos criterios de calidad. Consideraron la concentración de Pb, Cd, Hg, Zn, N total, P total y N-nonilfenol como medida de emisiones directas al suelo y utilizaron como fertilizante de referencia para el estudio el DAP (fosfato diamónico). La producción de DAP incluye productos químicos, consumo de energía, así como el uso de materia prima, transporte... Demostraron que aplicar lodos a tierras agrícolas produce menos impactos que la incineración de estos. Esto se debe a que la aplicación agrícola del lodo reemplaza tanto la producción como el uso de fertilizante mineral.

La cantidad de lodos generados depende del tipo de tratamiento que se lleve a cabo en la PTAR contribuyendo esto al nivel de contaminación.

También se puede producir ecotoxicidad acuática (tanto del agua dulce como del medio marino), está directamente relacionada con los contaminantes tóxicos en el efluente (Niero et al., 2014). Otros contribuyentes son el consumo eléctrico basado en carbón y la descarga de metales pesados al suelo, debido a la transferencia (escorrentía o lixiviación) de contaminantes (Zang et al., 2015). En el caso del agua dulce las sustancias responsables del impacto son principalmente el Ni y el Mg debido a la producción de energía a base de carbón (Niero et al., 2014).

En los HC el estudio de (Resende et al., 2019) citado con anterioridad se refiere a la grava (utilizada como material filtrante) como principal responsable para el 90% de los

posibles impactos relacionados con la ecotoxicidad del agua dulce y la toxicidad humana. Reemplazar la grava por un material alternativo podría ser una opción para minimizar los impactos; sin embargo se determinó que la sustitución de la grava por arcilla causó entre 10-42% más impactos.

En cuanto a la toxicidad humana, diversos estudios de ACV relacionados con las PTAR señalaron que los procesos que generan emisiones tóxicas al aire (es decir, producción de electricidad, productos químicos e incineración de lodos) o al suelo tienen más probabilidades de causar impactos de toxicidad humana (Zang et al., 2015). (Flores et al., 2019) determinaron que el mayor impacto se debió al transporte de aguas residuales y lodos (20-99% del impacto total) así como consumo de químicos (15-55% del impacto total) en el escenario de lodos activados. (Niero et al., 2014) determinó que la emisión de químicos en el aire producidos en la incineración de lodos o por el consumo de electricidad son los principales responsables de esta categoría.

4.3.4 Calentamiento global

El potencial de calentamiento global no se encuentra entre las más relevantes categorías de impacto de las PTAR (Clauson-Kaas et al., 2001), sin embargo, es una de las categorías más investigadas porque es un problema importante en todo el mundo desde una perspectiva política, social y ambiental.

Las PTAR contribuyen al calentamiento global mediante las emisiones de gases invernadero. Para este tipo de sistemas, la emisión total de gases invernadero es la suma de CO₂, CH₄ y N₂O generados de manera directa e indirecta (Maucieri et al., 2017; Resende et al., 2019; Zang et al., 2015). Las emisiones directas de CO₂ están relacionadas en plantas convencionales con el consumo de energía (Machado et al., 2007), las de N₂O son generadas a partir del tratamiento biológico secundario y las de CH₄ por el tratamiento anaeróbico y/o de lodos, mientras que las emisiones indirectas provienen fundamentalmente de la producción de electricidad, productos químicos utilizados en las PTAR y transporte de combustible (Zang et al., 2015).

En los últimos años, se han propuesto varios métodos de cuantificación y medición de los GEI para aumentar los datos disponibles así como la literatura sobre ellos, debido a que los métodos de medición directa generan incertidumbre y limitaciones por la variabilidad de los aspectos comentados con anterioridad, además del tipo de tratamiento. En muchos casos las emisiones de CO₂ directas se consideraban biogénicas y se recomendaba contabilizarlas como emisiones de gases invernadero

neutras, sin embargo no todas estas emisiones deberían considerarse biogénicas porque hasta el 10% del carbono orgánico total presente en las aguas residuales puede ser de origen fósil (principalmente relacionado con detergente) (Gallego-Schmid & Tarpani, 2019). En el caso del NO₂, estudios recientes también han resaltado que estas emisiones pueden tener un papel dominante en el impacto de calentamiento global (Foley et al., 2010) con contribuciones aproximadamente tres veces más altas que el uso de electricidad. Las emisiones directas de NO₂ se pueden ver influenciadas por aspectos como la concentración de oxígeno disuelto, amonio y nitrito, la presencia de compuestos tóxicos, bajas temperaturas o alta salinidad (Gallego-Schmid & Tarpani, 2019). Estos factores específicos y locales hacen que exista una gran incertidumbre asociada al cálculo de estas emisiones (Foley et al., 2010).

(Machado et al., 2007) realizaron un estudio con 2 plantas no convencionales y una convencional llegando a la conclusión de que los HC son tecnologías adecuadas para zonas rurales. El factor relevante es la reducción del calentamiento global debido al secuestro de carbono, a diferencia de procesos convencionales que requieren un alto aporte de energía y presentan un balance de carbono negativo (**Tabla 4**). Más tarde (Klein, J., & van der Werf, 2014) también documentaron que el humedal puede actuar como sumidero de CO₂ (la vegetación fija el carbono atmosférico mediante fotosíntesis), con valores netos en el rango de 0,27- 2,4 (kg.m⁻².y⁻¹) dependiendo de la configuración de la planta y las condiciones de operación. Estudios más recientes como el realizado por (Wang et al., 2018) sobre aguas porcinas siguen refiriéndose a la vegetación como un buen sumidero de carbono. Determinaron la capacidad de absorción de la vegetación entre 617- 977 g C (m₂. Año). En este estudio se evaluó la sostenibilidad de un HC de flujo de marea⁴. Se utiliza este porque los HC más comunes (HC subsuperficial, superficial y híbridos) no logran una eficiencia de tratamiento satisfactoria para la eliminación de P en tierras agrícolas. En este caso, el secuestro de CO₂ por la vegetación fue muy pequeño en comparación con el emitido por la generación de electricidad. En resumen, la emisión de CO₂ fue positiva debido al consumo de electricidad que se determinó en 2,36 kWh frente al nulo consumo de los humedales convencionales.

(Pan et al., 2011) llevaron a cabo una investigación con el objetivo de estimar las emisiones de GEI de un humedal construido por flujo vertical de subsuelo y un grupo de plantas de tratamiento de aguas residuales convencionales en China. Los resultados muestran que los tratamientos convencionales emiten 7,3 kg de CO₂ para

⁴ Tipo de HC que utilizan bombas para crear “mareas”.

eliminar 1kg de DBO en el ciclo de vida estudiado, mientras que el HC solo emite 3,18 kg de CO₂. Especialmente en la etapa de tratamiento, las emisiones de los sistemas convencionales son 7 veces más altas que las del HC. Las emisiones de N₂O en ambos sistemas son solo una fracción menor de las emisiones totales. Por lo tanto, este estudio concluyó que los HC son una opción efectiva para la mitigación de las emisiones de GEI en el sector de las aguas residuales. Más tarde (Boano et al., 2020) llegaron a la misma conclusión. En su estudio sobre el tratamiento de aguas grises determinaron que los HCFV de subsuelo son una buena opción para la reducción de las emisiones de GEI. La vegetación representa una herramienta de mitigación válida, lo que implica una reducción de aproximadamente el 50% de las emisiones en comparación con las plantas de tratamiento de aguas residuales convencionales.

En cuanto al flujo de CH₄ emitido a la atmósfera en los HC, este está relacionado con 3 procesos: burbujeo de gas, difusión de sedimentos y transporte interno mediado por plantas (Maucieri et al., 2017) y se ve influenciado por diferentes aspectos como las condiciones ambientales (mayor temperatura agua, suelo, vegetación, aire y la radiación solar aumentan las emisiones) (Gallego-Schmid & Tarpani, 2019). En el caso de la vegetación los autores sugirieron que la capacidad de transferencia de oxígeno varía entre especies de plantas. Por lo tanto, una adecuada selección de especies de plantas puede influir en la modificación de los procesos microbianos de HC aumentando o reduciendo la formación de CH₄ y posteriormente su emisión (Maucieri et al., 2017). La temperatura también es un factor importante. Se encontraron emisiones de CH₄ significativamente mayores en verano en comparación con otras estaciones del año, lo que confirma que estas emisiones están muy influenciadas por la temperatura (Maucieri et al., 2017).

El estudio de (Laitinen et al., 2017) determina que las emisiones directas de CH₄ fueron el principal contribuyente de GEI para un HC en México. Sin embargo, los autores declararon la necesidad más estudios para reducir la incertidumbre porque las emisiones de CH₄ varían significativamente según el tipo de humedal, elección de la vegetación y características estacionales y regionales como ya se mencionó con anterioridad.

4.3.5 Otras categorías de impacto

Categorías como potencial de acidificación, fotoquímico, potencial de oxidación y agotamiento de ozono de las PTAR tienen menos interés respecto a los nombrados anteriormente (Zang et al., 2015).

Se atribuyen principalmente al consumo de electricidad de origen fósil, productos químicos así como a procesos de nitrificación- desnitrificación de aguas residuales.

4.3.6 Aspectos a tener en cuenta

Otros aspectos que se deben detener en cuenta a la hora de tomar decisiones son el económico, el ruido y las vibraciones y el impacto visual.

Como ya se explicó con anterioridad las plantas convencionales requieren un gran consumo de energía que a su vez supone un 50% de los costos de mantenimiento de una planta de tratamiento. (Fuchs et al., 2011) además de realizar el estudio ambiental ya comentado, realizaron un estudio económico donde demostraron que los tratamientos convencionales son entre 2 y 3 veces más caros que los HC.

El aspecto de ruido y vibraciones hace referencia al ruido producido por las distintas máquinas de la planta depuradora.

El impacto asociado son las molestias a la población por el ruido generado. Este impacto se produce de forma continua aunque la maquinaria susceptible de generar ruido no necesariamente funcione todo el día, ya que los períodos de parada son cortos.

El impacto será muy variable según la PTAR de la que se trate. En el caso de los tratamientos convencionales el impacto va a ser mayor que en los HC, dado que estos reproducen procesos naturales además de que se reducen las averías de carácter mecánico y la operación es menos complicada, menos peligrosa y requiere menos medios para mantenerla en su punto óptimo.

Cabe destacar sin embargo que en los procesos convencionales, si los equipos que producen estos ruidos se encuentran en edificaciones cerradas el ruido que pueden llegar a producir en núcleos habitados colindantes será mínimo o imperceptible.

El impacto visual hace referencia a cómo afecta la instalación al entorno paisajísticamente. Es decir, tiene en cuenta como se adapta la PTAR al medio desde el punto de vista visual. El impacto ambiental asociado es la contaminación visual producida por la obra civil en las poblaciones situadas alrededor y que tienen una visual directa a la PTAR.

La creciente construcción de nuevos edificios, satisface la demanda de viviendas de una creciente población pero, por otro lado, reduce los espacios verdes de la ciudad, que a menudo produce asfixia e incomodidad para los seres humanos. En este

aspecto la infraestructura verde puede desempeñar un papel fundamental (Ingrao et al., 2020). Además este es un impacto que se produce todo el tiempo.

En los tratamientos de aguas convencionales la contaminación visual producida es mayor que en el caso de HC. Estos últimos se integran visualmente a las zonas rurales y reproducen a los humedales naturales sustituyendo edificios y maquinas por macrófitas.⁵

⁵ Plantas que pueden vivir en terrenos inundados durante toda su vida.

5. CONCLUSIONES

Es la fase final del ACV se reúnen los resultados de las etapas anteriores con el fin de proporcionar conclusiones.

Las PTAR comprenden procesos operativos complejos que consisten en el transporte, tratamiento y descarga del efluente. Para el adecuado funcionamiento se deben de considerar y equilibrar cuatro objetivos: (1) mitigar los contaminantes, (2) asegurar la calidad del efluente, (3) mantener los costos y (4) minimizar el impacto ambiental global. Evaluar los diferentes parámetros es una tarea difícil debido a la cantidad de variables que pueden afectar a los resultados. Este trabajo ha presentado una descripción general de los principales parámetros ambientales evaluando diferentes estudios de ACV.

Una vez evaluados los estudios se observan evidentes ventajas de los humedales construidos frente a los tratamientos convencionales aunque también algún inconveniente.

Entre las ventajas destacan:

- Bajo o nulo consumo de energía, lo que reduce las GEI.
- Los HC actúan como sumideros de carbono pudiendo dar valores negativos de CO₂, disminuyendo el valor de los gases invernadero.
- Simplicidad operativa. No requiere personal especializado. Pocos equipos electromecánicos
- Producción mínima de residuos (Álvarez et al., 2005). Menor cantidad de lodos, lo que disminuye los valores de la ecotoxicidad terrestre producida por la aplicación de lodos en la tierra.
- Coste bajo de la explotación y mantenimiento en comparación con los tratamientos convencionales. El uso de energía supone el 50% del costo de mantenimiento en tratamientos convencionales.
- Bajo impacto sonoro y buena integración visual en el medio (Álvarez et al., 2005).
- Capacidad de tratamiento. Se han diseñado e instalado para tratar aguas residuales domésticas, industriales agrícolas etc...(Ingrao et al., 2020)
- No se ven afectados por variaciones en el caudal o de cargas contaminantes.

- No se utilizan químicos, por lo que se reduce problemas relacionados con la toxicidad humana.

Entre los principales inconvenientes frente a los tratamientos convencionales destacan:

- Requieren grandes extensiones de terreno, entre 20 y 80 veces superior que los tratamientos convencionales (Álvarez et al., 2005). Especialmente indicados para espacios rurales donde los costes del terreno sean bajos. Hay que tener en cuenta que cuanto menor es el tamaño de la planta convencional de aguas residuales, mayor es el consumo de electricidad por metro cúbico de agua tratada. Esto indica que cuanto más pequeño es el tamaño de la comunidad, más apropiadas son las soluciones basadas en la naturaleza.

Por este motivo en zonas rurales donde los costos del terreno sean bajos, las grandes extensiones de terreno que requieren, pueden no ser una desventaja.

- Mayor impacto ambiental en el desmantelamiento frente a tratamientos convencionales, aunque la vida útil es alta por lo que los impactos de operación y mantenimiento van a dominar el ACV.
- Largos tiempos de puesta en marcha. De varios meses a un año en sistemas de flujo subsuperficial, a varios años en el caso de sistemas de flujo superficial
- Dificultad en el diseño al intervenir un gran número de procesos y mecanismos en el tratamiento (Kadlec et al., 2000).
- Se puede producir la colmatación del medio granular por presencia de determinados contaminantes.

Aunque existen variaciones de resultados debido a diferentes supuestos y /o limitaciones metodológicas en cada estudio, y que estos todavía son escasos la mayoría de los resultados son que las tecnologías de ahorro de energía tienen menor impacto asociado con productos químicos, uso de energía y emisión de gases invernadero, además de que tienen menor impacto visual y vibracional. También destacan algunas limitaciones como la gran superficie necesaria para implantarlos lo que los hace especialmente adecuados para zonas rurales.

6. COMENTARIO PERSONAL

Después de realizar este trabajo, considero que el ACV es una buena herramienta para la evaluación de los aspectos ambientales de una PTAR, ya que permite identificar las etapas de ciclo de vida con mayor impacto ambiental, actuar sobre el problema y determinar las medidas más eficientes para solucionarlo. Además facilita poder comparar diversas alternativas para establecer cual es la más adecuada con información rigurosa y de calidad.

Sin embargo, su aplicación me parece bastante laboriosa y requiere de mucho tiempo y esfuerzo por parte de los expertos. Todavía existen limitaciones entorno a su realización, como el establecimiento de la unidad funcional, selección de las fuentes de datos, la elección de las categorías de impactos y la disponibilidad y calidad de los datos, por lo que su precisión y aplicación puede ser limitada. En un futuro se debería de establecer unas pautas a la hora de minimizar estas limitaciones con el objetivo de acabar con la subjetividad a la hora de aplicar la metodología.

COMENTARIO PERSOAL

Despois de realizar este traballo, considero que o ACV é unha boa ferramenta para avaliar os aspectos ambientais dunha EDAR, xa que permite identificar as etapas do ciclo de vida con maior impacto ambiental, actuar sobre o problema e determinar as medidas máis eficientes co fin de resolvelo. Tamén facilita a comparación de varias alternativas para establecer cal é a máis adecuada con información rigorosa e de calidade.

Non obstante, a súa aplicación parece bastante laboriosa e require moito tempo e esforzo por parte dos expertos. Aínda hai limitacións ao redor da súa realización, como o establecemento da unidade funcional, a selección das fontes de datos, a elección das categorías de impacto e a dispoñibilidade e calidade dos datos, polo que a súa precisión e aplicación poden ser limitadas. No futuro, deberían establecerse pautas á hora de minimizar estas limitacións co obxecto de acabar coa subxectividade á hora de aplicar a metodoloxía.

PERSONAL COMMENT

After carrying out this work, I consider that LCA is a good tool for evaluating the environmental aspects of a WWTP, since it allows identifying the life cycle stages with the greatest environmental impact, acting on the problem and determining the most efficient measures in order to solve it. It also makes it easier to compare various alternatives to establish which is the most appropriate with rigorous and quality information.

However, its application seems quite laborious and requires a lot of time and effort on the part of the experts. There are still limitations around its implementation, such as the establishment of the functional unit, selection of data sources, the choice of impact categories and the availability and quality of the data, so its precision and application may be limited. In the future, guidelines should be established when it comes to minimizing these limitations with the aim of ending subjectivity when applying the methodology.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, X.A; Barros, P; Bayona, J.M; García, J; Gómez, M.L; Morató, J; Pérez, R; Rodríguez, V; Ruiz, I y Soto, M. (2005). Depuración de augas residuais: Sustentabilidade, dixestión anaerobia e humidais, tecnoloxías naturais e de baixocusto, zonas rurais e pequenos núcleos. *Adega-Cadernos*, nº12, 5–70.
- Álvarez Gallego, S. (2017). *La huella de carbono y el análisis de ciclo de vida* (Aenor).
- Belloir, C., Stanford, C., & Soares, A. (2015). Energy benchmarking in wastewater treatment plants: The importance of site operation and layout. *Environmental Technology*, 36(2), 260–269.
- Boano, F., Caruso, A., Costamagna, E., Ridolfi, L., Fiore, S., Demichelis, F., Galvão, A., Pissoneiro, 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.
- Clauson-Kaas, J., Poulsen, T. S., Jacobsen, B. N., Guildal, T., & Wenzel, H. (2001). Environmental accounting - A decision support tool in WWTP operation and management. *Water Science and Technology*, 44(2–3), 25–30.
- Delgadillo, O., Camacho, A., F.Pérez, L., & Andrade, M. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*.
- Directiva (91/271/CEE), sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas., 1 (1991).
- Flores, L., García, J., Pena, R., & Garfí, M. (2019). Constructed wetlands for winery wastewater treatment: A comparative Life Cycle Assessment. *Science of the Total Environment*, 659, 1567–1576.
- Foley, J., de Haas, D., Hartley, K., & Lant, P. (2010). Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. *Water Research*, 44(5), 1654–1666.
- Fuchs, V. J., Mihelcic, J. R., & Gierke, J. S. (2011). Life cycle assessment of vertical and horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment considering

- nitrogen and carbon greenhouse gas emissions. *Water Research*, 45(5), 2073–2081.
- Gallego-Schmid, A., & Tarpani, R. R. Z. (2019). Life cycle assessment of wastewater treatment in developing countries: A review. *Water Research*, 153, 63–79.
- Gallego, A., Hospido, A., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2008). Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(6), 931–940.
- García, J. S., Herrera, I., & Rodríguez, A. (2011). *Análisis de Ciclo de Vida de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales. Caso: PTARM de Yautepec (Morelos, México)*. 52.
- 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. *Journal of Cleaner Production*, 161, 211–219.
- Gaterell, M. R., Gay, R., Wilson, R., Gochin, R. J., & Lester, J. N. (2000). An economic and environmental evaluation of the opportunities for substituting phosphorus recovered from wastewater treatment works in existing uk fertiliser markets. *Environmental Technology*, 21(9), 1067–1084.
- Gedar. (n.d.). <https://www.gedar.com/residuales/tratamiento-biologico-aerobio/fangos-activos.htm>
- iagua. (2013). <https://www.iagua.es/blogs/carolina-miguel/los-humedales-artificiales-componentes-y-tipos>
- Ingrao, C., Failla, S., & Arcidiacono, C. (2020). A comprehensive review of environmental and operational issues of constructed wetland systems. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 13, 35–45.
- ISO. (2006). ISO. www.iso.org
- Klein, J., & van der Werf, A. K. (2014). Balancing carbon sequestration and GHG emissions in a constructed wetland. *Ecological Engineering*, 66, 36–42.
- Laitinen, Jyrki; Moliis, Katja; Surakka, M. (2017). Resource efficient wastewater treatment in a developing area—Climate change impacts and economic feasibility. *Ecological Engineering*, 103, 217–225.

- Machado, A. P., Urbano, L., Brito, A. G., Janknecht, P., Salas, J. J., & Nogueira, R. (2007). Life cycle assessment of wastewater treatment options for small and decentralized communities. *Water Science and Technology*, 56(3), 15–22.
- Manual de depuración de aguas residuales urbanas. (2008). *Centa, Secretariado de Alianza Por El Agua, Ecología y Desarrollo.*, 264.
- Maucieri, C., Barbera, A. C., Vymazal, J., & Borin, M. (2017). A review on the main affecting factors of greenhouse gases emission in constructed wetlands. *Agricultural and Forest Meteorology*, 236, 175–193.
- Morató, J., Subirana, A., Gris, A., Carneiro, A., & Pastor, R. (2006). Tecnologías sostenibles para la potabilización y el tratamiento de aguas residuales. *Revista Lasallista de Investigación*, 3(1), 19–29.
- Nguyen, T. K. L., Ngo, H. H., Guo, W. S., Chang, S. W., Nguyen, D. D., Nghiem, L. D., & Nguyen, T. V. (2020). A critical review on life cycle assessment and plant-wide models towards emission control strategies for greenhouse gas from wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, 264(August 2019), 110440.
- Niero, M., Pizzol, M., Bruun, H. G., & Thomsen, M. (2014). Comparative life cycle assessment of wastewater treatment in Denmark including sensitivity and uncertainty analysis. *Journal of Cleaner Production*, 68, 25–35.
- Pan, Tao; Zhu, Xiao-Dong; Ye, Y.-P. (2011). Estimate of life-cycle greenhouse gas emissions from a vertical subsurface flow constructed wetland and conventional wastewater treatment plants: A case study in China. *Ecological Engineering*, 37(2), 248–254.
- Potting, J. J., & Hauschild, M. Z. (2005). Spatial differentiation in Life Cycle impact assessment - The EDIP2003 methodology-Guidelines from the Danish Environmental Protection Agency. *Danish Environmental Protection Agency*, 80.
- Resende, J. D., Nolasco, M. A., & Pacca, S. A. (2019). Life cycle assessment and costing of wastewater treatment systems coupled to constructed wetlands. *Resources, Conservation and Recycling*, 148(May), 170–177.
- Rodriguez-Garcia, G., Molinos-Senante, M., Hospido, A., Hernández-Sancho, F., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2011). Environmental and economic profile of six

- typologies of wastewater treatment plants. *Water Research*, 45(18), 5997–6010.
- Rodríguez, M. (n.d.). *Geoinnova*. <https://geoinnova.org/blog-territorio/analisis-del-ciclo-de-vida-iso-14040/>
- Rosenbaum, R. K. (2018). *Life Cycle Assessment*.
- Sabeen, A. H., Noor, Z. Z., Ngadi, N., Almuraisy, S., & Raheem, A. B. (2018). Quantification of environmental impacts of domestic wastewater treatment using life cycle assessment: A review. *Journal of Cleaner Production*, 190, 221–233.
- Sánchez Font, D. (2010). *Depuración de aguas residuales de una población mediante humedales artificiales*. 1–91. <https://upcommons.upc.edu/handle/2099.1/10034#.WvnFhH10vxc.mendeley>
- Serrano, J. G., & Corzo Hernández, A. (2008). Depuración con Humedales Construidos. Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial. In *Universidad Politécnica de Cataluña*.
- Vidal, G., Jarpa, M., Plaza de los Reyes, C., Belmonte, M., Mariangel, L. (2016). *MANUAL DE TECNOLOGÍAS SOSTENIBLES EN TRATAMIENTO DE AGUAS*.
- Wang, T., Liu, R., O'Meara, K., Mullan, E., & Zhao, Y. (2018). Assessment of a field tidal flow constructed wetland in treatment of swine wastewater: Life cycle approach. *Water (Switzerland)*, 10(5).
- Yenkie, K. M. (2019). Integrating the three E's in wastewater treatment: efficient design, economic viability, and environmental sustainability. *Current Opinion in Chemical Engineering*, 26, 131–138.
- Zang, Y., Li, Y., Wang, C., Zhang, W., & Xiong, W. (2015). Towards more accurate life cycle assessment of biological wastewater treatment plants: A review. *Journal of Cleaner Production*, 107, 676–692.