



UNIVERSITAT  
POLITÈCNICA  
DE VALÈNCIA

# UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA

Dpto. de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente

Selección de alternativas de tratamiento para EDARs de gran escala en megaciudades del Sur Global: Un marco decisional que engloba herramientas de simulación, metodologías de ciclo de vida y análisis multicriterio.

Trabajo Fin de Máster

Máster Universitario en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente

AUTOR/A: Torre , Andre

Tutor/a: Barat Baviera, Ramón

CURSO ACADÉMICO: 2021/2022

# Trabajo Fin de Máster

*Selección de alternativas de tratamiento para EDARs de gran escala en megaciudades del Sur Global: Un marco decisional que engloba herramientas de simulación, metodologías de ciclo de vida y análisis multicriterio.*

**Intensificación:** *TRATAMIENTO DE AGUAS*

**Autor:**

*Andre Joel Torre Garcia*

**Tutor:**

*DR. Ramón Barat Baviera*

**Septiembre, 2022**



UNIVERSITAT  
POLITÈCNICA  
DE VALÈNCIA

máster en ingeniería  
hidráulica y medio ambiente  
**mihma**

## RESUMEN

Los países pertenecientes al Sur Global están sufriendo por extender y/o modernizar su infraestructura concerniente a la gestión de las aguas residuales urbanas, puesto que únicamente el 8% recibe algún tipo de tratamiento antes de ser vertido a los cuerpos de agua circundantes. Este problema se agudiza porque la infraestructura disponible está altamente centralizada, las regulaciones son laxas, la transferencia tecnológica es tardía, el know-how es limitado y los recursos económicos escasos; que se traducen finalmente en proyectos que tratan el agua residual ineficientemente. Para abordar esta problemática, se propone un marco decisional holístico que incluye herramientas de simulación, metodologías de ciclo de vida y análisis multicriterio; que tienen como finalidad fortalecer las políticas públicas, mitigar los impactos ambientales, reducir las brechas de saneamiento y utilizar el capital disponible eficientemente.

Específicamente, se desarrolló una metodología que permite comparar un grupo de alternativas de tratamiento (i.e., MLE, A<sup>2</sup>O, Bardenpho, Step-Feed y MBR) para depuradoras de gran escala (i.e., 150,000 p.e.) en megaciudades del Sur Global. En primer lugar, se diseñaron los trenes de tratamiento con DESASS para cumplir con regulaciones europeas, obteniendo una serie de entradas y salidas (e.g., calidad del efluente, energía, químicos), que nutren el inventario de metodologías de ciclo de vida. En segundo lugar, se realizó el análisis ambiental de ciclo de vida estimando el potencial de eutrofización y calentamiento global, utilizando el software SimaPro. En tercer lugar, se llevó a cabo el análisis de ciclo de vida económica, que permite integrar el CAPEX y OPEX en un indicador denominado Valor Presente Neto (i.e., VPN). Finalmente, se integraron los resultados de las metodologías de ciclo de vida con otros criterios de índole social y técnico-operacional, en una matriz de análisis multicriterio.

Los resultados del análisis ambiental indican que las alternativas de tratamiento permiten reducir en más de 89% del potencial de eutrofización. Este indicador se encuentra entre 8.36 y 9.60 g PO<sub>4</sub><sup>-</sup> equivalente, que corresponde al esquema Bardenpho y A<sup>2</sup>O, respectivamente. Asimismo, se estimó que el potencial de calentamiento global se encuentra en el rango de 395.7 y 479.5 g CO<sub>2</sub>, para el MLE y MBR, respectivamente. En cuanto al análisis económico, se estimó que el costo de ciclo de vida se encuentre entre 0.17 y 0.23 €/m<sup>3</sup>; que compete al MLE y al MBR, respectivamente. En base a estos resultados, se estimó que el esquema Bardenpho presenta el mejor desempeño para los criterios evaluados, en un caso base en el que se prioriza los aspectos ambientales.

Para considerar otras perspectivas, se diseñaron tres escenarios complementarios en los que se preponderaron independientemente los criterios económicos, técnico-operacionales y sociales. Los resultados del análisis de sensibilidad indican que el Bardenpho destaca respecto al resto de alternativas, cuando se prioriza los criterios ambientales o económicos; mientras que el MBR es la opción preferida cuando se priorizan los criterios sociales y técnico-operacionales. Cabe recalcar, que el esquema A<sup>2</sup>O presenta el peor desempeño para todos los casos de evaluación, puesto que presenta mayor concentración de NT en el efluente, una menor recuperación de biogás y una mayor generación de malos olores.

La principal novedad es que este estudio presenta un marco decisional que engloba herramientas de simulación, metodologías de análisis de ciclo de vida y análisis multicriterio, que representa una sinergia metodológica aún escasa en la literatura disponible. Asimismo, la metodología propuesta atiende las necesidades específicas de los países del Sur Global en cuando a la gestión de las aguas residuales, que está menos estudiada dentro de la comunidad científica. En definitiva, la implementación de esta metodología permite la interacción entre académicos, ingenieros, operadores, miembros de organizaciones supranacionales y gestores públicos; para exponer y ponderar sus puntos de vista en virtud de proponer sistemas de tratamiento con las mejores compensaciones ambientales, económicas, sociales y técnico-operacionales.

## **DEDICATORIA**

*A mis padres William y Shery; hermanos Diego, Pamela y Luciana; y abuelos Emma, Joel, Julia y Tomás; por el apoyo constante y motivación para alcanzar mis objetivos.*

*A mis tíos Patsy y Johnny; a mis primas Merche y Paula; por su apoyo y hospitalidad durante toda mi estadía en España.*

*A todos aquellos que participaron directa o indirectamente en la elaboración de esta tesis.*

*André*

## **AGRADECIMIENTOS**

*Quiero agradecer de manera especial a mis mentores Ramón Barat, Ian Vázquez y Ramzy Kahhat por su apoyo directo e indirecto durante todo el desarrollo de esta tesis. Gracias por ser unos profesionales comprometidos con el desarrollo de sus alumnos.*

*Asimismo, quiero agradecer a mis ex compañeros de trabajo Eugenia Revuelta y Lucas Benac por transmitirme parte de sus conocimientos en la gestión de las aguas residuales y mostrarse dispuestos a contribuir con este trabajo de investigación.*

*Por último, a la Universidad Politécnica de Valencia y la Pontificia Universidad Católica del Perú, por haberme formado de manera integral.*

*¡Gracias a todos ustedes!*

*Andre*

# ÍNDICE GENERAL

<b>1. Introducción</b> .....	1
<b>2. Objetivos</b> .....	3
2.1. Objetivo general .....	3
2.2. Objetivos específicos.....	3
<b>3. Descripción del tratamiento de aguas residuales urbanas</b> .....	4
3.1. Aspectos generales .....	4
3.2. Eliminación de nutrientes.....	5
3.2.1. Eliminación biológica de nitrógeno .....	5
3.2.2. Eliminación biológica de fósforo .....	8
3.2.3. Eliminación química de fósforo .....	8
3.3. Tecnologías para la remoción conjunta de materia orgánica y nutrientes .....	9
3.3.1. Fangos activados .....	9
3.3.1.1. Ludzak-Ettinger modificado .....	10
3.3.1.2. A <sup>2</sup> O.....	11
3.3.1.3. Bardenpho .....	11
3.3.1.4. Step-Feed.....	12
3.3.2. Biorreactores de membrana.....	13
3.3.3. Biorreactores de membrana anaerobios .....	15
3.4. Tratamiento y disposición de fangos.....	17
3.5. Sistema de control de olores.....	18
<b>4. Métodos y materiales</b> .....	20
4.1. Descripción del caso de estudio .....	20
4.2. Caracterización del agua residual urbana.....	22
4.2.1. Caudal.....	22
4.2.2. Concentración de contaminantes.....	22
4.2.3. Legislación ambiental .....	23
4.3. Diseño de trenes de tratamiento con DESASS.....	24
4.3.1. Descripción de los trenes de tratamiento propuestos .....	25
4.3.1.1. Ludzak-Ettinger Modificado .....	25
4.3.1.2. A <sup>2</sup> O.....	26

4.3.1.3. Bardenpho .....	26
4.3.1.4. Step-Feed.....	27
4.3.1.5. Biorreactor de membrana .....	27
4.4. Metodologías de análisis de ciclo de vida.....	28
4.4.1. Análisis ambiental - LCA.....	28
4.4.1.1. Definición del objetivo y el alcance .....	29
4.4.1.2. Inventario de ciclo de vida .....	29
4.4.1.3. Evaluación del impacto de ciclo de vida.....	30
4.4.1.4. Interpretación .....	31
4.4.1.5. SimaPro .....	31
4.4.2. Análisis económico - LCC .....	32
4.5. Análisis multicriterio - MCDA .....	32
<b>5. Resultados .....</b>	<b>36</b>
5.1. Diseño de trenes de tratamiento .....	36
5.1.1. Calidad del efluente.....	36
5.1.2. Energía para la oxidación biológica .....	37
5.1.3. Energía para controlar la colmatación de membranas .....	40
5.1.4. Energía para el sistema de bombeo .....	41
5.1.5. Requerimiento de hormigón armado.....	42
5.1.6. Energía para la agitación de zonas anaerobias y anóxicas .....	43
5.1.7. Precipitación química de fósforo.....	43
5.1.8. Limpieza química de membranas.....	43
5.1.9. Energía para la digestión anaerobia .....	44
5.1.10. Deshidratación de fangos .....	45
5.1.11. Gestión de fangos .....	46
5.2. Análisis ambiental - LCA.....	46
5.3. Análisis económico – LCC .....	50
5.4. Análisis multicriterio - MCDA .....	53
<b>6. Análisis de sensibilidad .....</b>	<b>56</b>
<b>7. Conclusiones y comentarios.....</b>	<b>58</b>
<b>8. Referencias .....</b>	<b>61</b>



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Proporciones estimadas de aguas residuales domésticas tratadas eficientemente para el año 2020.....	5
Figura 2. Ludzak-Ettinger Modificado complementado un proceso de precipitación química de fósforo.....	10
Figura 3. A <sup>2</sup> O complementado con elutriación de fangos y eliminación química de fósforo.....	11
Figura 4. Bardenpho de cuatro etapas complementado con eliminación química de fósforo.....	12
Figura 5. Esquema Step-Feed con cuatro ciclos de nitrificación-desnitrificación y eliminación química de fósforo.....	13
Figura 6. Configuración típica de una membrana sumergida ZeeWeed de fibra hueca (0.04 µm).....	15
Figura 7. Evolución de la producción de fangos debido al desarrollo urbano y regulaciones ambientales más estrictas.....	17
Figura 8. Alternativas para la gestión del agua residual en las megaciudades del Sur Global.....	21
Figura 9. MLE con precipitación química de fósforo y digestión anaerobia de fangos.....	25
Figura 10. A <sup>2</sup> O con elutriación de fangos, precipitación química de fósforo y digestión anaerobia de fangos.....	26
Figura 11. Bardenpho con precipitación química de fósforo y digestión anaerobia de fangos.....	26
Figura 12. <i>Step-Feed</i> con precipitación química de fósforo y digestión anaerobia de fangos.....	27
Figura 13. MBR aerobio con precipitación química de fósforo y digestión anaerobia de fangos.....	27
Figura 14. Etapas de la metodología del análisis de ciclo de vida.....	29
Figura 15. Descripción general de los métodos <i>midpoint</i> y <i>endpoint</i> .....	30
Figura 16. Interfaz del software SimaPro 9.3.0.3 con los esquemas de tratamiento modelados de fondo.....	32
Figura 17. Criterios y subcriterios adoptados para la selección de alternativas de tratamiento usando AHP.....	33
Figura 18. Flujo de aire vs potencia neta consumida para el soplante EBS410-45kW..	38
Figura 19. Flujo de aire vs potencia neta consumida para el soplante FBS660-90kW..	39
Figura 20. Curva de rendimiento de los difusores Sanitaire Silver Series II de 9”.....	39
Figura 21. Flujo de aire vs potencia neta consumida para el soplante FBS660-55kW..	40
Figura 22. Resultados del potencial de calentamiento global.....	49
Figura 23. Resultados del potencial de eutrofización.....	50
Figura 24. Costo de las alternativas por m <sup>3</sup> de agua residual tratada.....	53
Figura 25. Resultados normalizados en una escala del 0 al 1 de los puntajes de las alternativas de tratamiento.....	56
Figura 26. Análisis de sensibilidad del puntaje de las alternativas de tratamiento, considerando un caso base y tres escenarios complementarios de evaluación.....	57

## LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Caracterización del agua residual urbana para una EDAR virtual de 150,000 p.e. .....	22
Tabla 2. Recapitulación de las legislaciones ambientales (ECC, 1991; EC, 1998) para la descarga segura de aguas residuales en zonas sensibles.....	23
Tabla 3. Calidad de los efluentes de los trenes estudiados en comparación a la regulación europea para la descarga segura (ECC, 1991; EC, 1998).....	37
Tabla 4. Detalles de los sistemas de aireación con especial énfasis en el consumo energético.....	37
Tabla 5. Equipos de aireación para el control de la colmatación de membranas con especial énfasis en el consumo energético. ....	40
Tabla 6. Consumo energético del sistema de impulsión para las líneas de agua y fangos. .....	41
Tabla 7. Dimensiones de las unidades de tratamiento y el requerimiento total de concreto. .....	42
Tabla 8. Consumo energético para la agitación de fangos. ....	43
Tabla 9. Requerimiento de $FCL_3$ para la precipitación química de fósforo.....	43
Tabla 10. Requerimientos para la limpieza química de las membranas.....	44
Tabla 11. Consumo energético de la digestión anaerobia de fangos.....	45
Tabla 12. Energía y dosificación de polielectrolito para la deshidratación de fangos. ..	45
Tabla 13. Transporte de fangos a vertederos sanitarios controlados.....	46
Tabla 14. Recursos y procesos asociados a $1m^3$ de infraestructura de hormigón armado construida dentro de una EDAR (Foley et al., 2010). ....	47
Tabla 15. Reasignación de las cargas vinculadas al proceso de excavación de acuerdo con los parámetros de diseño.....	47
Tabla 16. Inventario de ciclo de vida para las cinco alternativas estudiadas. ....	48
Tabla 17. Descripción detalla del CAPEX y OPEX de las alternativas de tratamiento. 51	
Tabla 18. Flujo de caja económico del ciclo de vida de las alternativas de tratamiento.52	
Tabla 19. Matriz de priorización de criterios siguiendo la metodología AHP.....	54
Tabla 20. Asignación de preferencias para los criterios, subcriterios y alternativas.....	55
Tabla 21. Asignación de los pesos de los criterios para el caso base y tres escenarios complementarios, utilizando la escala del 1 al 9 del método AHP. ....	57

## 1. Introducción

Actualmente, se producen más de 300 km<sup>3</sup> de aguas residuales alrededor del mundo como resultado del crecimiento urbanístico y el desarrollo industrial (van Loosdrecht & Brdjanovic, 2014; Zhang et al., 2016). Para resaltar la magnitud de las descargas de aguas residuales, el volumen actual representa aproximadamente el 14% del volumen total del agua fluvial en el mundo (Zhou et al., 2022). A pesar de ello, solamente el 20% de los vertidos son tratados en estaciones depuradoras de aguas residuales (EDARs) antes de llegar a un cuerpo de agua (UN-Water, 2017). Aunque, existe un claro contraste entre los niveles de tratamiento entre los países desarrollados y en vías de desarrollo, alcanzando coberturas cercanas al 70% y 8% (Sato et al., 2013), respectivamente. De hecho, la brecha es aún más visible, puesto que la transferencia tecnológica hacia los países en vías de desarrollo es tardía, lo cual involucra que en muchos casos se empleen tecnologías obsoletas que derivan en efluentes tratados ineficientemente (Torre et al., 2021). En este contexto, es urgente modernizar y extender la infraestructura destinada a atender aguas residuales en los países en vías de desarrollo (Vázquez-Rowe et al., 2017).

En particular, la gestión de las aguas residuales urbanas dentro del Sur Global se caracteriza por: a) presentar la infraestructura concentrada en las grandes ciudades y ser prácticamente nula en el resto del territorio (UN-Water, 2017; Torre, 2018); b) disponer de regulaciones laxas, asociadas a condiciones deficientes de tratamiento (i.e., pretratamiento y/o tratamiento primario) (Vázquez-Rowe et al., 2017); c) una ineficiente gobernanza y un conjunto de actos de corrupción que desperdician los escasos recursos económicos, que finalmente imposibilitan cerrar las brechas en el saneamiento (Ioris, 2012); y d) una evaluación miope en la toma de decisiones, que suelen basarse únicamente en criterios económicos (Torre et al., 2021). Para hacer frente a ello, es imperativo desarrollar un marco decisional holístico que permita fortalecer las políticas públicas, en búsqueda de utilizar eficientemente los recursos, mitigar los impactos ambientales y mejorar los estándares sociales con una cobertura global del saneamiento.

En ese sentido, se desarrolló una metodología que permite comparar un grupo de alternativas de tratamiento de aguas residuales urbanas, con la finalidad que sea adoptada por los gestores públicos para fortalecer y transparentar la toma de decisiones en los países del Sur Global. Para ser más específico, el marco decisional propuesto incluye, en primer lugar, el empleo de un software de simulación para el diseño de los distintos trenes de tratamiento (Ferrer et al., 2008; Martí et al., 2017). En segundo lugar, se utilizaron

metodologías de Análisis de Ciclo de Vida, para estimar rigurosamente los impactos ambientales y económicos derivados de la implementación de las depuradoras (Corominas et al., 2020; Ilyas et al., 2021). En tercer lugar, se utilizó el Análisis Decisional Multicriterio (i.e., MCDA, por sus siglas en inglés) como un mecanismo integrador de los distintos criterios adoptados, con la finalidad clasificar las alternativas de tratamiento (Bystrzanowska et al., 2018; Zanghelini et al., 2018).

De acuerdo con Torre et al. (2021), los tomadores de decisiones en el Sur Global se inclinan por gestionar las aguas residuales en enormes depuradoras altamente centralizadas, que definieron como “megacentralización”. Estos esquemas se caracterizan por depurar caudales en el orden de millones de personas equivalentes (i.e., p.e.); estar expuestos a un fallo total del sistema originado por fenómenos naturales (e.g., sismos, tsunamis) (Vázquez-Rowe et al., 2017); presentar elevados costos de inversión, operación y mantenimiento (Chen et al., 2017); y en muchos casos estar limitados tecnológicamente (Torre et al., 2021). Por ello, en este estudio se propone estudiar plantas centralizadas de gran escala (i.e., 150,000 p.e.), que permitan reducir la centralización, facilitar adaptación al cambio climático, dotar de redundancia al sistema y forjar un esquema más resiliente. Específicamente, estas depuradoras están diseñadas para cumplir los límites de vertido en zonas sensibles de acuerdo con la directiva europea (ECC, 1991; EC, 1998).

La novedad de este estudio radica en la presentación de un marco decisional holístico que atiende las necesidades específicas en la gestión de aguas residuales en los países del Sur Global, que está menos estudiada dentro de la comunidad científica. Asimismo, los estudios que engloban softwares de simulación, metodologías de ciclo de vida y herramientas multicriterio son aún escasas en la literatura. Considerando esto, se espera que el público objetivo de este estudio esté principalmente vinculado a académicos, miembros de organizaciones supranacionales, creadores de políticas públicas y tomadores de decisiones, que tengan que responder a los desafíos complejos que demanda la gestión de las aguas residuales en los países del Sur Global. Se hipotetiza que, con la implementación de la metodología propuesta se corrijan o conciban depuradoras que permitan maximizar el beneficio social, mitigar los impactos ambientales y aprovechar los recursos económicos eficientemente.

## 2. Objetivos

### 2.1. Objetivo general

- Desarrollar un marco decisional holístico que permita fortalecer y transparentar el proceso de toma de decisiones, en el sector de las aguas residuales de los países en vías del Sur Global; mediante una sinergia metodológica que incluye el empleo de herramientas de simulación, análisis de ciclo de vida y evaluación multicriterio.

### 2.2. Objetivos específicos

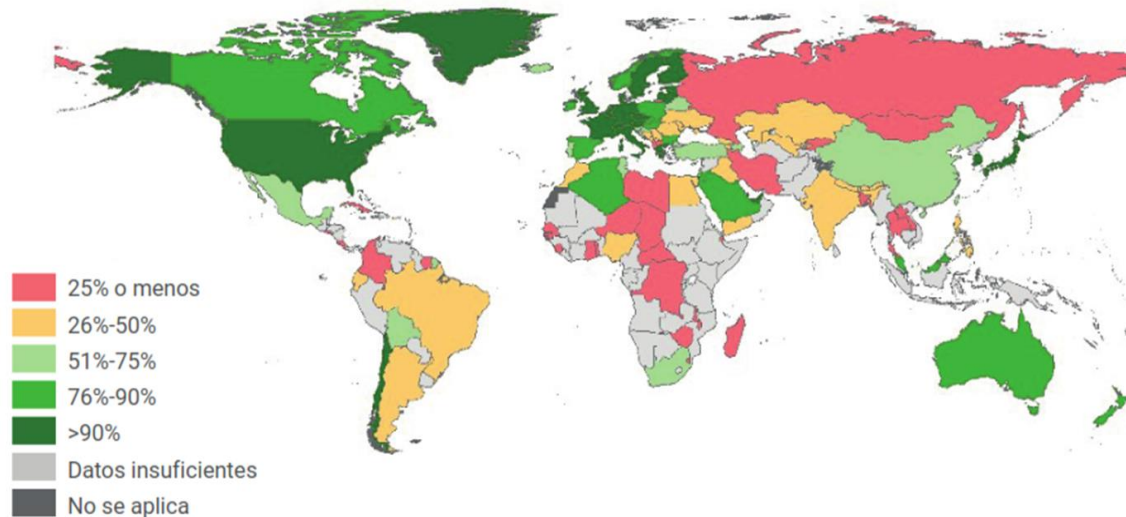
- Recopilar información para comprender la problemática que afronta la gestión de las aguas residuales urbanas en los países del Sur Global; y posteriormente plantear y desarrollar un conjunto de soluciones que se adecuen a las condiciones de sitio.
- Caracterizar el influente de aguas residuales en términos de caudal y concentración de contaminantes, de acuerdo con las condiciones del Sur Global.
- Definir los esquemas de tratamiento que permitan la eliminación conjunta de materia orgánica y nutrientes; la estabilización de los fangos; y la recuperación de biogás.
- Diseñar las alternativas de tratamiento con el software DESASS verificando que se cumplan con los límites de vertido; estimando el consumo y la recuperación de recursos (i.e., materiales de construcción, energía, químicos y biogás); y calculando la producción de fangos que deben ser gestionados.
- Estimar los impactos ambientales (i.e., eutrofización y calentamiento global) y económicos (i.e., valor presente neto) derivados de la construcción y operación de las EDARs, a través de las metodologías de análisis de ciclo de vida.
- Integrar los criterios cuantitativos procedentes de las metodologías de análisis de ciclo de vida (i.e., ambientales y económicos), con criterios cualitativos técnico-operacionales dentro de una matriz de decisión multicriterio, para clasificar los trenes de tratamiento propuestos.

### **3. Descripción del tratamiento de aguas residuales urbanas**

#### **3.1. Aspectos generales**

La gestión de las aguas residuales empezó desde etapas tempranas de la historia humana. De acuerdo con la recopilación histórica desarrollada por Lofrano & Brown (2011), el imperio de Mesopotamia fue la primera civilización que abordó los problemas de saneamiento a través de drenajes que permitían alejar las aguas residuales de la comunidad. Sin embargo, el origen formal del tratamiento de aguas residuales data del siglo XX, periodo en el cual se implementaron las primeras regulaciones “estrictas” de vertimiento y se desarrollaron técnicas de tratamiento, para reducir los riesgos a la salud pública y controlar la contaminación ambiental más perceptible (e.g., malos olores, muerte de especies marinas) (Shifrin, 2005). Desde entonces, la gestión de aguas residuales evolucionó en cuanto a los objetivos y el enfoque de tratamiento. Para ser más específico, inicialmente se buscaba proteger la calidad del agua de los ecosistemas receptores mediante la eliminación de contaminantes; mientras que en la actualidad se fomenta la recuperación de recursos (e.g., energía, nutrientes) para cumplir con regulaciones aún más estrictas (Neczaj & Grosser, 2018).

Aunque en los países desarrollados ya se superaron los problemas iniciales de la contaminación del agua y presentan actualmente grandes avances en la recuperación de recursos, en los países del Sur Global la mayoría de estos objetivos aún no se han cumplido (Torre et al., 2021). De hecho, los países más pobres tienen que enfrentar un gran desafío: intentar alinearse a las tendencias internacionales, sin contar aún con la infraestructura necesaria para proteger la degradación del medio ambiente (von Sperling & de Lemos-Chernicharo, 2002). De acuerdo con las organizaciones supranacionales UN-Habitat & WHO (2021) en las naciones poco desarrolladas, se descargan continuamente efluentes tratados ineficientemente, que presentan aún altas cargas de contaminantes; mientras que en la mayoría de los países desarrollados se suele cumplir con la legislación ambiental, salvo en ocasiones puntuales (ver Figura 1). Por ello, es imperativo dedicar esfuerzos, primero, para seleccionar técnicas de tratamiento que permitan mitigar la contaminación constante de los ecosistemas, teniendo en cuenta las restricciones económicas. En segundo lugar, identificar las técnicas de recuperación de recursos que estén acorde al desarrollo tecnológico y el know-how presente en el Sur Global (Ujang & Buckley, 2002).



**Figura 1.** Proporciones estimadas de aguas residuales domésticas tratadas eficientemente para el año 2020.

Fuente: Extraído y modificado de UN-Habitat & WHO (2021).

En ese sentido, a lo largo de este capítulo, se describirán i) los principales mecanismos de eliminación de nutrientes del agua residual (i.e., nitrógeno y fósforo), considerando que el exceso de nutrientes puede desencadenar en problemas de eutrofización, agotamiento del oxígeno (i.e., hipoxia o anoxia) y muerte de especies acuáticas (Le Moal et al., 2019). En especial, porque las costas de los países en vías de desarrollo presentan crecientes formaciones de zonas muertas derivadas de problemas serios de eutrofización (Altieri & Gedan, 2015); ii) las tecnologías más empleadas en el tratamiento de aguas residuales urbanas, en conjunción con tecnologías más recientes para la industria de los países del Sur Global (Islam et al., 2008); iii) la gestión de fangos (i.e., tratamiento, disposición y reúso), considerando las limitaciones en la gestión de residuos y el desarrollo tecnológico disponible para la recuperación de recursos (Singh et al., 2017; Margallo et al., 2019); y iv) una breve descripción de la generación y control de malos olores, que no se suele contemplar en el diseño de las depuradoras ubicadas en el área de estudio (Liu, 2021; O'Neill et al., 2022).

### 3.2. Eliminación de nutrientes

#### 3.2.1. Eliminación biológica de nitrógeno

La técnica más extendida para la eliminación biológica de nitrógeno es la de nitrificación-desnitrificación. Por un lado, en la primera etapa de la nitrificación aerobia, las bacterias amonio oxidantes (i.e., AOB, por sus siglas en inglés) convierten el amonio en nitrito; subsecuentemente las bacterias nitrito oxidantes (i.e., NOB, por sus siglas en inglés) transforman el nitrito en nitrato (Rahimi et al., 2020; Mishra et al., 2022). Por otro

lado, la desnitrificación anóxica utiliza las bacterias desnitrificantes para convertir el nitrato en nitrógeno gas (i.e.,  $N_2$ ) utilizando el carbón orgánico como donador de electrones (Rahimi et al., 2020; Mishra et al., 2022). A pesar de que esta técnica permite alcanzar altas tasas de remoción de nitrógeno (i.e., ca. 90%), hay una serie de factores limitan su desempeño (Metcalf & Eddy, 2014).

En primer lugar, la baja tasa de crecimiento que presentan los NOBs debe compensarse operando con un alto tiempo de retención hidráulico (i.e., TRH). Es decir, se requieren construir reactores aerobios de gran tamaño, que demandan altos costos de inversión (Shoda, 2017). En segundo lugar, la nitrificación requiere un sistema intensivo de aireación, que suele representar entre el 45 – 75% del consumo energético total de una depuradora (Longo et al., 2016). En tercer lugar, las aguas residuales urbanas con bajos ratios de C/N, pueden requerir costosas adiciones de carbón orgánico (e.g., metanol) para que la desnitrificación no se vea limitada (Winkler & Straka; 2019). Finalmente, como consecuencia de las desventajas descritas anteriormente, se precisa de un sistema de monitoreo en tiempo real para minimizar los requerimientos de carbón y oxígeno (Holman & Wareham, 2005; Antileo et al., 2013).

Atendiendo las limitaciones de la nitrificación-desnitrificación, la comunidad científica viene estudiando y desarrollando métodos alternativos para la remoción biológica de nitrógeno; entre los cuales se destacan la nitrificación parcial y desnitrificación, la oxidación anaerobia de amonio (i.e., anammox, por siglas en inglés), la eliminación de nitrógeno completamente autotrófica vía nitrito (i.e., CANON, por siglas en inglés) y la nitrificación-desnitrificación autotrófica con limitaciones de oxígeno (i.e., OLAND, por siglas en inglés) (Chan-Pacheco et al., 2016). En este estudio, se describirán únicamente los dos primeros métodos puesto que presentan un mayor desarrollo tecnológico, mientras que tanto la tecnología CANON como OLAND se encuentran aún a una escala de laboratorio (Karri et al., 2018). Sin embargo, los lectores con mayor curiosidad científica pueden profundizar en ambas tecnologías revisando los estudios de Schmidt et al., 2003, De Clippeleir et al., 2011 y Rahimi et al., 2020.

La nitrificación parcial y desnitrificación consiste en aprovechar que las bacterias desnitrificantes pueden utilizar el nitrito y el nitrato como aceptor de electrones, para realizar la desnitrificación vía nitrito (Peng & Zhu, 2006). De acuerdo con Winkler & Straka (2019), este método permite ahorrar 25% de los costos de aireación dado que la nitrificación completa requiere 4.57  $mgO_2/mgN$ , mientras que nitrificación parcial únicamente 3.43  $mgO_2/mgN$ . Además, la desnitrificación vía nitrito ocurre de 1.5 a 2



veces más rápida, por lo que el requerimiento de carbón orgánico es 40%. Por su parte, Rahimi et al., (2020) reporta una reducción de la biomasa del 300% y una reducción del 80% de las emisiones de CO<sub>2</sub> durante de la desnitrificación. El éxito de esta técnica radica en fomentar el crecimiento de las AOBs e inhibir a las NOBs. Con este fin, se puede operar alternando zonas anóxicas-aerobias, con controles agresivos del tiempo de retención celular (i.e., TRC), con una alimentación del agua residual por pasos e implementando aireación intermitente (Erdirencelebi & Koyuncu, 2017; Gu et al., 2018).

La nitrificación parcial y anammox (i.e., PNA, por sus siglas en inglés) representan un paso adelante en términos energéticos, puesto que las bacterias anammox son capaces de oxidar el amonio directamente a N<sub>2</sub>, por medio del nitrito generado por las AOB (Lackner et al., 2014). En aplicaciones recientes, se reporta que alrededor del 50% del amonio es convertido a nitro por las AOB, y el 50% restante es anaeróbicamente oxidado por las anammox (Kartal et al., 2010; Cho et al., 2019). Como resultado de este mecanismo, se puede alcanzar un ahorro del 60% en costos de aireación y operar un proceso sin limitantes de carbón orgánico porque la remoción de nitrógeno se realiza con microorganismos autótrofos (Winkler & Straka, 2019). Asimismo, se ha reportado que la producción de fangos es 75% menor y que las emisiones de CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O son menores puesto que ambos gases no forman parte del metabolismo de las anammox (Ma et al., 2016).

Sin embargo, su uso se ha limitado a depurar los sobrenadantes de las depuradoras puesto que presentan ratios C/N bajos que evitan que las bacterias heterotróficas prevalezcan sobre las anammox, que se caracterizan por su baja tasa de crecimiento (Cho et al., 2019). Asimismo, en la línea principal de tratamiento, la carga de amonio está más diluida, con lo cual se restringe el crecimiento de las AOB y anammox (i.e., hasta un 50%). Otro aspecto relevante, es que las bajas temperaturas afectan considerablemente el crecimiento de las anammox. Por ejemplo, Cao et al., (2017) alertaron que operar un PNA a bajas temperaturas (i.e., 10-15 °C) puede significar bajas tasas de remoción de nitrógeno e inclusive el efluente puede verse afectado por una adición de nitratos. Para abordar estos problemas, se podría eliminar el carbón orgánico del agua residual antes de ingresar al PNA y/o retener la biomasa en exceso en un biorreactor de membrana para compensar el bajo crecimiento de las anammox derivado de la baja temperatura y la concentración diluida de amonio (Winkler & Straka, 2019).

### 3.2.2. Eliminación biológica de fósforo

La eliminación biológica mejorada de fósforo (i.e., EBPR por sus siglas en inglés) es llevada a cabo por un grupo específico de bacterias heterótrofas que tienen la habilidad de almacenar intracelularmente grandes cantidades de polifosfatos (i.e., PAOs por sus siglas en inglés) (Gebremariam et al., 2011). Por un lado, bajo condiciones aerobias y anóxicas, las PAO crecen y toman el polifosfato disponible en el medio. Para realizar estos procesos, las PAO obtienen energía al consumir un polímero interno llamado Polihidroxicanoato (i.e., PHA), que se son almacenados intracelularmente luego de polimerizar los ácidos grasos volátiles (i.e., AGVs) (Ostace et al., 2013). Es importante mencionar que el almacenamiento de PHA es independiente del aceptor de electrones, pero altamente dependiente de la disponibilidad de los productos derivados de la fermentación (e.g., acetatos). Por otro lado, en condiciones anaerobias, las PAO toman el carbón orgánico del agua residual y degradan tanto el glucógeno como el polifosfato intracelular. A pesar de que, en esta etapa las PAO liberan fosfatos al medio, el almacenamiento que ocurre en las zonas aerobias-anóxicas es mayor, por lo que ocurre una remoción neta de fósforo (Ramasahayam et al., 2014).

Aunque se han reportado altas eficiencias de remoción de fósforo (i.e., alrededor del 85%) por medios biológicos, hay una serie de factores que pueden afectar drásticamente el rendimiento del EBPR. En primer lugar, la incorporación de nitratos y oxígeno disuelto a la zona anaerobia derivados de los flujos recirculados puede ocasionar que otras bacterias heterotróficas consuman la materia orgánica rápidamente biodegradable que está disponible en el medio (Qasim & Zhu, 2017a). En efecto, se conoce que hay un consumo de 0.45 gSSV/gDQO utilizando el oxígeno como aceptor de electrones; mientras que 0.32 gSSV/gDQO con el nitrato como aceptor de electrones (Metcalf & Eddy, 2014). En segundo lugar, se recomienda mantener el pH en niveles superiores a 7 porque se ha observado que las PAO se ven favorecidas en su competición con los organismos acumuladores de glucógeno (i.e., GAOs por sus siglas en inglés). En esta misma línea, algunos autores recomiendan realizar una adición de la alcalinidad para alcanzar un pH favorable, cuando se opera con temperaturas entre 20-30 °C, en las que las GAO son más competitivas (Metcalf & Eddy, 2014).

### 3.2.3. Eliminación química de fósforo

En vista de que hay una serie de factores que reducen notablemente el desempeño del EBPR, las depuradoras suelen incluir un proceso de precipitación química de fósforo

que puede complementar o reemplazar al EBPR (Metcalf & Eddy, 2014). En realidad, se trata de un proceso sencillo y que requiere poco equipamiento (i.e., un tanque de almacenamiento de reactivo y una bomba de dosificación), que permite remover el fósforo disuelto en el agua residual (Parsons & Smith, 2008). Para llevar a cabo este proceso, se suelen utilizar sales metálicas que están en forma de cloruros/sulfatos de aluminio de hierro o aluminio. En ese estudio, se optó por utilizar el cloruro férrico (i.e.,  $\text{FeCl}_3$ ) porque es un compuesto más económico que los conformados por aluminio. Este reactivo se caracteriza por formar los precipitados en un periodo corto de tiempo, por lo que se requiere una mezcla rápida en el punto de adición. Una vez formado el precipitado (e.g., hidróxido de hierro), la tasa de absorción de fósforo es lenta. A diferencia del EPBR, la dosificación química puede duplicar el volumen de fangos secundarios (Peccia & Westerhoff, 2015), incrementando además el contenido de material inerte. En definitiva, esto tiene un impacto en la gestión y valorización del fango. Por ejemplo, Smith (2006) apunta que los fangos procedentes de la precipitación, tiene un menor potencial de recuperación de biogás (i.e., ca. 12%) durante la digestión anaerobia.

### 3.3. Tecnologías para la remoción conjunta de materia orgánica y nutrientes

#### 3.3.1. Fangos activados

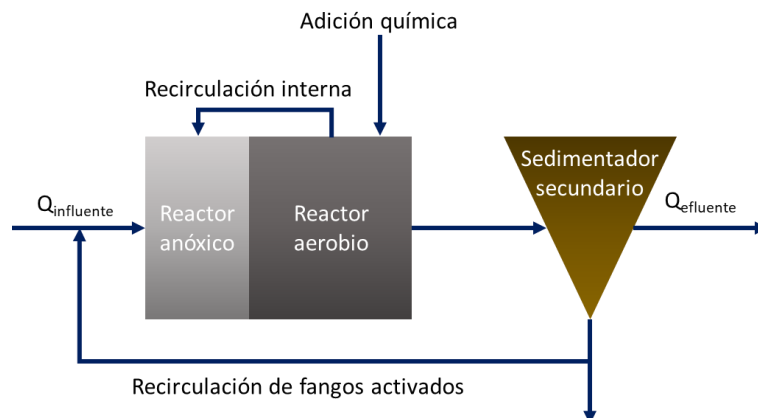
Desde su descubrimiento en 1913, el proceso de fangos activados ha experimentado un crecimiento exponencial convirtiéndose en la técnica biológica más empleada para depurar las aguas residuales urbanas alrededor del mundo (Lofrano & Brown, 2010; Orhon, 2015). De acuerdo con Hreiz et al. (2015), la infraestructura de un proceso básico de fangos activados consiste en: i) un reactor biológico que mantenga a los microorganismos suspendidos y aireados; ii) un tanque de sedimentación que permita que los fangos activados (i.e., biomasa floculada) sean separados del agua residual por acción de la gravedad; iii) un sistema de recirculación de sólidos que posibilite alcanzar una alta concentración de microorganismos en el reactor biológico. Otro aspecto relevante, es que este sistema permite desacoplar el TRH del TRC; y iv) una línea de fangos de desecho en el fondo del sedimentador secundario, destinado a estabilizar la concentración de la biomasa en el reactor y modificar el TRC en función de los objetivos del tratamiento.

A lo largo de la historia, las regulaciones ambientales fueron modificándose para exigir cada vez mayores objetivos de tratamiento (Lofrano & Brown, 2010). En respuesta a ello, se han propuesto y estudiado un gran número de configuraciones basadas en el proceso convencional de fangos activados. Para ser más específico, las configuraciones

propuestas han surgido en función de nuevos descubrimientos y un mayor entendimiento de los procesos microbianos; de avances tecnológicos en el equipamiento y en los procesos de control; de límites más restrictivos en la concentración de nutrientes; y de una búsqueda continua para reducir los costos de inversión y operación (Metcalf & Eddy, 2014). A lo largo de este capítulo, se describirán los aspectos más relevantes de los trenes de tratamiento adoptados en este estudio, para la remoción conjunta de materia orgánica y nutrientes.

### 3.3.1.1. Ludzak-Ettinger modificado

Ludzak & Ettinger (1962) plantearon por primera la remoción biológica de nitrógeno a través de una primera zona anóxica seguida de otra aerobia. En esta concepción inicial, el proceso estaba sujeto a la concentración de nutrientes procedentes de la recirculación de fangos del sedimentador secundario, por lo que la desnitrificación era limitada. Por ello, se incorporó un sistema de recirculación interna de nitratos desde la zona anóxica hacia la zona aerobia, que incrementó notablemente la tasa de nitrificación-desnitrificación (Barnard, 1973). Esta nueva configuración se denominó como Ludzak-Ettinger Modificado (i.e., MLE, por sus siglas en inglés). De hecho, las principales ventajas del MLE están asociadas a la zona pre-anóxica, puesto que permite ahorrar energía porque parte de la DBO es consumida en la zona anóxica y se genera alcalinidad antes de la nitrificación (Qasim & Zhu, 2017a). Sin embargo, la principal desventaja de este sistema es que la remoción de nitrógeno es sumamente dependiente de la recirculación interna (i.e., tasa de recirculación, control del oxígeno disuelto) (Metcalf & Eddy, 2014). En este estudio, se adoptó la configuración MLE complementada por un proceso de remoción química de fósforo mediante la adición de una sal metálica (i.e.  $\text{FeCl}_3$ ); tal y como se muestra en la Figura 2.

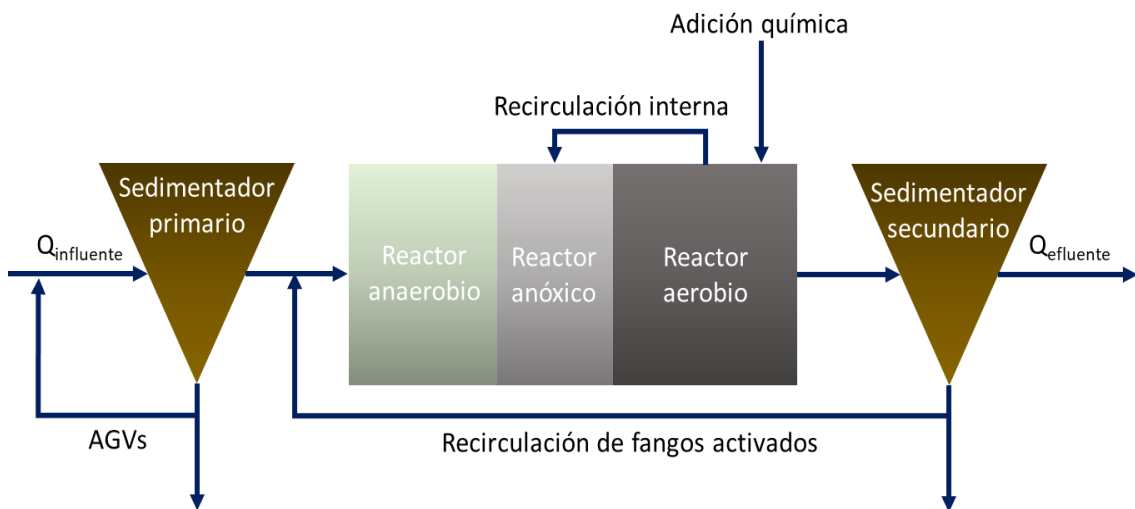


**Figura 2.** Ludzak-Ettinger Modificado complementado un proceso de precipitación química de fósforo.

Fuente: Metcalf & Eddy (2014).

### 3.3.1.2. A<sup>2</sup>O

La primera configuración para la remoción biológica de fósforo consistía en un reactor anaerobio y uno aerobio (Barnard, 1974), que fue denominada como Phoredox o A/O. Sin embargo, la necesidad de eliminar nitrógeno y fósforo de manera conjunta conllevó a un nuevo arreglo compuesto por tres zonas: una anaerobia, una anóxica y una aerobia (i.e., A<sup>2</sup>O). Por un lado, la eliminación de nitrógeno se realiza a través de procesos de nitrificación-desnitrificación, al igual que la configuración MLE. La principal diferencia entre ambos trenes radica en que parte de la DBO es consumida en la etapa anaerobia, limitando el sustrato necesario para que las bacterias heterótrofas realicen la desnitrificación (Qasim & Zhu, 2017a). Por otro lado, la eliminación biológica de fósforo la realizan las bacterias PAO, que proliferan, en primer lugar, por la alternancia del fango entre zonas anaerobias y aerobias. En segundo lugar, la zona anaerobia debe contar con suficiente concentración de AGVs, de lo contrario es imperativo añadir una fuente externa (Metcalf & Eddy, 2014). Considerando que los EBPRs no permiten lidiar completamente con influentes altamente cargados en fósforo, se propone evaluar un tren que combine la eliminación biológica de fósforo favorecido por un proceso de elutriación (i.e., generación de AGVs) y la precipitación química de fósforo (ver Figura 3).



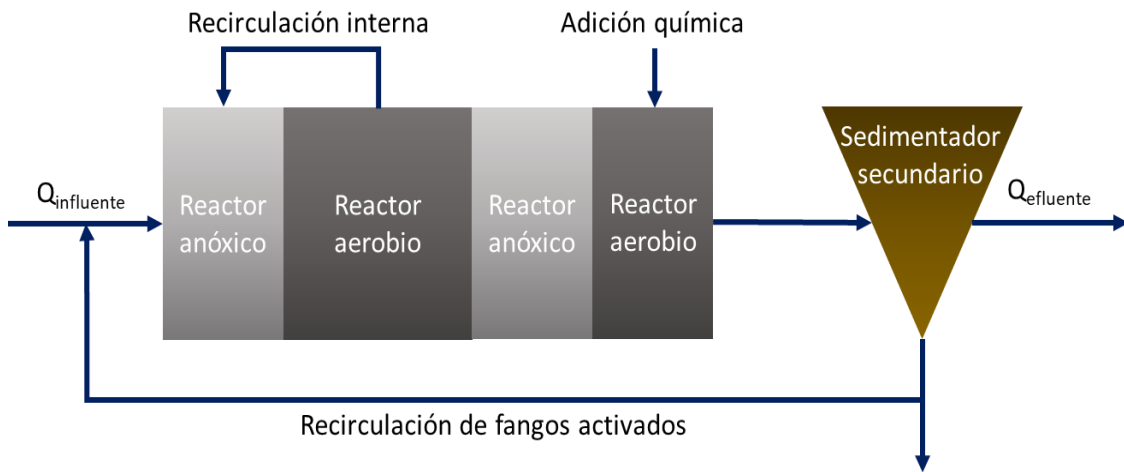
**Figura 3.** A<sup>2</sup>O complementado con elutriación de fangos y eliminación química de fósforo.

Fuente: Metcalf & Eddy (2014).

### 3.3.1.3. Bardenpho

La configuración de Bardenpho fue desarrollada y aplicada en depuradoras de gran escala en Sudáfrica a mediados de 1970 (Metcalf & Eddy, 2014). En este arreglo, la desnitrificación se realiza tanto en un reactor pre-anóxico como en uno post-anóxico, con volúmenes prácticamente iguales (Qasim & Zhu, 2017a). De acuerdo con las

características del influente, es posible que se requiere una adición externa de carbono en la zona post-anóxica (e.g., metanol), para mejorar la eficiencia de desnitrificación y reducir el volumen del reactor. Asimismo, el tren de tratamiento incluye una pequeña zona aerobia (i.e., TRH entre 0.5 – 1 h) previa a la sedimentación secundaria, que permite evitar problemas de flotación de fangos (Amanatidou et al., 2015). En este estudio se propone el esquema Bardenpho que permite obtener menores concentraciones de nitrógeno en el efluente que el MLE (Zhu et al., 2008), y que incluye un proceso de precipitación química de fósforo (ver Figura 4).

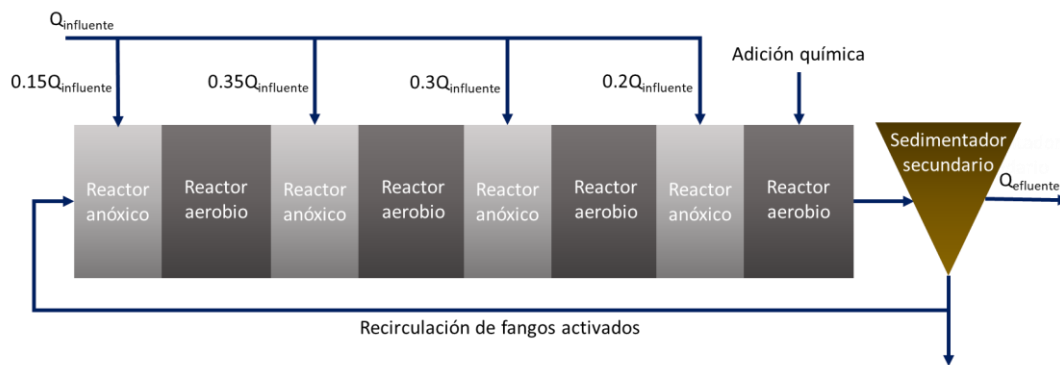


**Figura 4.** Bardenpho de cuatro etapas complementado con eliminación química de fósforo.

Fuente: Metcalf & Eddy (2014).

#### 3.3.1.4. Step-Feed

El esquema *Step-Feed* propuesto incluye cuatro ciclos de nitrificación-desnitrificación, alimentados con fracciones distintas del caudal del influente. Asimismo, se contempla una adición química para la remoción de fósforo (ver Figura 5). Como resultado de esta configuración, los reactores operan con concentraciones de sólidos en suspensión de licor mixto (i.e., SSLM) comprendidos entre 2000-6000 mg/L (Qasim & Zhu, 2017a), a diferencia de los trenes anteriores que operan alrededor de 3000 mg/L. Otra diferencia importante respecto a los trenes descritos previamente es que este esquema no requiere un sistema de recirculación interna, lo cual involucra menores costes energéticos. Sin embargo, la operación es más compleja y la eficiencia de remoción de nitrógeno depende en gran medida de la distribución de caudales (Metcalf & Eddy, 2014).



**Figura 5.** Esquema Step-Feed con cuatro ciclos de nitrificación-desnitrificación y eliminación química de fósforo.

Fuente: Qasim & Zhu (2017a).

### 3.3.2. Biorreactores de membrana

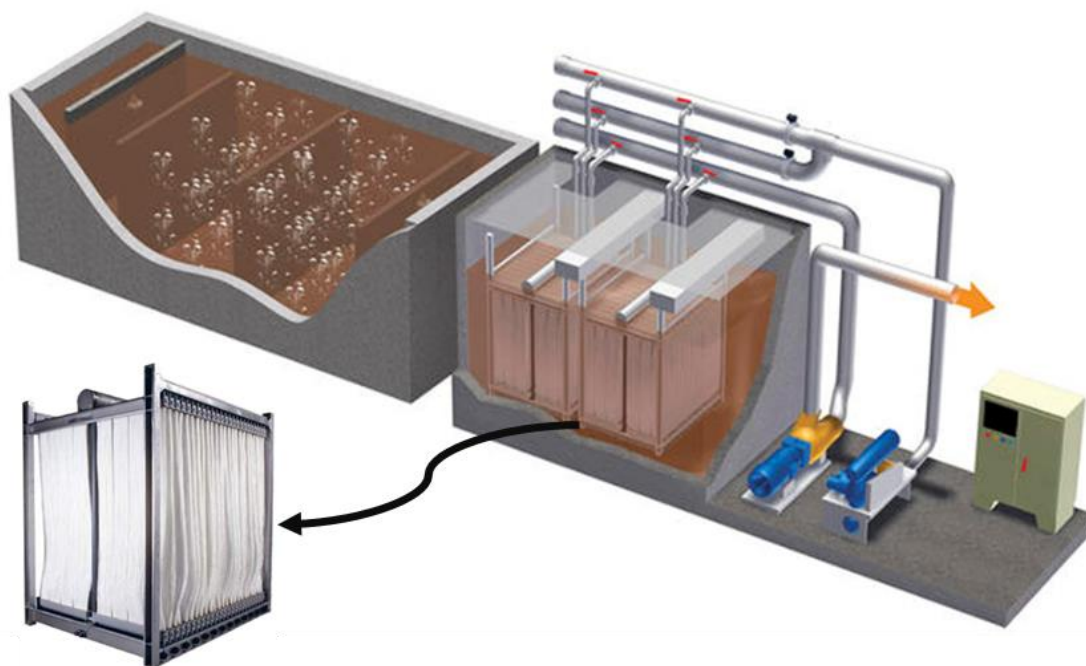
Un biorreactor de membrana (i.e., MBR, por sus siglas en inglés) es una tecnología que combina un reactor biológico y una membrana de separación de biomasa-agua residual (Judd, 2010). Debido a esta configuración, los MBRs permiten obtener efluentes de mayor calidad ocupando menor espacio, en comparación con el proceso convencional de fangos activados (Bertanza et al., 2017). Por un lado, los MBRs están equipados con membranas de microfiltración o ultrafiltración, que permiten la desinfección del agua residual (e.g., remoción de patógenos), y son una opción atractiva cuando se requieren tratamientos avanzados para el reúso del agua residual (Young et al., 2012). Por otro lado, la menor demanda de área se debe a que las membranas permiten operar la depuradora con bajos TRHs y altos TRCs. Asimismo, se puede prescindir del clarificador secundario puesto que las membranas permiten garantizar la ausencia de sólidos suspendidos en el agua permeada (Bertanza et al., 2017). De hecho, el empleo de esta tecnología compacta permite reducir los costos de infraestructura, adaptarla a proyectos con limitaciones de espacio y minimizar el impacto visual (Brepols et al., 2010; Judd, 2010).

De acuerdo con Buer & Cumin (2010), el MBR ha experimentado un crecimiento exponencial en las últimas décadas, y actualmente es una tecnología bien establecida en distintas partes del mundo (e.g., Estados Unidos, Europa y el Medio Oriente). Sin embargo, presenta una serie de inconvenientes que han restringido una expansión mayor. En primer lugar, la colmatación de las membranas es la principal desventaja de los MBRs, puesto que reduce drásticamente el flujo de operación y el tiempo de vida útil de la tecnología (Du et al., 2020); que finalmente se traducen en mayores costos de mantenimiento, operación y remplazo (Iorhemen et al., 2016). En segundo lugar, los costos de inversión (e.g., ca. 50 € m<sup>-2</sup>) suelen ser prohibitivos (Verrecht et al., 2010; Judd

et al., 2017), en especial en los países de bajos ingresos. Interesantemente, Brepols et al. (2010) determinaron que el costo de inversión de un MBR puede ser menor que el de un proceso convencional de fangos activados complementado por un tratamiento terciario (e.g., filtros de arena), dependiendo de la capacidad de la depuradora. Finalmente, el consumo energético de los MBRs se encuentra en el rango de 0.7 – 1.6 kWh/m<sup>3</sup>; mientras que un proceso de fangos activados consume alrededor de 0.3 kWh/m<sup>3</sup> (Brepols et al. 2010; Fenu et al., 2010; Krzeminski et al., 2012). Esto se debe a la energía destinada a la limpieza de membranas i.e., 0.2-0.55 kWh/m<sup>3</sup> (Barillon et al., 2013), y a que los MBRs pueden operar con una mayor concentración de fangos (i.e., 8-12 g/L), que se traduce en una menor transferencia de oxígeno (Metcalf & Eddy, 2014).

Respecto a la clasificación de las membranas, las más empleadas en el tratamiento de aguas residuales urbanas son las de fibra hueca y las de placa plana (Judd, 2010). La diferencia más preponderante entre ambas es el consumo energético destinado al control de la colmatación de las membranas. De hecho, Barillon y colegas (2012), luego de realizar una auditoria energética en seis plantas equipadas con MBR, reportaron consumos de 0.2-0.3 kWh/m<sup>3</sup> y 0.45-0.55 kWh/m<sup>3</sup> para la limpieza de membranas de fibra hueca y placa plana, respectivamente. Otro hallazgo relevante es que la aireación destinada a la oxidación biológica y la limpieza de membranas representa alrededor del 60 al 80% del consumo energético total. En base a estos resultados, se optó por utilizar la membrana sumergida de fibra hueca ZeeWeed (ver Figura 6), construida a partir de fluoruro de polivinilideno, con un tamaño de poro nominal de 0.04 µm. De acuerdo con Judd (2010), por un lado, la limpieza de estas membranas se realiza con regímenes de aireación de 10/30s, lo que significa que se generarán burbujas gruesas durante 10 segundos en un periodo total de 40 segundos. Sin embargo, se pueden emplear también una estrategia más conservadora de 10/10s, para hacer frente a los picos de caudal. Por otro lado, respecto al mantenimiento de las membranas, se detalla un protocolo convencional que incluye una limpieza semanal in situ con 500 ppm de NaOCl y 2000 ppm de ácido cítrico; y limpiezas ex situ que se llevan a cabo dos veces al año con 1000 ppm de NaOCl y 2000 ppm de ácido cítrico.





**Figura 6.** Configuración típica de una membrana sumergida ZeeWeed de fibra hueca (0.04  $\mu\text{m}$ ).

Fuente: Extraído y adaptado de Judd (2010)

### 3.3.3. Biorreactores de membrana anaerobios

El biorreactor de membrana anaerobio (i.e., AnMBR, por sus siglas en inglés) es una tecnología que está ganando mayor atención en el contexto de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible puesto que permite: a) producir permeados de alta calidad que pueden ser reutilizados debido a una alta remoción de sólidos, materia orgánica y patógenos (Stuckey, 2012); b) ocupar menores espacios que las tecnologías anaerobias tradicionales debido al desacople entre el TRH y el TRC. Para establecer un orden de magnitud, un AnMBR puede operar a 15 kg DQO/ $\text{m}^3/\text{d}$ , mientras que un proceso de fangos activados a 4 kg DQO/ $\text{m}^3/\text{d}$  (Anjum et al., 2021); c) la recuperación de energía mediante la producción de biogás, alcanzando inclusive producciones netas de e.g. 0.1 kWh/ $\text{m}^3$  (Pretel et al., 2016); d) utilizar el biogás producido para limpiar las membranas (i.e., 50% ahorro) (García et al., 2013). Esto es un aspecto relevante puesto que la colmatación de las membranas es la principal barrera para alcanzar la neutralidad energética en la operación de los AnMBRs (Aslam et al., 2017); e) reducir la producción de fangos (i.e., hasta un 90%) debido a un menor rendimiento de los microorganismos anaerobios (Jeison et al., 2008). Además, dependiendo de las condiciones operativas, los fangos podrían estar estabilizados (Ferrer et al., 2015); y f) mantiene los nutrientes disponibles para su uso directo o recuperación (e.g., fertirrigación, cristalización de estruvita, cultivo de microalgas) (Judd et al., 2015).

Aunque los AnMBR se han venido empleando exitosamente hace más de dos décadas en el sector de las aguas residuales industriales (Dvořák et al., 2016), aún es una tecnología novel para tratar aguas residuales urbanas puesto que hay una serie de factores que afectan su expansión. En primer lugar, las aguas residuales suelen tener un bajo contenido orgánico (i.e., menor a 1 g DQO/L), lo cual implica una baja producción de metano, que inclusive puede perderse en el efluente (Aslam et al., 2017). Para abordar este inconveniente, se requiere una fuente externa de energía para el calentar el reactor y alcanzar condiciones mesofílicas (Kim et al., 2002). En segundo lugar, operar los AnMBRs a temperatura ambiente en regiones frías es un gran desafío, puesto que a bajas temperaturas la tasa de crecimiento de los microorganismos anaerobios se ve drásticamente afectada (Hu et al., 2018). Por ello, se requiriere operar con elevados TRCs para asegurar la calidad del efluente, estabilizar el fango y evitar el lavado de la biomasa (Ferrer et al., 2015). En tercer lugar, los altos TRCs suelen implicar altos niveles de SSLM, que contribuye con la colmatación de las membranas (Aslam et al., 2017). Finalmente, si el influente contiene sulfatos, estos pueden ser reducidos a sulfuros en condiciones anaerobias, teniendo implicancias negativas en la calidad del efluente y en la producción de biogás (Ferrer et al., 2015).

Dado que la presencia de sulfatos afecta severamente el desempeño de los AnMBRs, es importante contemplar las distintas implicancias técnicas y operativas. De acuerdo con los estudios desarrollado por Ferrer et al. (2015) y Aslam et al., (2022), los inconvenientes son: i) que la producción ácido sulfhídrico tiene efectos nocivos en el crecimiento de los microorganismos anaerobios; ii) una reducción en la generación de biogás porque parte de la DQO es consumida por los microorganismos sulfato reductores (i.e., ca. 2 g DQO por g  $\text{SO}_4\text{-S}$ ); iii) una merma en la calidad del biogás puesto que contiene ácido sulfhídrico; iv) que el ácido sulfhídrico puede ocasionar problemas de corrosión en tuberías y motores, que se traducen en mayores costos de operación y mantenimiento; y v) que pueden existir requerimientos de oxígeno para oxidar el ácido sulfhídrico. Por lo expuesto, se puede inferir que la presencia de sulfatos en el agua residual urbana reduce notablemente el potencial de los AnMBR para ser energéticamente neutros, puesto que el biogás desempeña un rol fundamental en el control de la temperatura y en la limpieza de las membranas.

### 3.4. Tratamiento y disposición de fangos

Los fangos de una depuradora urbana comprenden usualmente los sólidos removidos durante la sedimentación primaria y secundaria (Metcalf & Eddy, 2014). De hecho, los fangos son el principal subproducto de una EDAR, generándose en promedio alrededor de 100,000 t/año a nivel mundial (Babatunde & Zhao, 2007). De acuerdo con Peccia & Westerhoff (2015), la creciente producción de fangos es el resultado del desarrollo urbanístico y la promulgación de legislaciones ambientales más restrictivas que se ha abordado con un enfoque equivocado: remoción en lugar de recuperación (ver Figura 7). Por ejemplo, que la remoción biológica de nutrientes (i.e., nitrificación/desnitrificación y EBPR) añade nuevos sustratos que requieren mayores TRHs y TRCs, lo cual resulta finalmente en un incremento de la biomasa. Además, considerando la poca efectividad del EBPR, se estila emplear la precipitación química de fósforo (e.g., adición de sales metálicas), lo cual casi duplica la producción de fango secundario. Para hacer frente a ello, los autores recalcan la importancia de desarrollar estrategias que permitan, de manera conjunta, reducir la producción de fangos y la recuperación de recursos.



**Figura 7.** Evolución de la producción de fangos debido al desarrollo urbano y regulaciones ambientales más estrictas.

Fuente: Extraído y adaptado de Peccia & Westerhoff (2015)

Por lo general, los fangos una vez procesados (e.g., espesado, deshidratado) y estabilizados (e.g., digestión, tratamientos térmicos) son evacuados a rellenos sanitarios controlados (Metcalf & Eddy, 2014), como parte de una economía lineal. Desde otra perspectiva, buscando la transición hacia una economía circular, se estudia cada vez más la posibilidad de convertir las depuradoras en “biofábricas” (Furness et al., 2021), que permitan la recuperación de recursos de alto valor (e.g., energía, fertilizantes, metales); con la finalidad de reducir los impactos ambientales y reducir los costos de operación

(Kacprzak et al., 2017). En cuanto a este último aspecto, se estima que la recuperación de dichos recursos representa alrededor de 550 \$; mientras que la gestión de fangos (i.e., manejo, estabilización, deshidratación y aplicación al terreno) se estima entre 300 – 800 \$ (Peccia & Westerhoff, 2015). Sin embargo, para fines de este estudio, es imperativo analizar qué estrategias de recuperación de recursos se ajustan al contexto de los países del Sur Global, considerando la demora en la transferencia tecnológica y que la mayoría de los desechos son transportados a botaderos incontrolados (Margallo et al., 2019; Ziegler-Rodriguez et al., 2019).

En base a lo descrito, la línea de fangos de los trenes de tratamiento propuestos incluye espesadores, digestores anaerobios y tornillos deshidratadores, que permiten evacuar los fangos a rellenos sanitarios controlados. Esta selección se justifica porque a) son procesos ampliamente conocidos en la industria (Metcalf & Eddy, 2014; Qasim & Zhu, 2017b), lo cual involucra una mayor disponibilidad de personal capacitado que pueda trabajar con el personal local, y mediante esta colaboración reducir las brechas en el *know-how*; b) la digestión anaerobia permite recuperar la energía contenida en los fangos en forma de biogás, necesario para crear las condiciones mesofílicas dentro del digestor (Foresti et al., 2006); c) los deshidratadores de tornillo, a pesar de ser una tecnología con altos costos de inversión, permiten alcanzar altas sequedades en el fango con menores consumos energéticos que los deshidratadores centrífugos o de banda (Loranger et al., 2019), lo cual se traduce en menores costos operativos y emisiones de carbono; y d) los rellenos sanitarios son una opción económica con menores impactos ambientales, económicos y sociales, en comparación con los botaderos incontrolados (Guerrero et al., 2013). Es importante mencionar que, se desestimó el uso de fangos para fines agrícolas porque podría ocasionar problemas de bioacumulación en la cadena alimenticia (Rizzardini & Goi, 2014).

### 3.5. Sistema de control de olores

La generación de malos olores es la principal causa de rechazo hacia las EDARs por parte de la ciudadanía, y contradictoriamente el sistema de control de olores es el que recibe menor atención durante la etapa de diseño (Jian et al., 2017). De hecho, los problemas de percepción pública se han agravado con la expansión urbana actual, puesto que las depuradoras se ubican cada vez más próximas a las zonas residenciales (Lewkowska et al., 2016). A propósito de esto, van Broeck et al. (2008) reportaron que los costos de las viviendas pueden reducirse hasta en un 15%. Para abordar esta

problemática de manera integral, es necesario comprender qué contaminantes son los responsables de los malos olores, cuáles son las instalaciones con mayor producción de odorantes y qué medidas se pueden adoptar para resolver el problema (Lebrero et al., 2011).

Considerando que la aparición de los odorantes está determinada por las condiciones encontradas (e.g., temperatura, pH, oxígeno) a lo largo de la infraestructura del agua residual, es útil estudiar por separado la red de tuberías de colección y las instalaciones de la depuradora. Por un lado, el agua residual suele ser impulsada y transportada hacia la depuradora a través de tuberías ascendentes que operan a caudal máximo (Hvitved-Jacobsen, 2001), lo cual favorece que ocurran procesos anaerobios (e.g., hidrólisis, fermentación y reducción de sulfatos). Respecto a esto, Jian et al. (2017) reportaron que dichos procesos conllevan a la aparición de aldehídos, aminas, ácidos grasos volátiles y ácido sulfhídrico. Dentro de todos estos contaminantes, el ácido sulfhídrico es reconocido como el más preocupante puesto que puede encontrarse a altas concentraciones (e.g., > 800 ppm), con lo que pueden producirse tanto malos olores como afectaciones a la salud humana y problemas de corrosión (Wells & Melchers, 2015). Desde una perspectiva económica, la corrosión representa el principal problema puesto que reduce drásticamente el tiempo de vida útil de las tuberías, incrementando los costos de mantenimiento y reemplazo (e.g., 14 billones de dólares al año en Estados Unidos) (Koch et al., 2002).

Por otro lado, la emisión de malos olores dentro de la depuradora se concentra básicamente en el pretratamiento, en el primario y en el tratamiento de fangos (Vincent, 2001; Dincer & Muezzinoglu, 2008, Lebrero et al., 2011); mientras que el tratamiento secundario presenta las menores tasas de generación de odorantes (Frenchen, 2004). Para ser más específicos, según Frenchen (2004) las unidades con mayor incidencia en la generación de olores son el sedimentador primario/espesador > tamices/desarenador > espesador/digestor/deshidratador > tratamiento secundario. Por su parte, Zarra et al. (2007) identificaron que el agua residual cruda y el tratamiento de fangos son responsables del 52 y 40 % de la producción de malos olores, respectivamente. Para abordar este problema, se suelen instalar cubiertas en las instalaciones críticas (e.g., sedimentador primario, espesador). Asimismo, se suelen realizar trabajos de focalización en los cuartos de pretratamiento y deshidratación, para concentrar y transportar el ácido sulfhídrico a una unidad de adsorción con carbón activo (Lebrero et al., 2011; Talaiekhosani et al., 2016).

## 4. Métodos y materiales

### 4.1. Descripción del caso de estudio

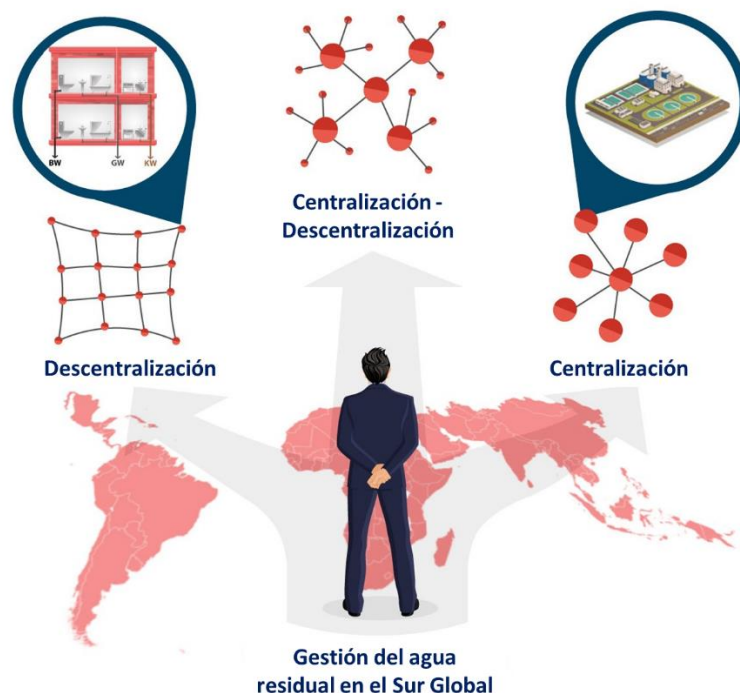
Las ciudades del Sur Global carecen de un sistema integral para recolectar y depurar el agua residual (UN-Water, 2017). Para abordar este problema, los gestores públicos suelen apostar por sistemas centralizados, que se caracterizan por tener la capacidad de depurar toda el agua residual de una ciudad dentro de una sola instalación (Eggimann et al., 2015). Esto se debe, en gran medida, a que intentan aprovechar las inversiones previas en el sistema de drenaje, que están medianamente avanzadas (i.e., desde 43% en África subsahariana hasta 86% en América Latina y el Caribe) (UNICEF, 2012). Además, los esquemas centralizados presentan mayores economías de escala, que resultan en menores costos (e.g., energía, químicos) e impactos ambientales (e.g., emisión de CO<sub>2</sub>) por volumen tratado (Diaz-Elsayed et al., 2019).

Sin embargo, Torre et al. (2021) alertaron que estos esquemas altamente centralizados (i.e., “megacentralizados”), comunes en las grandes ciudades del Sur Global (e.g., Lima, Bogotá, El Cairo), están altamente expuestos a un fallo total del sistema originado por eventuales fenómenos naturales (e.g., terremotos). Además, requieren de altos costos de inversión, operación y mantenimiento (Chen et al., 2017), lo que conlleva, en muchas ocasiones, a sacrificar la calidad de efluente por conseguir mayores niveles de cobertura. Por ejemplo, en Lima, la capital del Perú, se construyeron dos grandes depuradoras, con capacidades de 14 y 6 m<sup>3</sup>/s, que permiten tratar casi la totalidad del agua residual de la ciudad. Lamentablemente, en ambos casos el agua es sometida únicamente a pretratamiento y conducida al océano por medio de un emisario submarino (Vázquez-Rowe et al., 2017). Otro aspecto trascendental, es que esta configuración dificulta el acceso a saneamiento a las zonas con complejidad topográfica (e.g., grandes pendientes), en la que suelen estar ubicados las personas con menores recursos (van Afferden et al., 2016).

Considerando las limitaciones de los sistemas megacentralizados, algunos autores sugieren migrar a esquemas altamente descentralizados (e.g., a nivel condominio), utilizando drenajes que permitan separar las aguas negras de las grises, para facilitar la recuperación de recursos (e.g., fertilizantes y biogás) debido a que la mayor concentración de nutrientes y materia orgánica, favorece el empleo de tecnologías anaerobias y técnicas de recuperación de nutrientes (e.g., precipitación de estruvita) (Garrido-Baserba et al., 2022). Además, estos sistemas están equipados con inodoros al vacío que permiten

ahorrar hasta un 25% de agua (Zeeman et al., 2008). Otra ventaja importante, es que estos sistemas se pueden implementar de manera progresiva a medida que se generen los medios económicos, reduciendo los riesgos de inversión. (Jung et al., 2018). Sin embargo, estos sistemas se caracterizan por requerir un mecanismo extenso de supervisión (e.g., laboratorio, personal cualificado) para asegurar la calidad del agua (Torre et al., 2021); una economía de escala menor que dificulta la recuperación de agua potable en zonas que presentan altos niveles de escases (Judd, 2017); y estar más propenso a fallas por trabajos de mantenimiento inadecuados (Diaz-Elsayed et al., 2019).

Por su parte, luego de analizar rigurosamente ambos enfoques en un contexto de megaciudad del Sur Global, Torre et al. (2021) propusieron un esquema mixto que combina un sistema centralizado distribuido y un conjunto de sistemas descentralizados (ver Figura 8). Específicamente, los autores sugieren evaluar el nivel de centralización-descentralización en cada caso de estudio, a través de metodologías de ciclo de vida, análisis multicriterio y modelos de optimización multiobjetivo. Este estudio, representa la continuación del trabajo desarrollado por Torre et al. (2021), en la que una vez definido el gradiente de centralización-descentralización, se debe seleccionar las alternativas de tratamiento para la red de EDARs. En este caso, la investigación se limita a estudiar las depuradoras de gran escala que conforman el sistema centralizado distribuido, que tienen como objetivo primordial mitigar la eutrofización de los cuerpos de agua.



**Figura 8.** Alternativas para la gestión del agua residual en las megaciudades del Sur Global.

Fuente: Extraído y adaptado de Torre et al. (2021)

## 4.2. Caracterización del agua residual urbana

### 4.2.1. Caudal

Una vez delimitado el caso de estudio, la pregunta que surge es: ¿cuál es la capacidad de una depuradora de gran escala? Realmente, no hay un consenso global para definir el caudal que trata una EDAR de estas características. En un artículo científico reciente, Diaz-Elsayed et al (2019) clasificaron las depuradoras de pequeña, mediana y gran escala. En este estudio, los autores indican que las depuradoras de gran escala tienen una capacidad mayor a 3,800 m<sup>3</sup>/d (i.e. 9,090 p.e.). Por su parte, Lorenzo-Toja et al. (2018), a través de un análisis estadístico, sugieren que las depuradoras con capacidades superiores a 50,000 p.e. deben ser consideradas de gran escala. Sin embargo, los distritos que conforman las megaciudades suelen lidiar con caudales mayores (Parodi, 2017). Por ello, en este estudio se optó por fijar una capacidad de 150,000 p.e. (i.e., 25,714 m<sup>3</sup>/d), asumiendo que 1 p.e. equivale a 60 gDBO<sub>5</sub>/d. Además, por fines operativos y de mantenimiento, se contempló que las depuradoras cuenten con tres líneas de tratamiento.

### 4.2.2. Concentración de contaminantes

En la Tabla 1 se indica la caracterización del agua residual de acuerdo con los lineamientos descritos por Henze & Comeau (2008) y Chen et al. (2020), que destacan la alta concentración de nutrientes por vertidos industriales incontrolados en el Sur Global.

**Tabla 1.** Caracterización del agua residual urbana para una EDAR virtual de 150,000 p.e.

Parámetro	Unidad	Valor
Caudal	m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>	25,714
Temperatura	°C	20
DQO	mg L <sup>-1</sup>	700
DQO <sub>sol</sub>	mg L <sup>-1</sup>	280
DQO <sub>susp</sub>	mg L <sup>-1</sup>	420
DBO <sub>lim</sub>	mg L <sup>-1</sup>	515
DBO <sub>lim-sol</sub>	mg L <sup>-1</sup>	240
DBO <sub>lim-susp</sub>	mg L <sup>-1</sup>	275
DBO <sub>5</sub>	mg L <sup>-1</sup>	350
DBO <sub>5sol</sub>	mg L <sup>-1</sup>	140
DBO <sub>5susp</sub>	mg L <sup>-1</sup>	210
S <sub>A</sub>	mg L <sup>-1</sup>	40
NH <sub>4</sub>	mg L <sup>-1</sup>	40
NT	mg L <sup>-1</sup>	55
NT <sub>sol</sub>	mg L <sup>-1</sup>	44
PT	mg L <sup>-1</sup>	15
PT <sub>sol</sub>	mg L <sup>-1</sup>	11
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	mg L <sup>-1</sup>	10
Alcalinidad	mg L <sup>-1</sup>	360
SS	mg L <sup>-1</sup>	400
SSV	%	75



### 4.2.3. Legislación ambiental

Los marcos regulatorios de carácter ambiental presentes en el Sur Global están en sintonía con las falencias en la infraestructura destinada a gestionar las aguas residuales. Esto significa que, una fracción importante del agua residual es vertida sin ningún tipo de tratamiento a los cuerpos de agua circundantes, ante la ausencia de un control gubernamental; mientras que la fracción restante es tratada deficientemente porque los objetivos de tratamiento responden a regulaciones laxas (e.g., no se exige la remoción de nutrientes en Perú). En ese contexto, es imperativo reformular la legislación ambiental para asegurar el cuidado del medio ambiente y la salud humana. Sin embargo, Schellenberg et al. (2020) advierten que puede ser contraproducente implementar medidas muy estrictas en el Sur Global porque los proyectos demandarían de grandes costos de inversión y operación, que resultarían en proyectos insostenibles en el tiempo. Además, dichas regulaciones podrían ser un impedimento para soluciones parciales que representen un avance sustancial en el cuidado del medio ambiente.

Por su parte, von Sperling & de Lemos-Chernicharo (2002) recalcan la importancia de desarrollar regulaciones nacionales que se ajusten a las condiciones económicas, enfermedades predominantes, riesgo tolerable y desarrollo tecnológico de cada país; con la finalidad de evitar proyectos estancados, sobrecostos y altas tasas de incumplimiento. Sin embargo, dado que esta investigación estudia el Sur Global en conjunto, es imposible proponer una normativa que contemple todas las especificidades de los países bajo estudio. Por ello, se adoptaron las normativas europeas para la descarga de vertidos en zonas sensibles (ECC, 1991; EC, 1998), cuyas exigencias se describen en la Tabla 2. Aunque esto signifique una limitación del estudio, estas normativas están alineadas con la necesidad impostergable de reducir la carga de nutrientes que ingresan a los ecosistemas acuáticos, que están derivando en serios problemas de eutrofización, muertes de especies y afectaciones al turismo. Además, las tecnologías tradicionales (e.g., fangos activados) presentes en el Sur Global, permiten cumplir con dichos límites de vertido.

**Tabla 2.** Recapitulación de las legislaciones ambientales (ECC, 1991; EC, 1998) para la descarga segura de aguas residuales en zonas sensibles.

Parámetro	Unidad	Valor
SS	mg L <sup>-1</sup>	30
DQO	mg L <sup>-1</sup>	125
DBO <sub>5</sub>	mg L <sup>-1</sup>	25
NT	mg L <sup>-1</sup>	10
PT	mg L <sup>-1</sup>	1

### 4.3. Diseño de trenes de tratamiento con DESASS

El diseño de una EDAR es un proceso complejo que suele abordarse con modelos matemáticos incluidos dentro de softwares de simulación, que permiten evaluar los distintos procesos biológicos, físicos y químicos que ocurren dentro de una depuradora (Jeppson et al., 2005). En este estudio, se optó por utilizar el software DESASS (i.e., *DEsign and Simulation of Activated Sludge Systems*) desarrollado por el prolífico grupo de investigación CALAGUA (Ferrer et al., 2008), que incluye el modelo BNRM2 (i.e., *Biological Nutrient Removal Model no. 2*). Este modelo, tal y como detallan Barat y colegas (2013), incluye a) los procesos físicos de sedimentación, clarificación, elutriación de ácidos volátiles y transferencia gas-líquido; b) las interacciones químicas consideradas son los procesos ácido-base e ion-asociación, asumiendo condiciones de equilibrio, y procesos de precipitación; y c) los procesos biológicos de remoción de materia orgánica, nitrógeno y fósforo, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. Para ser más específico, este modelo se diferencia del BNRM1 (Seco et al., 2004), por la inclusión de ocho precipitados y todos los procesos involucrados en la remoción de nitrógeno vía nitrito, considerando dos grupos de organismos amonio oxidantes.

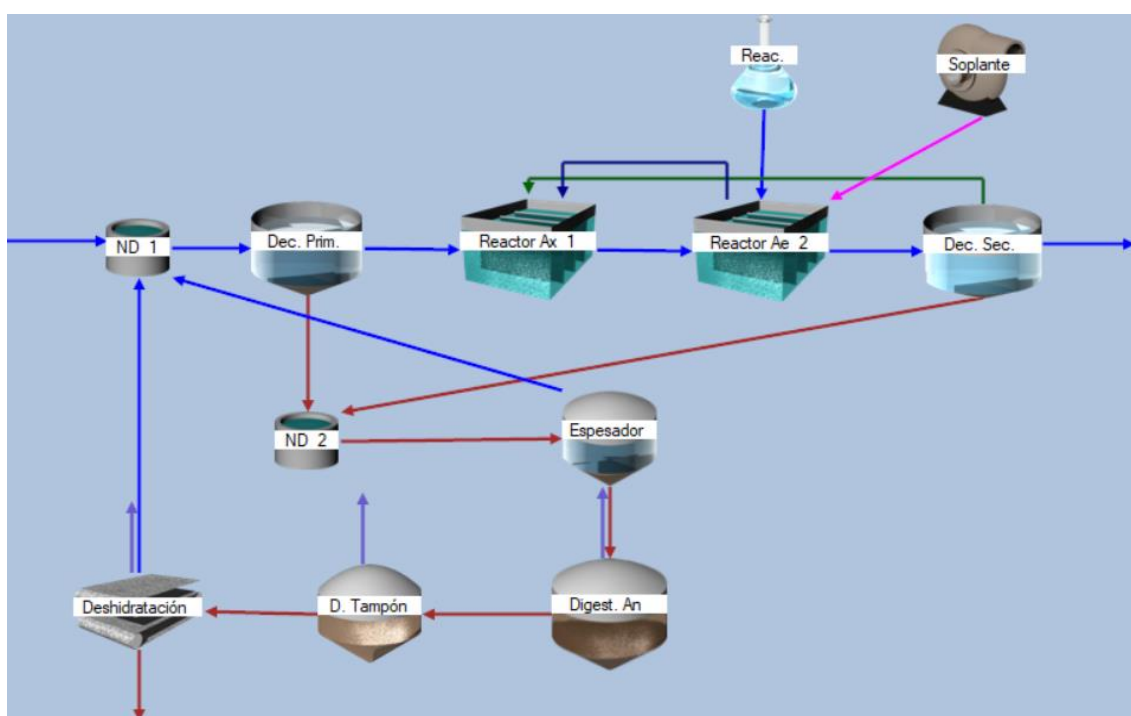
En el estudio desarrollado por Ferrer et al. (2008), en el que se presenta DESASS a la comunidad científica, se detallan las características principales del software, que motivaron su empleo en el presente trabajo de investigación. En primer lugar, el programa permite diseñar, simular y optimizar una EDAR (i.e., línea de agua y fangos simultáneamente), incluyendo los principales procesos biológicos, físicos y químicos. En segundo lugar, el software permite modelar una gran variedad de esquemas de tratamiento, con diferentes condiciones de operación (e.g., cargas de entrada, caudales de agua residual, tiempo de retención celular, temperatura, entre otros). En tercer lugar, DESASS permite estimar de manera certera los volúmenes de las distintas unidades de tratamiento (e.g., reactores biológicos, sedimentadores, espesadores, digestores), el consumo energético derivado de la aeración, el suministro de químicos para la eliminación de fósforos, la producción de fangos con sus propiedades y la calidad del efluente. En definitiva, este último aspecto es indispensable para el desarrollo del estudio puesto que los dichos resultados forman parte del inventario de las metodologías de análisis de ciclo de vida que se detallan en próximos capítulos.

#### 4.3.1. Descripción de los trenes de tratamiento propuestos

Dentro de la literatura, se pueden identificar dos conceptos claves para la selección de los trenes de tratamiento: la mejor tecnología disponible y la mejor tecnología aplicable. La primera es el paradigma dominante en el Norte Global, en el que los altos costos tecnológicos pueden ser asumidos; mientras que la segunda se suele implementar en el Sur Global (Schellenberg et al., 2020). Por un lado, en el Norte Global se viene estudiando e implementando tecnologías que permiten minimizar el consumo energético, recuperar recursos valiosos y con menores requerimientos de espacio; tales como los fangos activados granulares (Karakas et al., 2020), sistemas bioelectroquímicos (Rahimi et al., 2020), entre otros. Por otro lado, en el contexto del Sur Global, es imperativo identificar tecnologías que permitan mitigar los impactos ambientales, que no requieran de operarios sumamente calificados y que se adecuen a las limitaciones económicas. Por ello, en esta investigación se optó por estudiar trenes de tratamiento basados en los fangos activados convencionales, que se describirán a lo largo de este capítulo.

##### 4.3.1.1. Ludzak-Ettinger Modificado

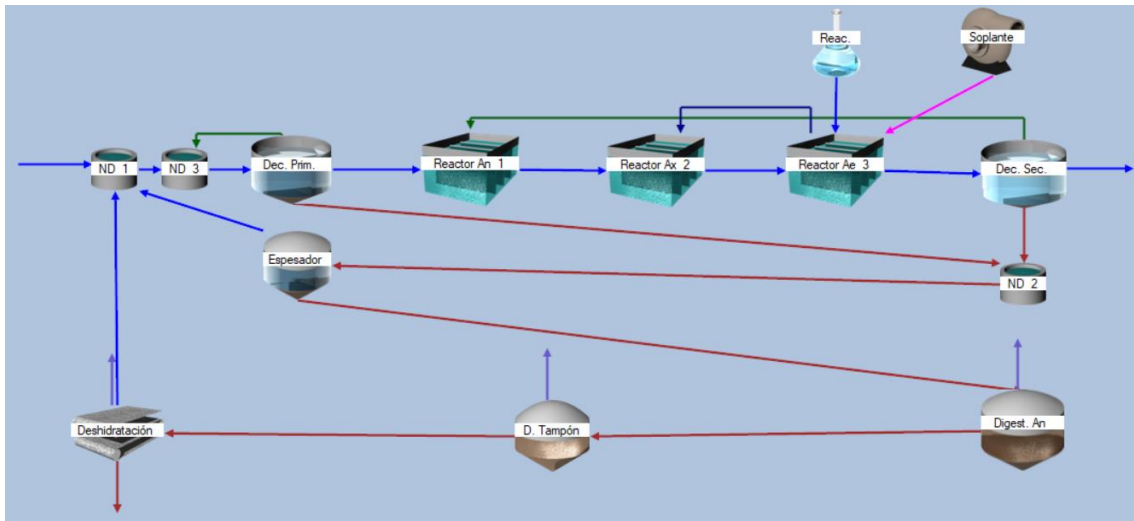
El primer tren de tratamiento propuesto corresponde a una configuración MLE para la línea de agua; mientras que la línea de fangos incluye espesadores, digestores anaerobios, depósitos tampones y deshidratadores (ver Figura 9). Para el diseño, se contemplan concentraciones de SSLM de 20, 3, 7 y 40 g/L para el decantador primario, reactores biológicos, clarificador secundario y digestor anaerobio, respectivamente.



**Figura 9.** MLE con precipitación química de fósforo y digestión anaerobia de fangos.

#### 4.3.1.2. A<sup>2</sup>O

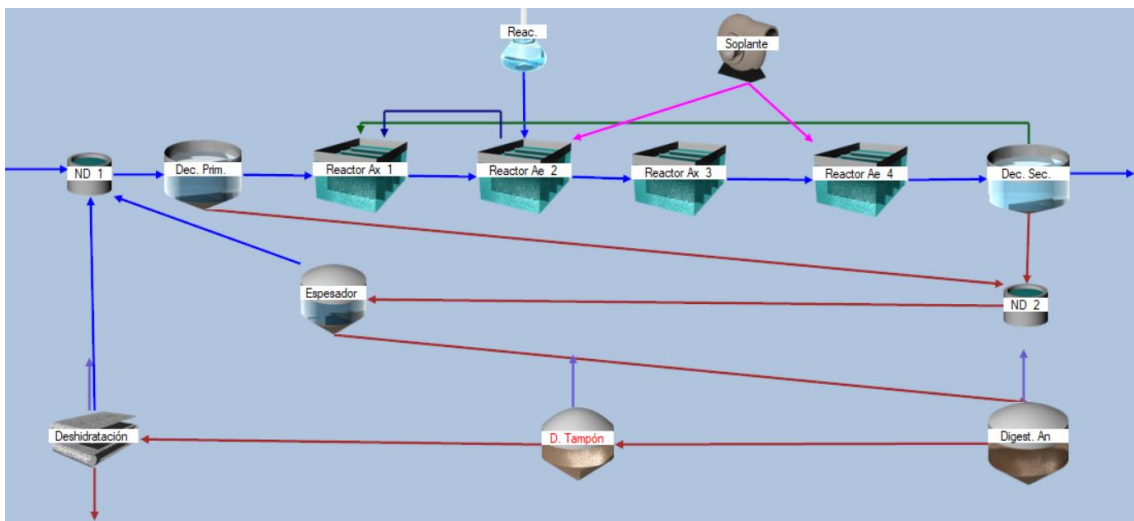
El segundo tren de tratamiento propuesto es el esquema A<sup>2</sup>O con un proceso de elutriación de fangos en el sedimentador primario (ver Figura 10). El objetivo es favorecer la eliminación biológica de fósforo, para minimizar la adición química de FeCl<sub>3</sub>. En este caso, se debe prestar especial atención al manto de fangos para evitar que el sedimentador primario se desborde. Al igual que el MLE, se contemplan concentraciones de SSLM de 20, 3, 7 y 40 g/L para el decantador primario, reactores biológicos, clarificador secundario y digestor anaerobio, respectivamente.



**Figura 10.** A<sup>2</sup>O con elutriación de fangos, precipitación química de fósforo y digestión anaerobia de fangos.

#### 4.3.1.3. Bardenpho

La tercera configuración propuesta corresponde a Bardenpho de cuatro etapas. La intención es evaluar un tren más intensivo en la eliminación de nitrógeno, puesto que cuenta con zonas pre-anoxicas y post-anoxicas para la desnitrificación (ver Figura 11). Las concentraciones de fango son las mismas que los trenes descritos anteriormente.



**Figura 11.** Bardenpho con precipitación química de fósforo y digestión anaerobia de fangos.

#### 4.3.1.4. Step-Feed

El cuarto esquema propuesto es el *Step-Feed* o de alimentación por pasos. Esta configuración requiere de un sistema de reparto de caudal que alimente los cuatro ciclos de nitrificación-desnitrificación (ver Figura 12). A diferencia de los trenes anteriores, este esquema no demanda de una recirculación interna de  $\text{NO}_x$  y la concentración de fangos en los reactores biológicos oscila entre 2 y 6 g/L (Metcalf & Eddy, 2014).

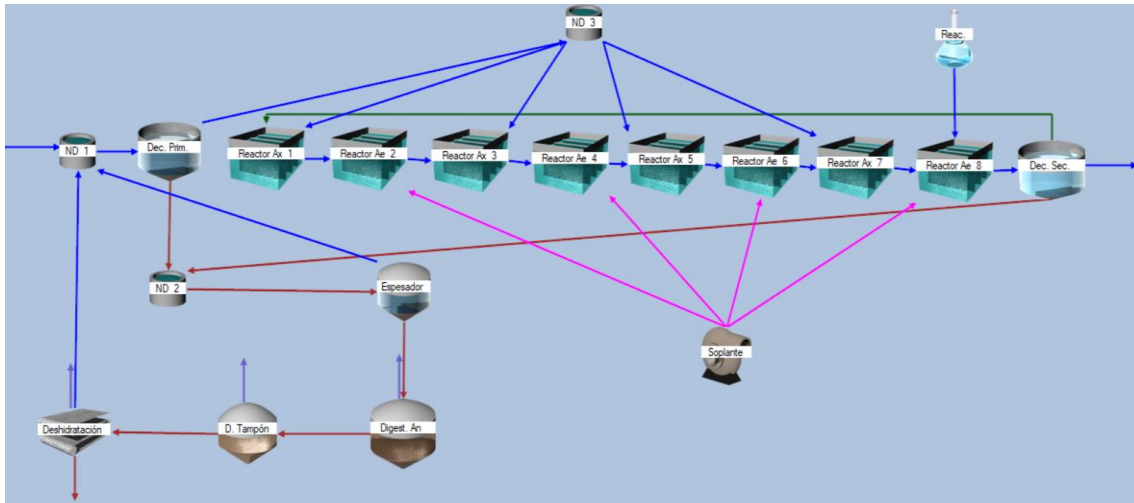


Figura 12. *Step-Feed* con precipitación química de fósforo y digestión anaerobia de fangos.

#### 4.3.1.5. Biorreactor de membrana

El último tren propuesto corresponde a un MBR-MLE, que opera con una concentración de SSLM de 10 g/L (ver Figura 13). El objetivo es comparar una tecnología creciente en algunas zonas del Sur Global con variantes del proceso de fangos activados. Aunque a priori, se intentó modelar también un AnMBR, la baja concentración de DQO en el influente limitó la recuperación de biogás, por lo que el empleo de esta tecnología no se justifica en este estudio.

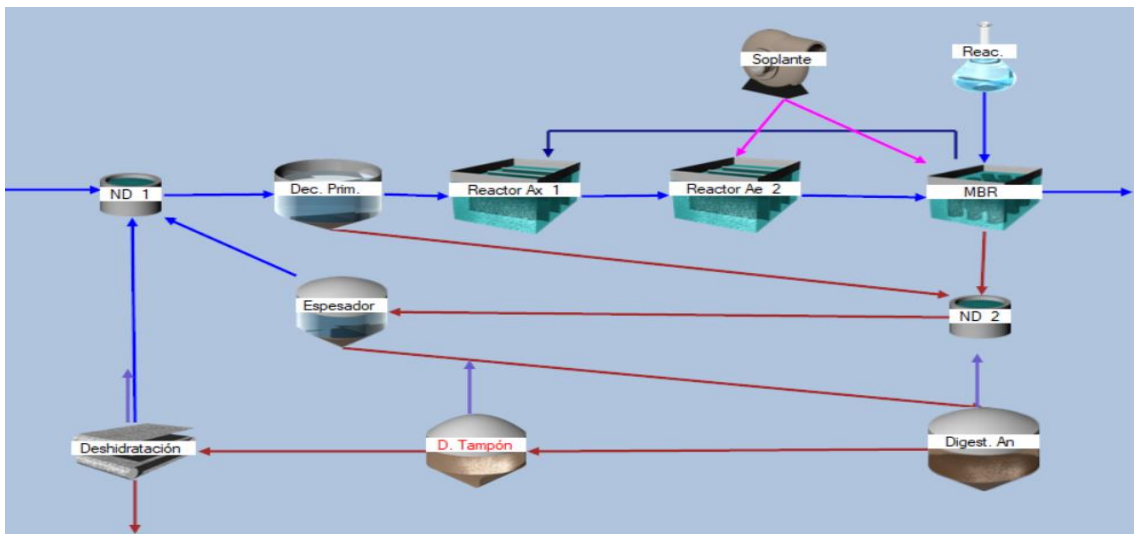


Figura 13. MBR aerobio con precipitación química de fósforo y digestión anaerobia de fangos.

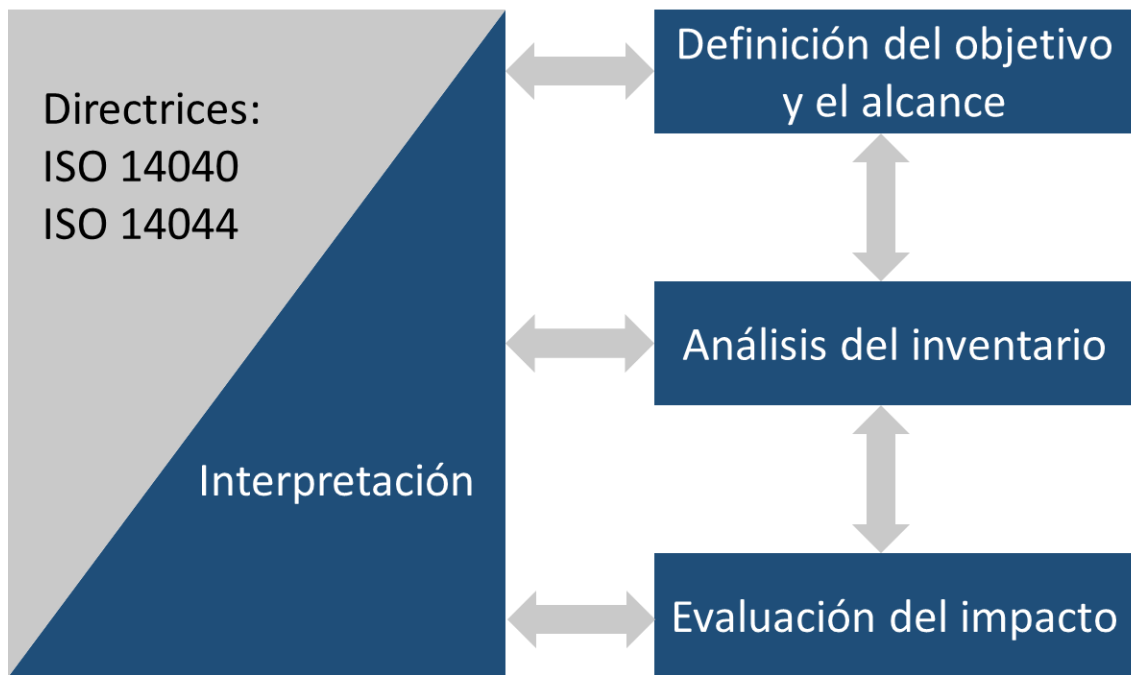
#### 4.4. Metodologías de análisis de ciclo de vida

El siglo XX evidenció una revolución en la gestión de las aguas residuales, en la que ocurrieron importantes descubrimientos (e.g., el concepto de DBO) por reconocidos científicos de la época (Lofrano & Brown, 2010), pero sobre todo se marcó un hito por la promulgación de la primera legislación ambiental, que pretendía mitigar los riesgos a la salud humana y proteger los ecosistemas de la contaminación (Shifrin, 2005). Aunque estos objetivos fueron ambiciosos en su época, dichas medidas son insuficientes en el contexto actual, en el que los países pretenden alinearse con la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible (Delanka-Pedige et al., 2021), que promueve una economía más circular y libre de emisiones de carbono (Zhang & Liu, 2022), en el que el agua residual deje de ser vista como un desecho para convertirse en un recurso valioso (Rodriguez et al., 2020).

Considerando el paradigma actual, se ha extendido el uso del análisis de ciclo de vida (i.e., LCA, por sus siglas en inglés) como una herramienta metodológica rigurosa para el cálculo de los impactos ambientales de los sistemas urbanos de aguas residuales (Corominas et al., 2013); que permite comparar trenes de tratamiento (Rodriguez-Garcia et al., 2011), evaluar el desarrollo de nuevas tecnologías (Corominas et al., 2020), analizar beneficio ambiental de la recuperación de recursos (e.g., créditos por la recuperación de fertilizantes y/o biogás) (Hao et al., 2019), entre otros. Asimismo, recientemente, se ha observado un incremento sustancial en la literatura del análisis de ciclo de vida Económico (i.e., LCC, por sus siglas en inglés); para diseñar, construir y operar depuradoras más eficientes económicamente (Rebitzer et al., 2013). Otro aspecto relevante, es que ambas metodologías se pueden integrar dentro de un mismo estudio, para entender las compensaciones económicas y ambientales durante las diferentes etapas del ciclo de vida de una depuradora (Glick & Guggemos, 2013; Harris et al., 2021).

##### 4.4.1. Análisis ambiental - LCA

El LCA es una técnica extendida para cuantificar los impactos ambientales asociados a las etapas del ciclo de vida de productos, servicios o procesos; cuyos lineamientos están descritos en las normativas internacionales ISO 14040 y 14044 (ISO 2006a, 2006b). De acuerdo con estas directrices, el marco metodológico del LCA incluye cuatro etapas que constituyen un proceso cíclico y de retroalimentación (ver Figura 14): i) definición del objetivo y el alcance; ii) análisis de inventario; iii) evaluación del impacto e iv) interpretación de resultados.



**Figura 14.** Etapas de la metodología del análisis de ciclo de vida

Fuente: (ISO 2006a, 2006b)

#### 4.4.1.1. Definición del objetivo y el alcance

Inicialmente, se debe fijar el propósito y alcance detallado del estudio de LCA. En otras palabras, se debe manifestar por qué, para quién y cómo se desarrolla el estudio (Michael et al., 2018). De hecho, esta etapa proporciona una descripción del sistema analizado o de los sistemas comparados, en función de la unidad funcional y los límites del sistema (Rebitzer et al., 2014). Por un lado, la unidad funcional define los aspectos cualitativos y cuantitativos de la función del sistema. Por otro lado, los límites del sistema, resumidamente, delimitan las entradas y salidas de los procesos que conforman el sistema analizado (Michael et al., 2018). En este caso particular, el objetivo es comparar los impactos ambientales (i.e., calentamiento global y eutrofización) de cinco alternativas de tratamiento para EDARs de gran escala localizadas virtualmente en el Sur Global, de acuerdo con la unidad funcional de  $1\text{m}^3$  de agua residual tratada. Asimismo, la estimación de impactos corresponde únicamente a las etapas de construcción y operación de las depuradoras, puesto que el desmantelamiento tiene un impacto menor (Vince et al., 2008).

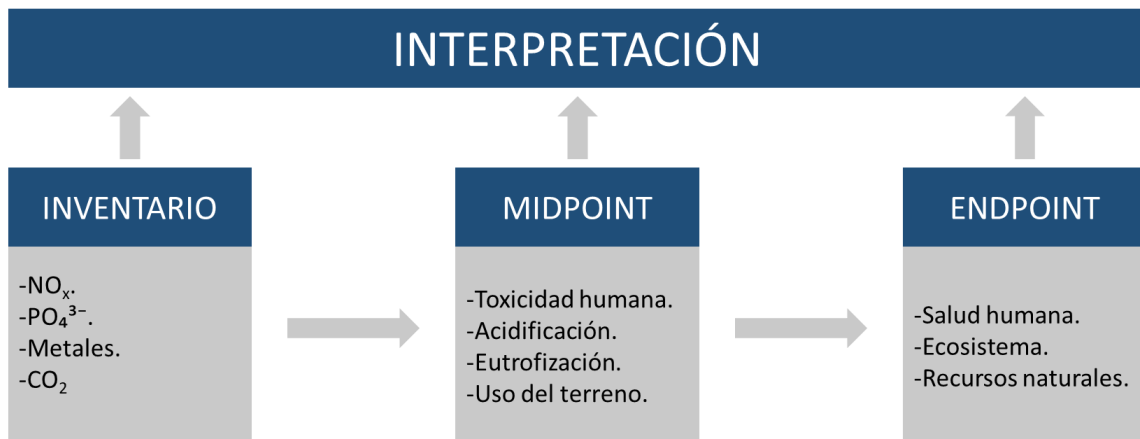
#### 4.4.1.2. Inventario de ciclo de vida

Por su naturaleza, el inventario de ciclo de vida (i.e., LCI por sus siglas en inglés) es la etapa más laboriosa del LCA, puesto que consiste en recolectar y compilar los flujos de entrada y de salida asociados a los procesos que conforman el sistema analizado (Rebitzer et al., 2014). En el caso de estudio, se requiere recopilar los recursos utilizados

y los desechos generados durante la etapa de construcción y operación de las EDARs. En el caso de la construcción, se consideró únicamente los materiales que conforman las unidades de tratamiento de la depuradora (e.g., sedimentador primario, reactores biológicos, ...); mientras que la operación incluye la demanda energética, adición de químicos, calidad del efluente y transporte de fangos a vertedero.

#### 4.4.1.3. Evaluación del impacto de ciclo de vida

En la etapa de evaluación de impacto (i.e., LCIA por sus siglas en inglés) se convierten los flujos del inventario en impactos ambientales a través de factores de caracterización. Para ello, es imperativo definir qué categorías de impacto se evaluarán y qué métodos de caracterización se utilizarán. Para responder ambas preguntas, se requiere previamente el nivel de evaluación de impactos: *midpoint* o *endpoint*. Los métodos *midpoint* se centran en un solo problema ambiental; mientras que los indicadores *endpoint* son el resultado de la agregación de varios impactos ambientales (Michael et al., 2018); tal y como se describe en la Figura 15. En definitiva, los indicadores *endpoint* son más comprensibles para los gestores públicos puesto que muestran los impactos directos en la sociedad. Sin embargo, presentar los resultados a nivel *endpoint* oculta la cadena de causa-efecto, por lo que suelen complementarse con indicadores *midpoint* (Risch et al., 2014). Además, el avance científico presenta aún considerables limitantes para realizar la agregación de impactos, por lo que estos resultados deben evaluarse cuidadosamente.



**Figura 15.** Descripción general de los métodos *midpoint* y *endpoint*.

Fuente: (Michael et al., 2018)

En este estudio, se evaluó, por un lado, el potencial de eutrofización puesto que es reconocido como el principal impacto ambiental concerniente a la gestión de las aguas residuales (Garrido-Baserba et al., 2014). Concretamente, esta categoría está asociada primordialmente al contenido de nitrógeno, fósforo y en menor medida al DQO (Gallego et al., 2008). Considerando esto, se optó por utilizar el método de caracterización CML-



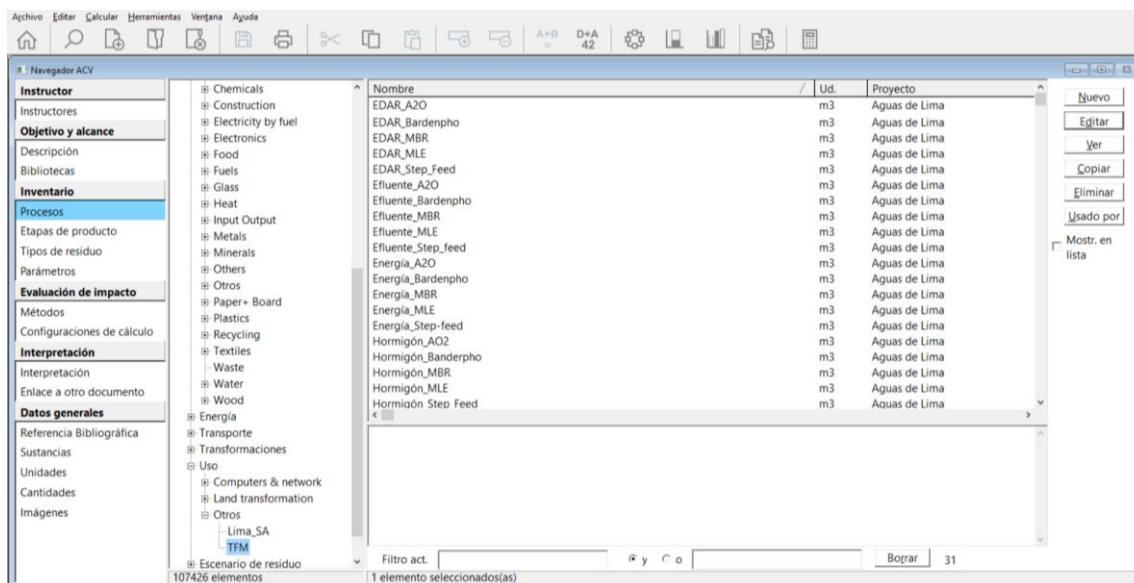
IA baseline, que engloba los tres contaminantes descritos anteriormente. Por otro lado, se estimó el potencial de calentamiento global a través del método de caracterización IPPC 2013. Si bien al normalizar las categorías de impactos de un EDAR, el calentamiento global no se suele encontrar entre las categorías más relevantes, se trata de una de las categorías más estudiadas por los efectos adversos del cambio climático dentro de la sociedad (Slagstad & Brattebø, 2014).

#### 4.4.1.4. Interpretación

La interpretación es la última etapa del análisis de ciclo de vida, que permite identificar, cuantificar, revisar y evaluar la información proveniente de las etapas previas de LCI y LCIA (Michael et al., 2018). De acuerdo con el ISO 14040 (2006a), la fase de interpretación debe incluir: i) un proceso de identificación de problemas de los resultados del LCI y LCIA, de acuerdo con el objetivo y el alcance del estudio; ii) evaluación de estudio, en el que se considere el nivel de confiabilidad, sensibilidad y consistencia; y iii) una etapa de conclusiones, limitaciones y recomendaciones para el público objetivo del LCA. En el contexto del estudio, la interpretación permite distinguir qué procesos presentan mayores cargas ambientales y, por lo tanto, reconocer oportunidades para mejorar el perfil ambiental de las depuradoras (Renou et al., 2008). Asimismo, se puede explicar y justificar las diferencias en los perfiles ambientales de las configuraciones de tratamiento estudiadas.

#### 4.4.1.5. SimaPro

Los softwares más empleados para llevar a cabo el LCA son GaBi, OpenLCA, Umberto NXT y SimaPro (Silva et al., 2019). En este estudio, se utilizó el software SimaPro 9.3.0.3 que fue suministrado por la Red Peruana de Ciclo de Vida y Ecología Industrial (i.e., PELCAN) de la Pontificia Universidad Católica del Perú (i.e., PUCP). Una de las motivaciones para utilizar SimaPro es que es reconocido por la comunidad científica y la industria, como un software confiable para llevar a cabo estudios de LCA (Herrmann & Moltesen, 2015). Paralelamente, el diseño del software permite modelar de manera sencilla sistemas complejos de ciclo de vida mediante una interfaz intuitiva, una amplia base de datos (i.e., ecoinvent 3.8) y una calculadora para la cuantificación de los impactos ambientales (ver Figura 16). Adicionalmente, el software permite generar tablas y gráficos de los resultados para comparar las alternativas de tratamiento e identificar los procesos que tiene mayor incidencia en las categorías de impacto. Finalmente, estos resultados pueden ser exportados a MS Excel, para ser integrado dentro de la matriz decisional.



**Figura 16.** Interfaz del software SimaPro 9.3.0.3 con los esquemas de tratamiento modelados de fondo.

#### 4.4.2. Análisis económico - LCC

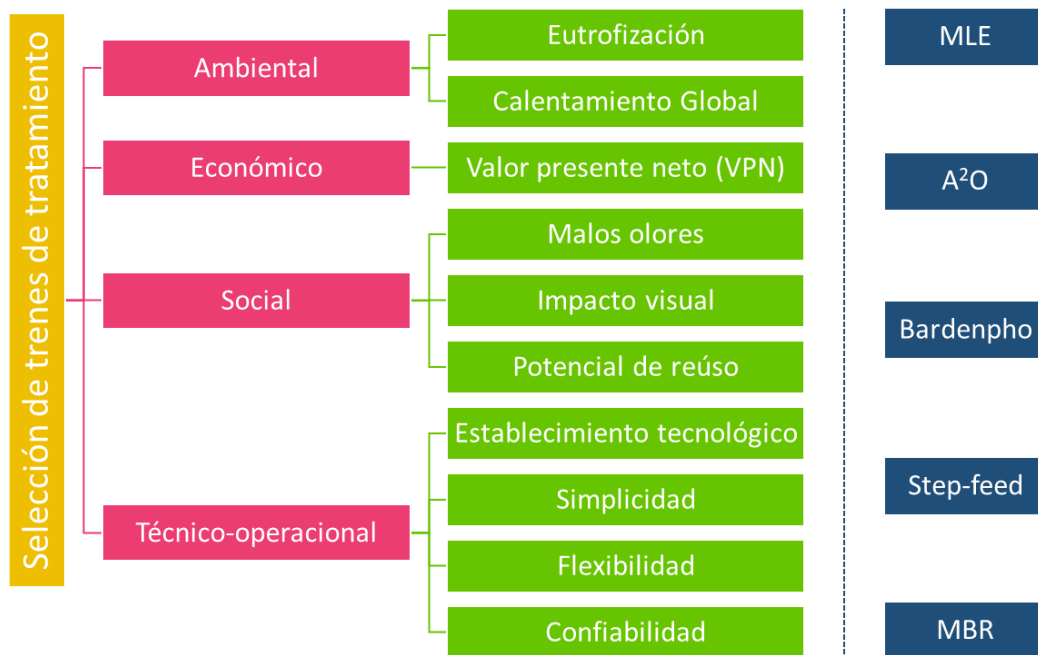
De acuerdo con la normativa ISO 15686 (2008), el LCC es una técnica que permite realizar una evaluación económica de un proyecto para un determinado periodo de tiempo, que incluye los principales costos de inversión (i.e., CAPEX, por sus siglas en inglés) y operación (OPEX, por sus siglas en inglés). En este estudio, el CAPEX está conformado por los costos de construcción y equipamiento; mientras que los costos de energía, suministro de insumos, mano de obra, mantenimiento y reemplazo componen el OPEX. Asimismo, la evaluación económica se realizó utilizando la técnica del valor del dinero en el tiempo, que permite integrar el CAPEX y el OPEX en un solo indicador denominado Valor Presente Neto (i.e., VPN). Para ello, se definió un horizonte de análisis de 30 años, una tasa de descuento de 5% y una tasa de inflación constante de 3% (Tarpani & Azapagic, 2018). Respecto al modelado, aunque en el mercado existan softwares especializados para estimar los costos de las EDARs (e.g., CapdetWorks), las licencias son prohibitivas. Por ello, el LCC se llevó a cabo a partir de una base de datos propia y una hoja de cálculo de MS Excel.

#### 4.5. Análisis multicriterio - MCDA

El MCDA puede definirse como una técnica que permite comparar sistemáticamente un conjunto de alternativas en función de múltiples criterios (Cinelli et al., 2020). En la literatura, se han reportado más de cincuenta técnicas de MCDA, que incluyen desde sistemas simples a sofisticados sistemas de clasificación (Figueira et al., 2005; Marttunen et al., 2017). En ese estudio, se optó por utilizar el Proceso de Análisis

Jerárquico (i.e., AHP, por sus siglas en inglés) desarrollado por el profesor Saaty (1988). El empleo del AHP se justifica porque i) es una de las técnicas más aplicadas para integrar criterios cuantitativos y cualitativos en el proceso de toma de decisiones (Karimi et al., 2011); ii) posibilita incluir la perspectiva de *stakeholders* y especialistas claves (Saaty, 2008); iii) el método permite revisar inconsistencias en la asignación de pesos; y iv) la técnica puede aplicarse en estudios que comparen hasta siete alternativas (Kalbar et al., 2012). Sin embargo, la principal limitante del método es que la decisión final podría distorsionarse si se incluyen o se asignan altos pesos a criterios no diferenciadores (Arroyo et al., 2015).

De acuerdo con Saaty (2008), la técnica AHP es un método estructurado para organizar y analizar decisiones complejas mediante procesos matemáticos y psicológicos. Concretamente, el uso de AHP requiere, en primer lugar, definir el objetivo decisional, las alternativas para conseguir dicho objetivo y los criterios para evaluar las alternativas. En este estudio, el objetivo es seleccionar la tecnología más apropiada para el tratamiento de las aguas residuales urbanas en las megaciudades del Sur Global, considerando criterios y subcriterios de carácter ambiental, económico, social y técnico-operacional (ver Figura 17). Cabe mencionar, que tanto los criterios y subcriterios adoptados en este estudio, forman parte de un proyecto de investigación que se desarrolla en paralelo con PELCAN-PUCP denominado “Aplicación de conceptos de economía circular al sistema urbano de agua de la ciudad de Lima: Mitigación de impactos ambientales y vulnerabilidad de agua”.



**Figura 17.** Criterios y subcriterios adoptados para la selección de alternativas de tratamiento usando AHP.

Dado que los criterios responden a una serie de subcriterios cualitativos y cuantitativos, se requiere delimitar claramente el significado y las métricas utilizadas en cada subcriterio; tal y como se detalla a continuación:

▪ **Ambiental:**

- **Eutrofización:** El potencial de eutrofización es uno de los resultados del LCA, que deriva principalmente por el contenido de nitrógeno y fósforo en el efluente. La métrica utilizada es g PO<sub>4</sub><sup>-</sup> equivalente por 1 m<sup>3</sup> de agua tratada.
- **Calentamiento Global:** El potencial de calentamiento global se estima a partir del LCA, y su unidad de medida es g CO<sub>2</sub> equivalente por 1 m<sup>3</sup> de agua tratada.

▪ **Económico:**

- **Valor presente neto:** Es un indicador financiero que permite agrupar el CAPEX y el OPEX de la construcción y operación de las depuradoras. En ese caso, el VPN se medirá en € por 1 m<sup>3</sup> de agua tratada. Dado que las depuradoras no generan ingresos netos, este indicador representa un costo, por lo que se las depuradoras con menores VPNs serán beneficiadas durante la comparación con AHP.

▪ **Social:**

- **Malos olores:** La generación de malos olores es considerado como una de las principales problemáticas para lograr la aceptación pública. Por fines comparativos, este indicador valora cuantitativamente la generación de fangos y de manera cualitativa la formación de zonas anaerobias.
- **Impacto visual:** Las depuradoras se ubican cada vez más próximas a las poblaciones de las megaciudades debido al desarrollo urbanístico no planeado y en muchas veces informal. Esto conlleva a que la construcción de EDARs distorsionen la estética del entorno, generando una sobreestimulación visual invasiva. En este caso, el indicador utilizado para comparar el impacto visual es el área de cada una de las depuradoras estudiadas.
- **Potencial de reúso:** Los vertidos de agua residual suelen ser descargados a los cuerpos de agua circundantes. Sin embargo, considerando la creciente escasez de agua, el agua residual tratada adecuadamente puede ser utilizada para reemplazar la demanda de agua para fines no potables y potables. Estos últimos

requieren de un sistema multi-barrera compuesto por tratamientos avanzados, que escapen del alcance de este estudio. Por ello, este trabajo se centra únicamente en la remoción de patógenos (i.e., virus, coliformes totales, cryptosporidium y giardia lamblia) que permitan reutilizar el agua de para riego de áreas verdes de manera segura y que permitan, eventualmente, pensar en un esquema de potabilización de aguas residuales a futuro. En ese sentido, la métrica corresponde a las unidades logarítmicas de remoción (i.e., LRV, por sus siglas en inglés) de patógenos, que se suelen utilizar para cuantificar el riesgo de infección.

▪ Técnico-operacional:

- Establecimiento tecnológico: Considerando que la transferencia tecnológica hacia el Sur Global es tardía, este subcriterio pretende comparar cualitativamente el know-how para cada tecnología a través del juicio de expertos de PELCAN-PUCP.
- Simplicidad: Este subcriterio se refiere exclusivamente a la simplicidad operativa de las depuradoras, que están relacionado con la frecuencia de los trabajos de mantenimiento y reemplazo.
- Flexibilidad: Se valora la capacidad de los trenes de tratamiento para operar en condiciones críticas de carga e hidráulicas, que inclusive pudiesen derivar en modificaciones posteriores.
- Confiabilidad: Para fines de este estudio, la confiabilidad está entendida como la posibilidad de conseguir desempeños adecuados en el largo plazo, que está fundamentalmente referida a la calidad del efluente.

En segundo lugar, una vez definidos los criterios, subcriterios y alternativas descritos en la Figura 17, se debe establecer preferencias entre cada una de ellas, utilizando una escala del 1 al 9 (i.e., 1=igual, 3=moderada, 5=fuerte, 7=demostrada y 9=extrema). Para ser más específico, la secuencia metodológica implica definir el peso de los criterios en función de su importancia; asignar los pesos de los subcriterios de un mismo grupo; y comparar el desempeño de las alternativas para cada uno de los subcriterios adoptados. En tercer lugar, se debe revisar la consistencia de los juicios de

valor, a través de indicadores de consistencia definidos por Saaty (1988); tal y como se expresa en las ecuaciones 1 y 2:

$$CR = \frac{CI}{RI} \quad (1)$$

$$CI = \frac{1}{(n - 1)} (\lambda_{m\acute{a}x} - n) \quad (2)$$

Donde: CR es una tasa de consistencia; CI es un índice de consistencia; RI es un índice aleatorio de una matriz recíproca (i.e., si  $n = 1-3$ ,  $RI = 0$ ;  $n = 4$ ,  $RI = 0.9$ ;  $n = 5$ ,  $RI = 1.12$ );  $n$  es el número de opciones comparadas; y  $\lambda_{m\acute{a}x}$  es el máximo valor propio. En concordancia con las ecuaciones descritas, se debe verificar que  $CR \leq 0.1$  para que la asignación de pesos se considere consistente. Finalmente, de ser las matrices de preferencia consistentes, se procede a estimar la puntuación final de cada alternativa. Para ello, se debe multiplicar los puntajes obtenidos en cada uno de los subcriterios y los pesos de los criterios respectivos, y posteriormente sumar cada uno de los productos obtenidos.

## 5. Resultados

### 5.1. Diseño de trenes de tratamiento

#### 5.1.1. Calidad del efluente

El diseño de los trenes de tratamiento se realizó buscando el menor TRC que permita cumplir con los requisitos de vertido (ECC, 1991; EC, 1998). Luego de ejecutar las simulaciones con DESASS, se obtuvo que los trenes MLE, A<sup>2</sup>O, Bardenpho y MBR requieren un TRC mínimo de 8 días para cumplir fundamentalmente con la eliminación de nitrógeno total; mientras que el Steep-Feed requiere un TRC de 10 días, en gran parte porque este tren no contempla la recirculación de NO<sub>x</sub>. En la Tabla 3, se resume las características de los efluentes para cada uno de los trenes de tratamiento, en la que se puede apreciar que el esquema Bardenpho presenta el mejor desempeño en la eliminación de NT. Por el contrario, el esquema A<sup>2</sup>O es que el presenta las mayores concentraciones de NT y DQO, que tendrán una repercusión en el potencial de eutrofización. Por su parte, el MBR es la alternativa con menor concentración de SST y DQO. Aunque, teóricamente los SST deberían ser nulos por la presencia de la membrana de ultrafiltración, el proveedor de las membranas ZeeWeed sugirió llevar a cabo un diseño conservador con SST = 3 mg/L.

**Tabla 3.** Calidad de los efluentes de los trenes estudiados en comparación a la regulación europea para la descarga segura (ECC, 1991; EC, 1998).

Parámetro	Unidad	MLE	A <sup>2</sup> O	Bardenpho	Step-Feed	MBR	Regulación Europea
DBO <sub>5</sub>	g m-3	3.81	3.84	3.07	2.82	1.07	25.00
DQO	g m-3	59.99	63.18	59.77	59.20	54.17	125.00
SST	g m-3	17.15	17.05	17.11	16.31	3.00	30.00
NT	g m-3	9.08	9.77	7.17	9.19	9.36	10.00
PT	g m-3	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

### 5.1.2. Energía para la oxidación biológica

Para diseñar el sistema de aireación requerida para la oxidación biológica, en primer lugar, se debe estimar el requerimiento de oxígeno real y en condiciones estándar (i.e., OTR y SOTR, por sus siglas en inglés) mediante DESASS (ver Tabla 4). Para ello, se estableció un coeficiente constante para corregir la salinidad (i.e.,  $\beta$ ) que equivale a 0.97; mientras que un coeficiente variable para corregir la velocidad de transferencia de oxígeno (i.e.,  $\alpha$ ). Este último parámetro varía en función de la concentración de sólidos, tal y como se muestra en la siguiente ecuación:

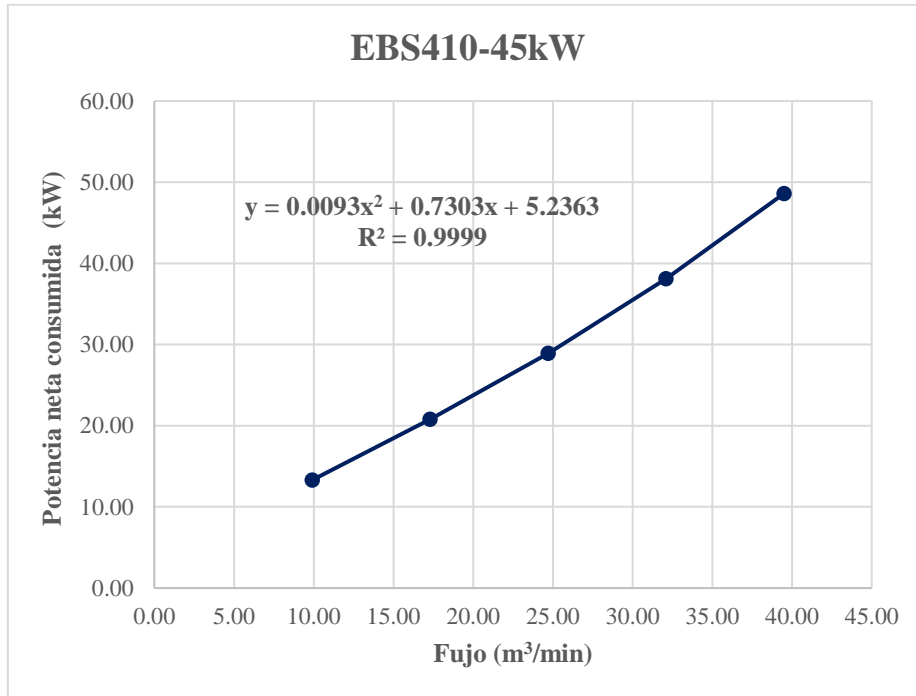
$$\alpha = e^{(-0.088*SSLM)} \quad (3)$$

Cabe mencionar, que se fijó un valor  $\alpha_{\text{máx}} = 0.70$  para llevar a cabo un diseño conservador, de acuerdo con las recomendaciones de Jiang et al. (2017), en el que recalca de la importancia de utilizar un  $\alpha$  dinámico. Una vez dicho esto, los valores de  $\alpha$  son de 0.70 para los esquemas MLE, A<sup>2</sup>O y Bardenpho; mientras que 0.67 y 0.40 para los esquemas Step-Feed y MBR, respectivamente.

**Tabla 4.** Detalles de los sistemas de aireación con especial énfasis en el consumo energético.

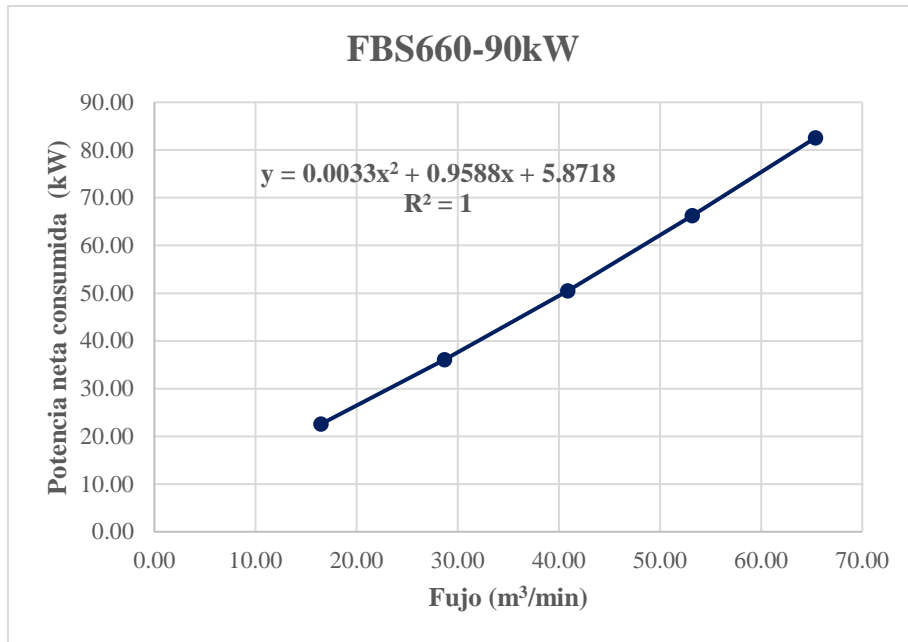
Parámetro	Unidad	MLE	A <sup>2</sup> O	Bardenpho	Step-Feed	MBR
OTR	kg h <sup>-1</sup>	337.70	368.90	335.50	341.20	335.60
SOTR	kg h <sup>-1</sup>	643.46	702.91	639.27	679.24	1,119.06
Difusores	u	2,724.00	2,975.00	2,706.00	2,875.00	4,737.00
Soplantes	u	4	4	4	4	4
Aire por soplante	m <sup>3</sup> min <sup>-1</sup>	36.85	40.26	36.61	38.90	64.09
Potencia instalada	kW	180.00	180.00	180.00	180.00	360.00
Potencia consumida	kW	134.40	149.10	133.20	143.10	242.70
Energía	kWh d <sup>-1</sup>	3,225.60	3,578.40	3,196.80	3,434.40	5,824.80
Energía	kWh m <sup>-3</sup>	0.13	0.14	0.12	0.13	0.23

Considerando el avance tecnológico, el sistema de aireación está compuesto, por un lado, por soplantes de tornillo Kaeser. A diferencia de los soplantes convencionales de émbolos rotativos, estos soplantes permiten ahorrar aproximadamente 35% de energía debido a que permiten suministrar un gran caudal de aire con una absorción de potencia mínima. En esa misma línea, estos soplantes están equipados con un motor síncrono de reluctancia que permite operar con 20% menos de pérdidas. Además, demanda menores niveles de mantenimiento (i.e., 60,000 h de servicio) y cuenta con unos silenciadores de absorción especiales que permiten mitigar drásticamente el ruido emitido por la máquina (Kaeser, 2022). De acuerdo con los requerimientos de aire expresados en la Tabla 3, se determinó en coordinación con el proveedor, que los equipos idóneos para el estudio son los modelos EBS410-45kW y FBS660-90kW para las primeras cuatro alternativas y el MBR, respectivamente. Dado que, los equipos pueden suministrar un flujo de aire máximo de 39.50 y 65.40 m<sup>3</sup>/min, se utilizó una configuración 3+1 para cada uno de los trenes de tratamiento. Finalmente, para estimar el consumo energético de los soplantes en el punto de funcionamiento, se utilizaron unas curvas de potencia eléctrica neta suministradas por el proveedor (ver Figura 18 y 19).



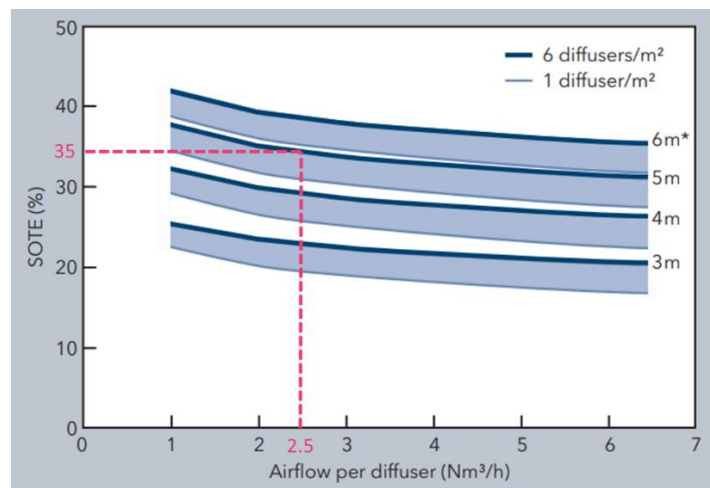
**Figura 18.** Flujo de aire vs potencia neta consumida para el soplante EBS410-45kW.





**Figura 19.** Flujo de aire vs potencia neta consumida para el soplante FBS660-90kW.

Por otro lado, el sistema de aireación está equipado con difusores de burbuja fina de gran eficiencia correspondiente al modelo Sanitaire Silver Series II de Xylem. Para ser más específico, estos difusores de EPDM de 229 mm cuentan con un patrón y formas de hendiduras que permiten dispersar burbujas muy finas y de forma uniforme para lograr una alta transferencia de oxígeno; tal y como se muestra Figura 20. De acuerdo con las recomendaciones del proveedor, estos difusores deben diseñarse para un flujo de 2.5 Nm<sup>3</sup>/h en el que presentan una eficiencia de transferencia de oxígeno estándar (i.e., SOTE, por sus siglas en inglés) de 35% para un calado de 5 m de los reactores. En base a ello, se estimaron la cantidad de difusores para las alternativas de tratamiento que están expresadas en la Tabla 3. Vale decir que, estos difusores de EPDM cuentan con una vida útil mayor a 10 años (Xylem, 2022).



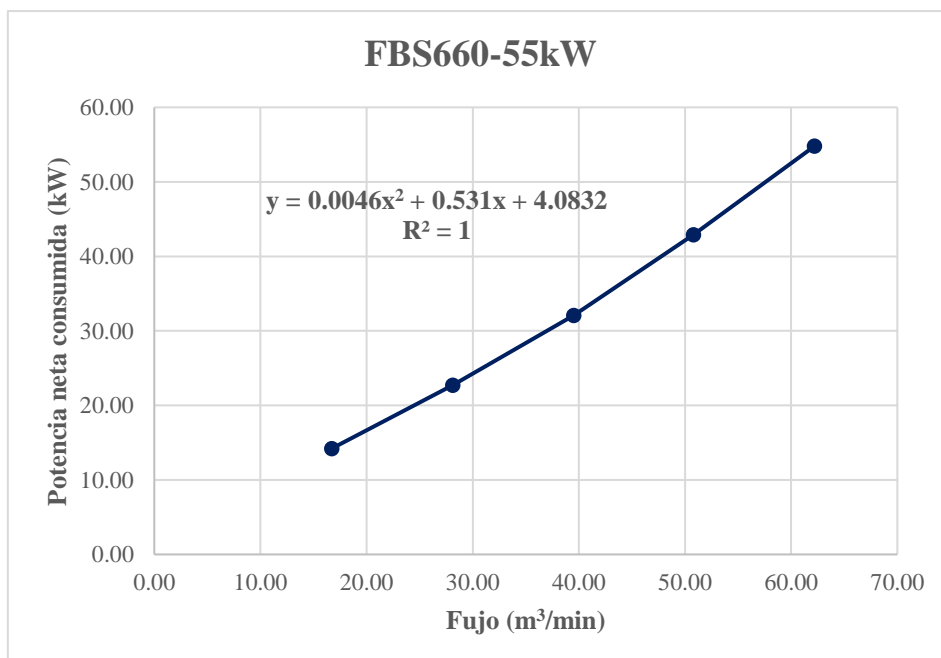
**Figura 20.** Curva de rendimiento de los difusores Sanitaire Silver Series II de 9".

### 5.1.3. Energía para controlar la colmatación de membranas

De acuerdo con las especificaciones técnicas de las membranas de ultrafiltración ZeeWeed el flujo de permeado debe oscilar alrededor de 15 L/m<sup>2</sup>/h, con lo que se obtiene un área de membrana equivalente a 71,429 m<sup>2</sup> para un caudal de 25,714 m<sup>3</sup>/d. Respecto a la colmatación de membranas, las especificaciones recomiendan una tasa de aireación de 0.3 Nm<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/h operando en un formato de 10/10s de encendido y apagado (Judd, 2010). En base a ello, se estimó una demanda de aire de ca. 10,714 Nm<sup>3</sup>/h; tal como que expresado en la Tabla 5. Para suministrar el aire, se utilizaron los soplantes de tornillo FBS660-55kW de la marca Kaeser en una configuración 3+1. En la Figura 21, se muestra la curva de consumo neto de los soplantes a partir de la cual se estimó una demanda eléctrica de 0.15 kWh/m<sup>3</sup>, que representa un ahorro de por lo menos 25% respecto al consumo reportado en la literatura de 0.2-0.3 kWh/m<sup>3</sup> obtenido con soplantes de émbolos rotativos (Barillon et al., 2012).

**Tabla 5.** Equipos de aireación para el control de la colmatación de membranas con especial énfasis en el consumo energético.

Parámetro	Unidad	MBR
Flujo	LMH	15.00
Área	m <sup>2</sup>	71,429
Aire	Nm <sup>3</sup> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	0.30
Air	Nm <sup>3</sup> h <sup>-1</sup>	10,714.35
Soplantes	U	4.00
Potencia instalada	kW	220.00
Potencia consumida	kW	156.00
Consumo energía	kWh m <sup>-3</sup>	0.15



**Figura 21.** Flujo de aire vs potencia neta consumida para el soplante FBS660-55kW.

#### 5.1.4. Energía para el sistema de bombeo

El sistema de impulsión está equipado con bombas Sulzer, que cuentan con un motor *Premium Efficiency* con la clasificación energética IE3, junto con un impulsor anti-atascos *Contrablock Plus*. Aunque, en el caso de las impulsiones al deshidratador y a la tolva de almacenamiento de fangos, se emplearon bombas helicoidales de la marca Mono. Para estimar el consumo energético de las bombas en el punto de funcionamiento (ver Tabla 6), se utilizó la siguiente expresión matemática:

$$P_g = q_{imp} * \rho_{licor} * g * \frac{\left\{ \left[ \left( \frac{(L + L_{eq}) * f * v^2}{D * 2 * g} \right)_{asp} + \left( \frac{(L + L_{eq}) * f * v^2}{D * 2 * g} \right)_{imp} \right] + [z_1 - z_2] \right\}}{u_{bomba}} \quad (4)$$

Donde:  $P_g$  es la potencia requerida (J/s),  $\rho_{licor}$  es la densidad del licor ( $\text{kg/m}^3$ ),  $u_{bomba}$  es la eficiencia de bomba que se ha tomado igual a 0.8,  $L$  es la longitud de la tubería (m),  $D$  es el diámetro de la tubería (m),  $v$  es la velocidad (m/s),  $f$  es un coeficiente de fricción y  $L_{eq}$  es la longitud equivalente de los accesorios. A partir de esta expresión, se puede verificar que los mayores consumos energéticos están asociados a la recirculación interna de  $\text{NO}_x$  y la recirculación de fangos del sedimentador secundario a los reactores biológicos.

**Tabla 6.** Consumo energético del sistema de impulsión para las líneas de agua y fangos.

Parámetro	Unidad	MLE	A <sup>2</sup> O	Bardenpho	Step-Feed	MBR
Recirculación interna	$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$	106,577.55	106,877.35	106,585.68	-	104,858.91
Altura piezométrica	m					
Consumo energía	$\text{kWh m}^{-3}$	7.06E-03	7.08E-03	7.06E-03	-	6.95E-03
Recirculación de fangos	$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$	18,260.70	18,343.33	18,258.69	15,320.69	-
Altura piezométrica	m					
Consumo energía	$\text{kWh m}^{-3}$	3.70E-03	3.72E-03	3.70E-03	3.11E-03	-
Permeado	$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$	-	-	-	-	25,687.47
Altura piezométrica	m					
Consumo energía	$\text{kWh m}^{-3}$	-	-	-	-	5.10E-03
Elutriación	$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$	-	3,536.30	-	-	-
Altura piezométrica	m					
Consumo energía	$\text{kWh m}^{-3}$	-	7.17E-04	-	-	-
Bombeo a espesador <sup>1*</sup>	$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$	361.19	285.52	361.21	361.25	361.35
Altura piezométrica	m					
Consumo energía	$\text{kWh m}^{-3}$	3.35E-04	2.65E-04	3.35E-04	3.35E-04	3.35E-04
Bombeo a espesador <sup>2*</sup>	$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$	958.68	1033.62	960.70	963.64	527.26
Altura piezométrica	m					
Consumo energía	$\text{kWh m}^{-3}$	8.89E-04	9.58E-04	8.91E-04	8.94E-04	4.89E-04
Bombeo digestión	$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$	343.17	316.59	343.70	344.47	310.12
Altura piezométrica	m					
Consumo energía	$\text{kWh m}^{-3}$	6.82E-04	6.29E-04	6.83E-04	6.84E-04	6.16E-04
Bombeo a deshidratación	$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$	343.17	316.59	343.70	344.47	310.12
Altura piezométrica	bar	6.00	6.00	6.00	6.00	6.00
Consumo energía	$\text{kWh m}^{-3}$	2.78E-03	2.57E-03	2.79E-03	2.79E-03	2.51E-03
Bombeo a tolva	$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$	39.55	38.76	39.57	39.68	32.92
Altura piezométrica	m	15.00	15.00	15.00	15.00	15.00
Consumo energía	$\text{kWh m}^{-3}$	7.86E-05	7.70E-05	7.86E-05	7.88E-05	6.54E-05

Donde: 1\* y 2\*= Bombeo desde el decantador primario y secundario al espesador, respectivamente.

### 5.1.5. Requerimiento de hormigón armado

Las dimensiones de las unidades de tratamiento se estimaron a través de DESASS, y están resumidas en la Tabla 7. Para calcular el requerimiento de hormigón armado, se asumió un ancho de muro para todas las unidades de tratamiento de 0.3 m; salvo para los digestores anaerobios que se fijó en 0.5 m. En el caso de las cubiertas de los depósitos tampón y digestores anaerobios se asumió también un ancho de 0.3 m. Una vez estimado el requerimiento de hormigón (ver Tabla 7), se puede notar que el MBR es la alternativa con menor demanda de hormigón puesto que se puede operar a una concentración de SSLM de 10g/L y permite prescindir del clarificador secundario.

**Tabla 7.** Dimensiones de las unidades de tratamiento y el requerimiento total de concreto.

Parámetro	Unidad	MLE	A <sup>2</sup> O	Bardenpho	Step-Feed	MBR
<b>Sedimentadores primarios</b>						
Diámetro	m	19.00	19.00	19.00	19.00	19.00
Calado	m	3.50	3.50	3.50	3.50	3.50
Volumen	m <sup>3</sup>	2,977	2,977	2,977	2,977	2,977
n	u	3	3	3	3	3
Concreto	m <sup>3</sup>	443	443	443	443	443
<b>Reactores biológicos</b>						
Volumen	m <sup>3</sup>	19,000	20,500	19,000	19,000	5,200
Calado biológico	m	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0
Área	m <sup>2</sup>	3,800	4,100	3,800	3,800	1,040
Ancho	m	30	30	30	30	15
Largo	m	127	137	127	127	69
Perímetro	m	313	333	313	313	169
Concreto	m <sup>3</sup>	2,125	2,330	2,224	2,422	869
<b>Sedimentadores secundarios</b>						
Diámetro	m	24.00	24.00	24.00	24.00	-
Calado	m	3.80	3.80	3.80	3.80	-
Volumen	m <sup>3</sup>	5,157	5,157	5,157	5,157	-
n	u	3	3	3	3	-
Concreto	m <sup>3</sup>	665	665	665	665	-
<b>Espesadores</b>						
Diámetro	m	13.00	13.00	13.00	13.00	11.00
Calado	m	3.50	3.50	3.50	3.50	3.50
n	u	2	2	2	2	2
Concreto	m <sup>3</sup>	245	245	245	245	187
<b>Digestores anaerobios</b>						
Volumen	m <sup>3</sup>	7,550	6,965	7,561	7,578	6,823
n	u	3	3	3	3	3
Diámetro	m	15.00	15.00	15.00	15.00	15.00
Calado	m	14.24	13.14	14.26	14.29	12.87
Concreto	m <sup>3</sup>	1,537	1,459	1,538	1,541	1,440
<b>Depósitos tampones</b>						
Volumen	m <sup>3</sup>	2,265	2,090	2,268	2,274	2,047
n	u	3	3	3	3	3
Diámetro	m	12.00	12.00	12.00	12.00	12.00
Calado	m	6.68	6.16	6.69	6.70	6.03
Concreto	m <sup>3</sup>	430	413	430	431	408
<b>Volumen neto hormigón armado</b>						
Hormigón armado	m <sup>3</sup>	5,445	5,555	5,545	5,746	3,346

### 5.1.6. Energía para la agitación de zonas anaerobias y anóxicas

Conociendo las dimensiones de los reactores biológicos, se ha estimado el consumo energético requerido para la agitación de los reactores anóxicos y anaerobios fijando una potencia absorbida de  $10 \text{ W/m}^3$  correspondiente a los agitadores sumergidos (Metcalf & Eddy, 2014). La energía total para realizar la mezcla está expresada en la Tabla 8, en la que se puede ver que el esquema A<sup>2</sup>O presenta la mayor demanda energética puesto que cuenta tanto con zonas anaerobias como anóxicas.

**Tabla 8.** Consumo energético para la agitación de fangos.

Parámetro	Unidad	MLE	A <sup>2</sup> O	Bardenpho	Step-Feed	MBR
Volumen anaerobio	m <sup>3</sup>	-	5,125	-	-	-
Energía anaerobia	kWh m <sup>-3</sup>	-	0.05	-	-	-
Volumen anóxico	m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>	2,850	3,075	5,700	7,600	2,080
Energía anóxica	kWh m <sup>-3</sup>	0.01	0.01	0.03	0.04	0.01
Energía total mezcla	kWh m <sup>-3</sup>	0.01	0.06	0.03	0.04	0.01

### 5.1.7. Precipitación química de fósforo

La precipitación química de fósforo se realizó a través de la adición de FCL<sub>3</sub> al 50%. Para estimar la demanda del químico, se varió en DESASS el caudal de dosificación hasta alcanzar 1 mg/L en la concentración de PT. En la Tabla 9 se indica la demanda de FCL<sub>3</sub> para cada una de las alternativas de tratamiento, en la que se puede evidenciar que el MBR requiere de menor adición química (i.e., ahorro superior al 50%), puesto que las membranas de ultrafiltración son capaces de eliminar un alto porcentaje del fósforo suspendido. Por su parte, el A<sup>2</sup>O permite una reducción menor (i.e., 7%) para un TRC de elutriación de 5 días, para evitar desbordamiento o incrementar el número de sedimentadores primarios.

**Tabla 9.** Requerimiento de FCL<sub>3</sub> para la precipitación química de fósforo.

Parámetro	Unidad	MLE	A <sup>2</sup> O	Bardenpho	Step-Feed	MBR
Caudal FCL <sub>3</sub>	m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>	11.00	10.20	11.00	11.00	5.00
Concentración	mg L <sup>-1</sup>	500,000	500,000	500,000	500,000	500,000
Demanda FCL <sub>3</sub>	t d <sup>-1</sup>	5.50	5.10	5.50	5.50	2.50
Demanda FCL <sub>3</sub>	kg m <sup>-3</sup>	0.214	0.198	0.214	0.214	0.097

### 5.1.8. Limpieza química de membranas

Para estimar la demanda de químicos para realizar el mantenimiento de las membranas (ver Tabla 10), se consideró un protocolo convencional que incluye una

limpieza semanal in situ con 500 ppm de NaOCl y 2000 ppm de ácido cítrico; y limpiezas ex situ que se llevan a cabo dos veces al año con 1000 ppm de NaOCl y 2000 ppm de ácido cítrico.

**Tabla 10.** Requerimientos para la limpieza química de las membranas.

Parámetro	Unidad	MBR
NaOCl <sub>in-situ</sub>	mg L <sup>-1</sup>	500
Ácido cítrico <sub>in-situ</sub>	mg L <sup>-1</sup>	2,000
NaOCl <sub>ex-situ</sub>	mg L <sup>-1</sup>	1,000
Ácido cítrico <sub>ex-situ</sub>	mg L <sup>-1</sup>	2,000
NaOCl	kg año <sup>-1</sup>	14,340
Ácido cítrico	kg año <sup>-1</sup>	55,720
NaOCl	g m <sup>-3</sup>	1.53
Ácido cítrico	g m <sup>-3</sup>	5.94

#### 5.1.9. Energía para la digestión anaerobia

Uno de los objetivos del desarrollo sostenible (i.e., ODS) es adoptar medidas urgentes para combatir el cambio climático y sus efectos, que corresponde al ODS13. En ese sentido, la digestión anaerobia representa una opción interesante para reducir el consumo energético a través de la recuperación de biogás. Para ello, se utilizó DESASS para estimar la producción de biogás y su equivalencia en términos de energía eléctrica. Específicamente, se consideró que el motor de cogeneración presenta una eficiencia de conversión eléctrica del 35% y que cada m<sup>3</sup> de metano equivale a 35,200 kJ. En base a esas consideraciones, se estimó una producción eléctrica comprendida entre 0.20 y 0.26 kWh/d (ver Tabla 11). Sin embargo, se debe descontar la energía necesaria para calentar el digester a condiciones mesofílicas (i.e., 35 °C). Para esto, se utilizó la expresión planteada por Qasim & Zhu (2017b):

$$H_{r,f} = C * W_f * (T_d - T_f) \quad (5)$$

Donde:  $H_{r,f}$  es la energía requerida para calentar el fango (J/d),  $C$  es el calor específico del fango J/kg/°C,  $W_f$  es la masa del fango húmedo de entrada,  $T_d$  es la temperatura de digestión y  $T_f$  es la temperatura del fango de entrada. De acuerdo con dicha expresión, se obtuvo que la energía necesaria para calentar el fango oscila entre 0.27 y 0.30 kWh/d, que supera a la producción eléctrica descrita anteriormente. A pesar de ello, el consumo energético neto está alrededor de 0.05 y 0.12 kWh/m<sup>3</sup> (ver Tabla 11), que es inferior al consumo de 0.13-0.32 kWh/m<sup>3</sup> de la digestión aerobia (Metcalf & Eddy, 2014).

**Tabla 11.** Consumo energético de la digestión anaerobia de fangos.

Parámetro	Unidad	MLE	A <sup>2</sup> O	Bardenpho	Step-Feed	MBR
Caudal biogás	m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>	3,266.91	2,538.97	3,235.74	3,164.40	3,294.15
CH <sub>4</sub>	%	59.69	60.56	60.04	60.38	60.22
Caudal CH <sub>4</sub>	m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>	1,950.02	1,537.60	1,942.74	1,910.66	1,983.74
Recuperación energía	kWh d <sup>-1</sup>	6,673.39	5,262.01	6,648.48	6,538.72	6,788.79
Recuperación energía	kWh m <sup>-3</sup>	0.26	0.20	0.26	0.25	0.26
Caudal fango	m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>	343.16	316.60	343.70	346.16	310.12
Energía calentamiento	kWh m <sup>-3</sup>	0.29	0.27	0.30	0.30	0.27
Mezcla	kWh m <sup>-3</sup>	0.06	0.05	0.06	0.06	0.05
Consumo neto	kWh m <sup>-3</sup>	0.09	0.12	0.09	0.10	0.05

#### 5.1.10. Deshidratación de fangos

En el diseño, se contempló el empleo de deshidratadores de tornillo que permiten obtener altas sequedades de fango (i.e., 25%) con una menor demanda energética (Loranger et al., 2019). Específicamente, se implementaron deshidratadores SD900-2.2 kW de la marca Takora en una configuración 2+1, considerando que estos equipos disponen de una capacidad es de 7.7 m<sup>3</sup>/h y el caudal máximo de deshidratación es de 14.35 m<sup>3</sup>/h (ver Tabla 12). Complementariamente, se estimó la demanda de polielectrolito considerando una dosificación de 7 kg-polielectrolito por cada 1000 kg de materia seca, obteniendo una demanda comprendida entre 2.29 y 2.75 g-polielectrolito/m<sup>3</sup>. Finalmente, un aspecto relevante de esta etapa del diseño es que se estimó un consumo energético promedio de 0.004 kWh/m<sup>3</sup>, que representa un ahorro superior al 50% de los valores reportados en la literatura de 0.009 kWh /m<sup>3</sup> (Metcalf & Eddy, 2014).

**Tabla 12.** Energía y dosificación de polielectrolito para la deshidratación de fangos.

Parámetro	Unidad	MLE	A <sup>2</sup> O	Bardenpho	Step-Feed	MBR
Caudal deshidratación	m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup>	14.30	13.19	14.32	14.35	12.92
Sólidos	%	2.89	3.07	2.88	2.88	2.66
Capacidad	m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup>	7.70	7.70	7.70	7.70	7.70
Deshidratadores	u	3.00	3.00	3.00	3.00	3.00
Consumo energía	kWh m <sup>-3</sup>	4.11E-03	4.11E-03	4.11E-03	4.11E-03	4.11E-03
Polielectrolito	kg d <sup>-1</sup>	70.81	69.40	70.68	70.83	58.90
Polielectrolito	g m <sup>-3</sup>	2.75	2.70	2.75	2.75	2.29

### 5.1.11. Gestión de fangos

Considerando las serias limitaciones en la gestión de residuos en el Sur Global (Margallo et al., 2019; Ziegler-Rodriguez et al., 2019), se optó por gestionar los fangos trasladándolos a vertederos controlados. Con la finalidad de incluir esta etapa dentro del análisis ambiental y económico, se asumió una distancia de 50 km entre la EDAR virtual y el relleno sanitario, tomando como referencia la distribución urbanística de la megaciudad de Lima. En la Tabla 13, se puede apreciar que el transporte de fangos para todas las alternativas de tratamiento ronda los 0.02 tkm/m<sup>3</sup>.

**Tabla 13.** Transporte de fangos a vertederos sanitarios controlados.

Parámetro	Unidad	MLE	A <sup>2</sup> O	Bardenpho	Step-Feed	MBR
Caudal fango	m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>	39.55	38.76	39.57	39.68	32.92
Sequedad	%	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00
Producción fango	kg d <sup>-1</sup>	9,887.50	9,690.00	9,892.50	9,920.00	8,230.00
Transporte	tkm m <sup>-3</sup>	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02

### 5.2. Análisis ambiental - LCA

Aunque aparentemente los resultados del diseño son suficientes para nutrir la totalidad del inventario de ciclo de vida, existen aún una serie de recursos y procesos que deben ser definidos para estimar los impactos ambientales de manera más certera. En primer lugar, para completar el inventario de la etapa de construcción, que hasta ahora está vinculado únicamente al requerimiento de hormigón armado (ver Tabla 7), se definió los recursos y procesos asociados a la construcción de 1 m<sup>3</sup> de hormigón armado, de acuerdo con el estudio realizado por Foley et al. (2010); tal y como se muestra en la Tabla 14. Con la finalidad de reducir el error derivado de extrapolar los resultados obtenidos por Foley et al. (2010), se recalculó la asignación de cargas para los procesos de excavación y el transporte del material de excavación por medio de camiones y trenes, en función de los resultados del diseño; tal y como se muestra en la Tabla 15. Una de las principales ventajas de redefinir la asignación de cargas de dichos procesos es que se puede dejar en manifiesto las diferencias que existen entre las alternativas convencionales de fangos activados y el MBR. De lo contrario, se hubiese ignorado por completo que el MBR permite un ahorro significativo de espacio por operar a una mayor concentración de SSLM y prescindir del clarificador secundario.



**Tabla 14.** Recursos y procesos asociados a 1m<sup>3</sup> de infraestructura de hormigón armado construida dentro de una EDAR (Foley et al., 2010).

Recurso y procesos	Unidad	Cantidad
Excavación, excavadora hidráulica	m <sup>3</sup>	3.48
Polietileno de baja densidad	kg	0.02
Polietileno de alta densidad	kg	2.44
Tereftalato de polietileno	kg	2.46
Trasporte de carga en camiones	Tkm	49.29
Trasporte de carga en tren	Tkm	58.30
Electricidad, alto voltaje	kWh	0.04
Acero de refuerzo	kg	77.58
Llaves de agua	kg	121.98
Aluminio	kg	0.87
Piedra	kg	21.45
Cobre	kg	0.92
Fibra de vidrio	kg	1.96
Tuberías metálicas cromadas	kg	6.23
Componente adhesivo bituminoso	kg	0.50
Lana mineral de roca	kg	0.87
Caucho sintético	kg	0.88
Hormigón, 35 MPa	m <sup>3</sup>	1.00

**Tabla 15.** Reasignación de las cargas vinculadas al proceso de excavación de acuerdo con los parámetros de diseño.

Parámetro	Unidad	MLE	A <sup>2</sup> O	Bardenpho	Step-Feed	MBR
Volumen excavación	m <sup>3</sup>	27,134.29	28,634.29	27,134.29	27,134.29	8,177.05
Volumen excavación	m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>	4.98	5.16	4.89	4.72	2.44
Transporte en camiones	tkm m <sup>-3</sup>	70.59	73.02	69.30	66.88	34.61
Transporte tren	tkm m <sup>-3</sup>	83.49	86.36	81.97	79.11	40.94

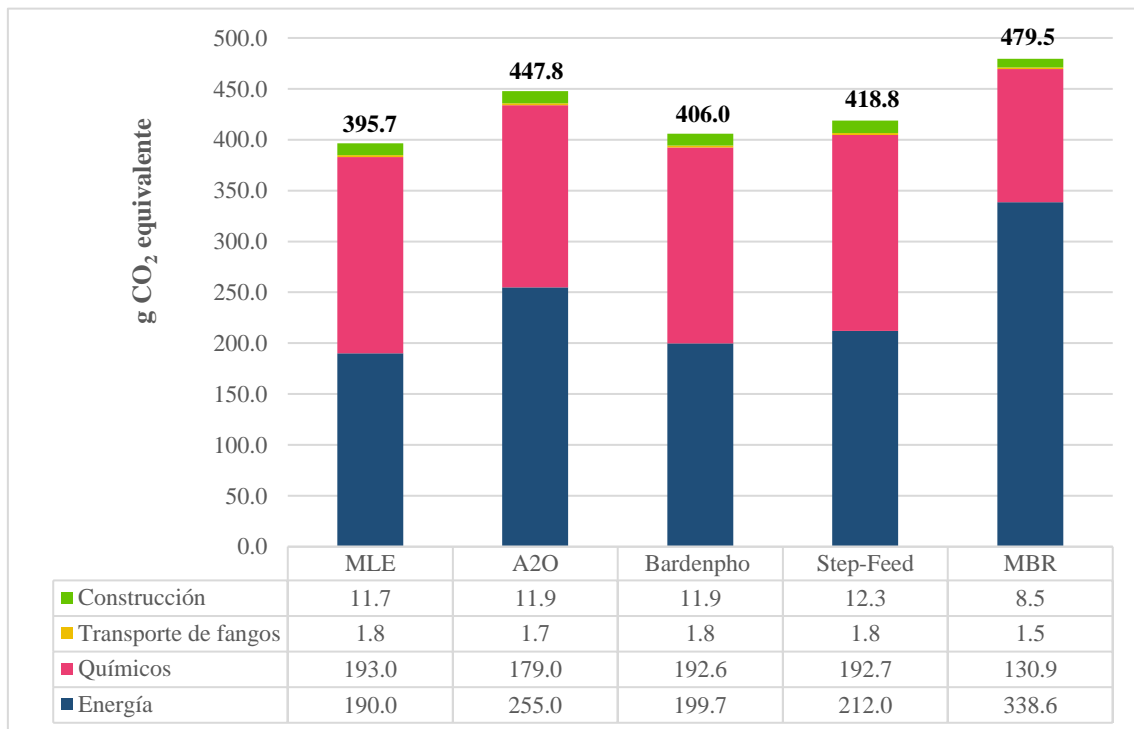
En segundo lugar, se debe estimar los consumos energéticos omitidos durante la etapa de diseño (e.g. sedimentación primaria y secundaria), etapa en la cual se calcularon únicamente las demandas más importantes. Para ello, se utilizaron valores de referencia reportados en los trabajos de Longo et al. (2016) y Metcalf & Eddy (2014). Con ello, se completó todo el inventario de ciclo de vida, que contempla las características del efluente, la demanda energética, el empleo de químicos, la gestión de fangos y la infraestructura para el horizonte de diseño de 30 años (ver Tabla 16).

**Tabla 16.** Inventario de ciclo de vida para las cinco alternativas estudiadas.

Parámetro	Unidad	MLE	A <sup>2</sup> O	Bardenpho	Step-Feed	MBR
<b>Efluente</b>						
DQO	g m <sup>-3</sup>	59.99	63.18	59.77	59.20	54.17
SST	g m <sup>-3</sup>	17.15	17.05	17.11	16.31	3.00
NT	g m <sup>-3</sup>	9.08	9.77	7.17	9.19	9.36
PT	g m <sup>-3</sup>	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
<b>Energía</b>						
Sedimentador primario	kWh m <sup>-3</sup>	4.3E-03	4.3E-03	4.3E-03	4.3E-03	4.3E-03
Mezcla anaerobia	kWh m <sup>-3</sup>	-	4.8E-02	-	-	-
Mezcla anóxica	kWh m <sup>-3</sup>	1.3E-02	1.4E-02	2.7E-02	3.5E-02	9.7E-03
Oxidación aerobia	kWh m <sup>-3</sup>	1.3E-01	1.4E-01	1.2E-01	1.3E-01	2.3E-01
Recirculación interna	kWh m <sup>-3</sup>	7.1E-03	7.1E-03	7.1E-03	-	6.9E-03
Recirculación fangos	kWh m <sup>-3</sup>	3.7E-03	3.7E-03	3.7E-03	3.1E-03	-
Recirculación elutriación	kWh m <sup>-3</sup>	-	7.2E-04	-	-	-
Bombeo a espesador <sup>1</sup>	kWh m <sup>-3</sup>	3.3E-04	2.6E-04	3.3E-04	3.3E-04	3.4E-04
Bombeo a espesador <sup>2</sup>	kWh m <sup>-3</sup>	8.9E-04	9.6E-04	8.9E-04	8.9E-04	4.9E-04
Bombeo a digestión	kWh m <sup>-3</sup>	6.8E-04	6.3E-04	6.8E-04	6.8E-04	6.2E-04
Bombeo a deshidratación	kWh m <sup>-3</sup>	2.8E-03	2.6E-03	2.8E-03	2.8E-03	2.5E-03
Bombeo a tolva	kWh m <sup>-3</sup>	7.9E-05	7.7E-05	7.9E-05	7.9E-05	6.5E-05
Bombeo permeado	kWh m <sup>-3</sup>	-	-	-	-	5.1E-03
Limpieza membrana	kWh m <sup>-3</sup>	-	-	-	-	1.5E-01
Sedimentador secundario	kWh m <sup>-3</sup>	8.4E-03	8.4E-03	8.4E-03	8.4E-03	8.4E-03
Espesador	kWh m <sup>-3</sup>	2.1E-03	2.1E-03	2.1E-03	2.1E-03	2.1E-03
Deshidratación	kWh m <sup>-3</sup>	4.1E-03	4.1E-03	4.1E-03	4.1E-03	4.1E-03
Digestión anaerobia	kWh m <sup>-3</sup>	9.2E-02	1.2E-01	9.3E-02	1.0E-01	5.3E-02
Demanda neta energía	kWh m <sup>-3</sup>	0.265	0.356	0.279	0.296	0.470
<b>Químicos</b>						
Ácido cítrico 50%	g m <sup>-3</sup>	-	-	-	-	5.937
NaOCl 14%	g m <sup>-3</sup>	-	-	-	-	1.528
FeCl <sub>3</sub> 40%	kg m <sup>-3</sup>	0.214	0.198	0.214	0.214	0.097
Polielectrolito	g m <sup>-3</sup>	2.754	2.699	2.749	2.755	2.291
<b>Fangos</b>						
Transporte de fangos	tkm m <sup>-3</sup>	0.019	0.019	0.019	0.019	0.016
<b>Infraestructura</b>						
Sedimentador primario	m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>	1.57E-06	1.57E-06	1.57E-06	1.57E-06	1.57E-06
Reactores biológicos	m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>	7.55E-06	8.27E-06	7.90E-06	8.60E-06	3.08E-06
Sedimentador secundario	m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>	2.36E-06	2.36E-06	2.36E-06	2.36E-06	-
Espesador	m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>	8.70E-07	8.70E-07	8.70E-07	8.70E-07	6.63E-07
Digestor anaerobio	m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>	5.46E-06	5.18E-06	5.46E-06	5.47E-06	5.11E-06
Depósito tampón	m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>	1.53E-06	1.47E-06	1.53E-06	1.53E-06	1.45E-06
Hormigón total	m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>	1.93E-05	1.97E-05	1.97E-05	2.04E-05	1.19E-05

Donde: 1\* y 2\*= Bombeo desde el decantador primario y secundario al espesador, respectivamente.

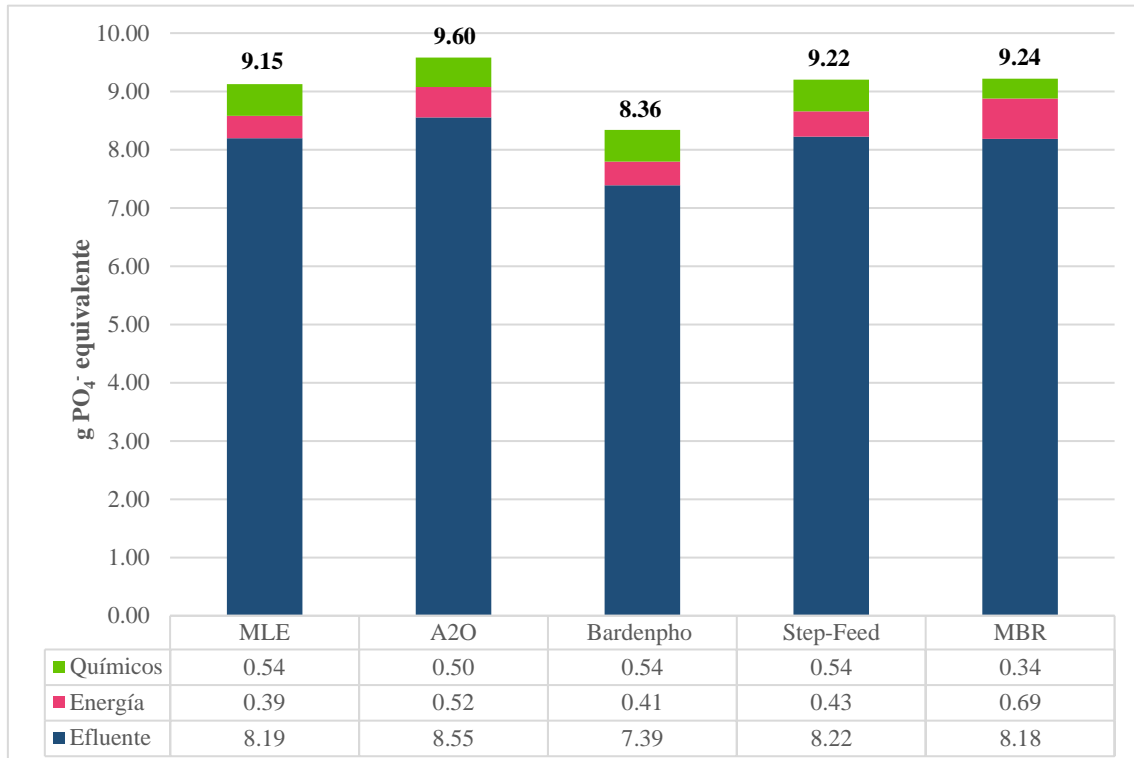
Una vez completado el inventario de ciclo de vida, se prosiguió con el cálculo de los impactos ambientales de calentamiento global y eutrofización. Por un lado, se estimó que el potencial de calentamiento global se encuentra en el rango de 395.7 y 479.5 g CO<sub>2</sub> equivalente (ver Figura 22). En base a estos resultados se puede notar que la configuración MLE presenta el mejor rendimiento para esta categoría; mientras que el MBR presente el peor desempeño. Esto puede explicarse porque el MBR es una tecnología energéticamente intensiva para la oxidación biológica y el control de la colmatación de las membranas. Otro aspecto relevante que puede inferirse de la Figura 22, es que el consumo energético y el empleo de químicos representan alrededor del 98% de las emisiones de CO<sub>2</sub> equivalente. Asimismo, en el caso del MBR el consumo energético representa el 71% de las contribuciones al calentamiento global, a diferencia del resto de alternativas que se encuentra entre 48-57%.



**Figura 22.** Resultados del potencial de calentamiento global.

Por otro lado, se estimó que el potencial de eutrofización está comprendido entre 8.36 y 9.60 g PO<sub>4</sub><sup>-</sup> equivalente. Esto significa una reducción mínima del 89% en esta categoría, puesto que el influente presenta una carga de 84.40 g PO<sub>4</sub><sup>-</sup> equivalente. Cabe mencionar que, si las depuradoras hubiesen cumplido estrictamente las regulaciones europeas (ECC, 1991; EC, 1998), el potencial de eutrofización ascendería a 10.01 g PO<sub>4</sub><sup>-</sup> equivalente, que representaría una reducción del 88%. En la Figura 23, se puede apreciar que la carga del efluente es el principal contribuyente de esta categoría (i.e., ca. 90%);

mientras que la demanda energética y de químicos representa el 10% restante. Asimismo, el esquema Bardenpho se destaca sobre el resto de las opciones, puesto que presenta zonas pre y post anóxicas que contribuyen a una mayor eliminación de NT con el mismo TRC.



**Figura 23.** Resultados del potencial de eutrofización.

### 5.3. Análisis económico – LCC

Para estimar el costo de ciclo de vida de las alternativas de tratamiento, se utilizó una base de precios unitarios suministrado por la empresa Ambling, junto con precios referenciales señalados en la literatura y propuestas económicas proporcionadas por proveedores. Sin embargo, es preciso detallar algunas asunciones realizadas tanto para estimar el CAPEX y el OPEX de las EDARs (ver Tabla 17). En primer lugar, de acuerdo con las recomendaciones de Young et al. (2012) se consideró que el costo de las instalaciones eléctricas y sanitarias representan alrededor del 30% del costo de infraestructura. En segundo lugar, se asumió que el 10% del costo de equipamiento corresponde a la partida de instrumentación, basado en el *know-how* de Ambling. En tercer lugar, se consideraron otros gastos en los que se incluye el diseño de ingeniería, gastos administrativos-legales, contingencia, utilidad, entre otros; que en global representan el 50% del CAPEX (Arif et al., 2020). Finalmente, los costos de operación y mantenimiento se realizaron extrapolando los costos de la depuradora de Alzira (i.e.,

24,000 m<sup>3</sup>/d). Es importante mencionar, que el MBR tiene costos adicionales de mantenimiento por la limpieza química de membranas que se estimó por separado.

**Tabla 17.** Descripción detalla del CAPEX y OPEX de las alternativas de tratamiento.

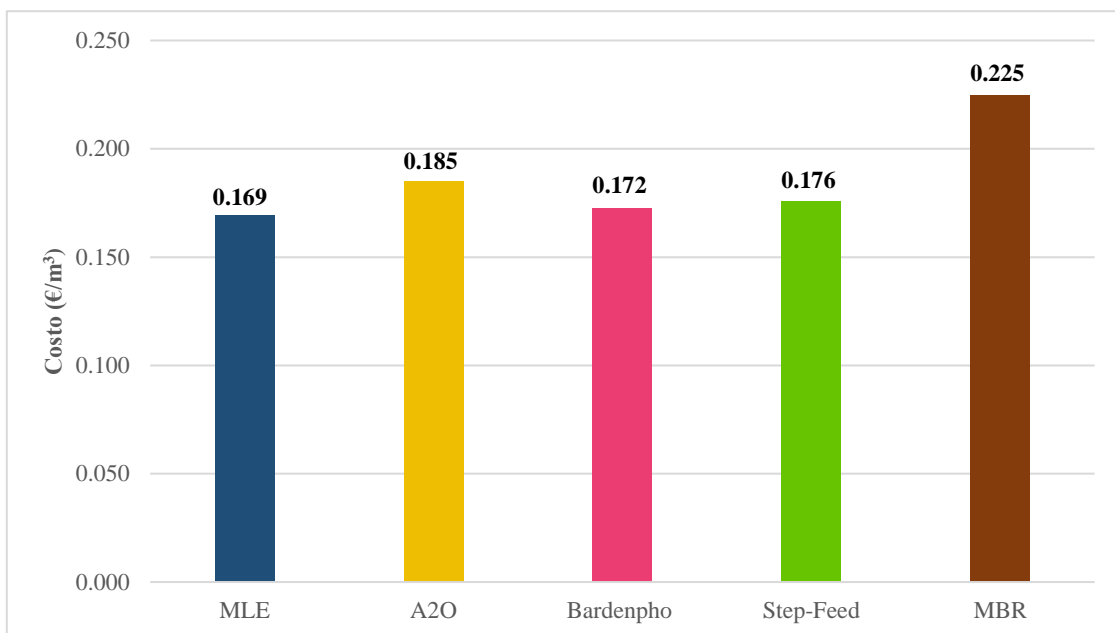
Parámetro	Unidad	MLE	A <sup>2</sup> O	Bardenpho	Step-Feed	MBR
<b>Infraestructura</b>						
Excavación y acondicionamiento	€	109,263	115,263	109,263	109,263	33,027
Hormigón	€	517,235	527,687	526,822	545,897	317,917
Acero de refuerzo	€	426,615	435,235	434,522	450,254	262,217
Instalaciones agua/eléctricas	€	315,934	323,456	321,182	331,624	183,948
<b>Equipamiento</b>						
Sedimentador primario	€	90,000	90,000	90,000	90,000	90,000
Mezclador anaerobio	€	-	45,000	-	-	-
Mezclador anóxico	€	36,000	36,000	45,000	45,000	30,000
Soplantes	€	128,000	128,000	128,000	128,000	376,000
Difusores	€	108,960	119,000	108,240	115,000	189,480
Membranas	€	-	-	-	-	3,571,450
Bombeo	€	382,208	398,240	382,208	322,364	358,768
Sedimentador secundario	€	105,000	105,000	105,000	105,000	105,000
Espesador	€	45,000	45,000	45,000	45,000	42,000
Digestión anaerobia	€	655,000	655,000	655,000	655,000	655,000
Tolva	€	100,000	100,000	100,000	100,000	100,000
Deshidratador	€	223,500	223,500	223,500	223,500	223,500
Instrumentación y automatización	€	187,367	194,474	188,195	182,886	574,120
<b>Otros</b>						
Diseño de ingeniería	€	486,407	501,957	491,061	489,885	653,831
Misceláneo	€	162,136	167,319	163,687	163,295	326,915
Administrativo/legal	€	81,068	83,660	81,843	81,648	163,458
Inspección	€	81,068	83,660	81,843	81,648	163,458
Contingencia	€	324,272	334,638	327,374	326,590	653,831
Beneficio	€	486,407	501,957	491,061	489,885	980,746
<b>Energía</b>						
Consumo de energía	€ año <sup>-1</sup>	696,069	934,659	732,092	776,695	1,235,663
<b>Químicos</b>						
Ácido cítrico 50%	€ año <sup>-1</sup>	-	-	-	-	42,347
NaOCl 14%	€ año <sup>-1</sup>	-	-	-	-	3,642
FeCl <sub>3</sub> 40%	€ año <sup>-1</sup>	642,400	595,680	642,400	642,400	292,000
Poliectrolito	€ año <sup>-1</sup>	80,124	78,521	79,970	80,149	66,644
<b>Fangos</b>						
Transporte	€ año <sup>-1</sup>	46,916	45,979	46,940	47,070	39,051
<b>Operación y mantenimiento</b>						
Mano de obra	€ año <sup>-1</sup>	261,246	261,246	261,246	261,246	261,246
Mantenimiento	€ año <sup>-1</sup>	120,000	120,000	120,000	120,000	120,000

En la Tabla 18, se muestra el flujo de caja económico de las alternativas de tratamiento, estimado a partir de una tasa de interés del 5% y una tasa de inflación constante del 3%. Asimismo, se consideró que cada diez años se incurra en costos de reemplazo del sistema de aireación, bombeo y membranas (Arif et al., 2020). De acuerdo con los resultados expresados en la Tabla 18, se puede notar que el MBR es la tecnología que presenta el mayor VPN equivalente a 63,216,944 €, en gran medida al alto costo de las membranas (i.e., 50€/m<sup>2</sup>), que incide notablemente en los costos de equipamiento y reemplazo.

**Tabla 18.** Flujo de caja económico del ciclo de vida de las alternativas de tratamiento.

Año	Unidad	MLE	A <sup>2</sup> O	Bardenpho	Step-Feed	MBR
0	€	5,051,439	5,214,045	5,098,801	5,081,740	10,054,667
1	€	1,902,157	2,097,168	1,939,127	1,985,387	2,122,412
2	€	1,959,222	2,160,083	1,997,301	2,044,948	2,186,085
3	€	2,017,999	2,224,885	2,057,220	2,106,297	2,251,667
4	€	2,078,539	2,291,632	2,118,936	2,169,486	2,319,217
5	€	2,140,895	2,360,381	2,182,504	2,234,570	2,388,794
6	€	2,205,122	2,431,192	2,247,979	2,301,607	2,460,457
7	€	2,271,275	2,504,128	2,315,419	2,370,656	2,534,271
8	€	2,339,413	2,579,252	2,384,881	2,441,775	2,610,299
9	€	2,409,596	2,656,630	2,456,428	2,515,029	2,688,608
10	€	2,481,884	2,736,328	2,530,121	2,590,479	2,769,266
11	€	3,413,414	3,711,581	3,462,101	3,450,790	9,075,442
12	€	2,633,030	2,902,971	2,684,205	2,748,240	2,937,915
13	€	2,712,021	2,990,060	2,764,731	2,830,687	3,026,052
14	€	2,793,382	3,079,762	2,847,673	2,915,607	3,116,834
15	€	2,877,183	3,172,155	2,933,103	3,003,076	3,210,339
16	€	2,963,499	3,267,319	3,021,096	3,093,168	3,306,649
17	€	3,052,404	3,365,339	3,111,729	3,185,963	3,405,848
18	€	3,143,976	3,466,299	3,205,081	3,281,542	3,508,024
19	€	3,238,295	3,570,288	3,301,234	3,379,988	3,613,265
20	€	3,335,444	3,677,397	3,400,271	3,481,388	3,721,663
21	€	4,587,342	4,988,055	4,652,774	4,637,573	12,196,635
22	€	3,538,573	3,901,350	3,607,347	3,693,404	3,948,312
23	€	3,644,730	4,018,391	3,715,567	3,804,206	4,066,761
24	€	3,754,072	4,138,942	3,827,035	3,918,332	4,188,764
25	€	3,866,694	4,263,111	3,941,846	4,035,882	4,314,427
26	€	3,982,695	4,391,004	4,060,101	4,156,959	4,443,860
27	€	4,102,176	4,522,734	4,181,904	4,281,668	4,577,175
28	€	4,225,241	4,658,416	4,307,361	4,410,118	4,714,491
29	€	4,351,998	4,798,168	4,436,582	4,542,421	4,855,925
30	€	4,482,558	4,942,114	4,569,679	4,678,694	5,001,603
VPN	€	47,659,968	52,135,584	48,516,615	49,435,131	63,216,944

Luego de realizar el análisis económico, se obtuvo que el costo de ciclo de vida de las alternativas se encuentra entre 0.169 y 0.225 €/m<sup>3</sup> (ver Figura 24), correspondiente a la configuración MLE y MBR, respectivamente. Estos resultados son consistentes con el estudio de Arif et al. (2020), que estuvo 0.27 y 0.43 €/m<sup>3</sup> para los mismos trenes de tratamiento. De hecho, los menores costos obtenidos en este estudio se pueden explicar porque se utilizó un horizonte de evaluación de 30 años y 38 años en el caso de los otros autores. Asimismo, en la etapa de diseño de este estudio se contemplaron equipos con alta eficiencia energética que permiten disminuir los costos de operación. Finalmente, existe diferencias en los precios unitarios utilizados, considerando que el estudio de Arif et al. (2020) se desarrolló para el país de Irak.



**Figura 24.** Costo de las alternativas por m<sup>3</sup> de agua residual tratada.

#### 5.4. Análisis multicriterio - MCDA

De acuerdo con la metodología descrita por Saaty (1988), se llevó a cabo inicialmente la asignación de preferencias de criterios utilizando una escala de 1 al 9 (ver Tabla 19). Los resultados muestran que los criterios ambientales, económicos, sociales y técnico-operacionales presentan pesos del 45%, 26%, 14% y 14%, respectivamente. La priorización del criterio ambiental se fundamenta en que los países del Sur Global tratan únicamente el 8% de sus aguas residuales y en muchos casos de manera ineficiente (Sato et al., 2013), que ha conllevado a serios problemas de eutrofización y una creciente formación de zonas muertas (Altieri & Gedan, 2015). En este contexto, es imperativo desarrollar una serie de estrategias que fomenten el cumplimiento de los objetivos del

desarrollo sostenible (ODS). En particular, los ODS 6 y 13, que buscan mejorar la gestión del saneamiento y el control del cambio climático, respectivamente. En ese sentido, los subcriterios ambientales (i.e., eutrofización y calentamiento global) se alinean perfectamente con la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible.

Por su parte, el criterio económico ocupa el segundo lugar de preferencias puesto que los recursos económicos son escasos dentro del Sur Global. En otras palabras, los insuficientes mecanismos económicos pueden desencadenar en proyectos inviables o insostenibles en el largo plazo. Sin embargo, es importante romper el paradigma actual en el que la toma de decisiones está completamente gobernada por asuntos económico. En tercer orden, se encuentran los criterios sociales y técnico-operacionales, que tienen lugar una vez el proyecto esté en ejecución y/u operando. Sin embargo, una evaluación miope que no contemple dichos criterios podría tener repercusiones severas en el desempeño de las depuradoras. Por un lado, el riesgo de confrontación social podría interrumpir la construcción u operación de las EDARs. Por otro lado, las dificultades en la operación agravadas por un limitado *know-how*, podría traducirse en efluentes mal tratados que no cumplan los límites de vertido.

**Tabla 19.** Matriz de priorización de criterios siguiendo la metodología AHP.

<b>Criterio</b>	Ambiental	Económico	Social	Técnico-operacional
Ambiental	<b>1.00</b>	2.00	3.00	3.00
Económico	0.50	<b>1.00</b>	2.00	2.00
Social	0.33	0.50	<b>1.00</b>	1.00
Técnico-operacional	0.33	0.50	1.00	<b>1.00</b>

Pesos: Ambiental 45%, Económico 26%, Social y Técnico-operacional 14%. Indicadores de consistencia: CI=0.003, RI=0.9 y CR=0.38%. Matriz de preferencia consistente dado que CR<10%.

Al igual que con los criterios, se procedió a la asignación de pesos de los subcriterios y alternativas de tratamiento (ver Tabla 20). Respecto a los subcriterios, se puede destacar, en primer lugar, que la eutrofización presenta un peso mayor que el calentamiento global para los subcriterios ambientales, puesto que el objetivo principal de las depuradoras es eliminar los nutrientes contenidos en el agua residual (Garrido-Baserba et al., 2014). En segundo lugar, el potencial de reúso destaca sobre el resto de los subcriterios sociales debido que se pueden recuperar importantes volúmenes de agua para lidiar con el creciente estrés hídrico presente en algunos países del Sur Global,



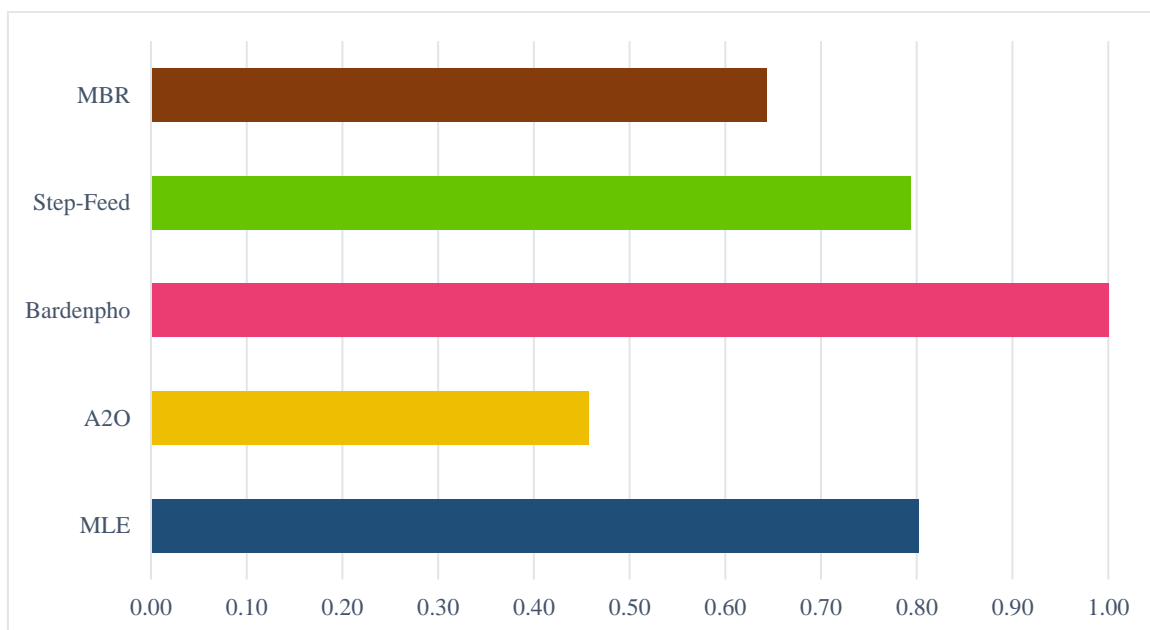
resguardando en todo momento la salud humana (i.e., vinculado con el ODS6). Finalmente, el establecimiento tecnológico es el subcriterio más relevante de índole técnico-operacional. Aunque probablemente este subcriterio podría omitirse en el Norte Global, la situación es diametralmente opuesta en el Sur Global, que se caracteriza por un limitado *know-how* y una transferencia tecnológica tardía.

En cuanto a la priorización de alternativas, se puede remarcar lo siguiente: i) la clasificación de los trenes de tratamiento respecto a los subcriterios ambientales y económicos están alineados con los resultados de las metodologías de ciclo de vida (ver Figuras 22, 23 y 24); ii) el esquema A<sup>2</sup>O presenta el peor desempeño en la generación de malos olores, en gran medida, por el proceso de fermentación de fangos primarios; iii) el MBR presenta el menor impacto visual por la menor área requerida, al omitir el clarificador secundario y operar a una mayor concentración de SSLM; iv) el mayor potencial de reúso del MBR, se fundamenta en que han observado en depuradoras de gran escala remociones mayores a 4 LRVs para la eliminación de virus, coliformes totales, cryptosporidium y giardia lamblia (Soller et al., 2018; Zhu et al., 2021); v) el MBR es una tecnología poco establecida en el Sur Global, con limitada presencia en el ámbito industrial y prácticamente nula en el sector de las aguas residuales urbanas; vi) el MBR es el esquema menos simple de operar por los intensivos trabajos de mantenimiento; vii) el MBR permite aumentar el TRC en periodos críticos puesto que puede operar aún a mayores concentraciones de SSLM; y viii) la confiabilidad del MBR se ve mermada por la colmatación de las membranas.

**Tabla 20.** Asignación de preferencias para los criterios, subcriterios y alternativas.

Criterio	Pesos	MLE	A <sup>2</sup> O	Bardenpho	Step-Feed	MBR
<b>Ambiental</b>	<b>0.45</b>					
Eutrofización	0.75	0.18	0.10	0.35	0.18	0.18
Calentamiento Global	0.25	0.27	0.13	0.27	0.27	0.07
<b>Económico</b>	<b>0.26</b>					
Valor presente neto (VPN)	1.00	0.27	0.13	0.27	0.27	0.07
<b>Social</b>	<b>0.14</b>					
Malos olores	0.25	0.18	0.10	0.18	0.18	0.35
Impacto visual	0.25	0.14	0.08	0.14	0.14	0.51
Potencial de reúso	0.50	0.13	0.13	0.13	0.13	0.50
<b>Técnico-operacional</b>	<b>0.14</b>					
Establecimiento tecnológico	0.40	0.23	0.23	0.23	0.23	0.08
Simplicidad	0.20	0.38	0.13	0.20	0.20	0.09
Flexibilidad	0.20	0.12	0.07	0.21	0.21	0.38
Confiabilidad	0.20	0.22	0.22	0.22	0.22	0.11

En la Figura 25, se muestran los puntajes normalizados en una escala del 0 al 1, que obtuvieron las alternativas de tratamiento de acuerdo con los parámetros de evaluación descritos anteriormente. El esquema Bardenpho destaca sobre el resto de las alternativas, principalmente por su mayor reducción del potencial de eutrofización, que tiene un peso global del 34% en la toma de decisiones. Por el contrario, el esquema A<sup>2</sup>O con elutriación de fangos presenta el peor desempeño debido a que el efluente presenta una mayor concentración de NT, una menor recuperación de biogás y una mayor generación de malos olores. Por su parte, los esquemas MLE y Step-Feed ocupan el segundo y tercer lugar, respectivamente. Aunque la diferencia entre ambas alternativas es únicamente del 12%, que responde a una mayor simplicidad en la operación del MLE. Por último, el MBR se situó en el cuarto orden de preferencias, debido a que presenta las mayores de CO<sub>2</sub> equivalente, es la tecnología con el ciclo de vida económico más costoso y no es una tecnología ampliamente establecida en el Sur Global.



**Figura 25.** Resultados normalizados en una escala del 0 al 1 de los puntajes de las alternativas de tratamiento.

## 6. Análisis de sensibilidad

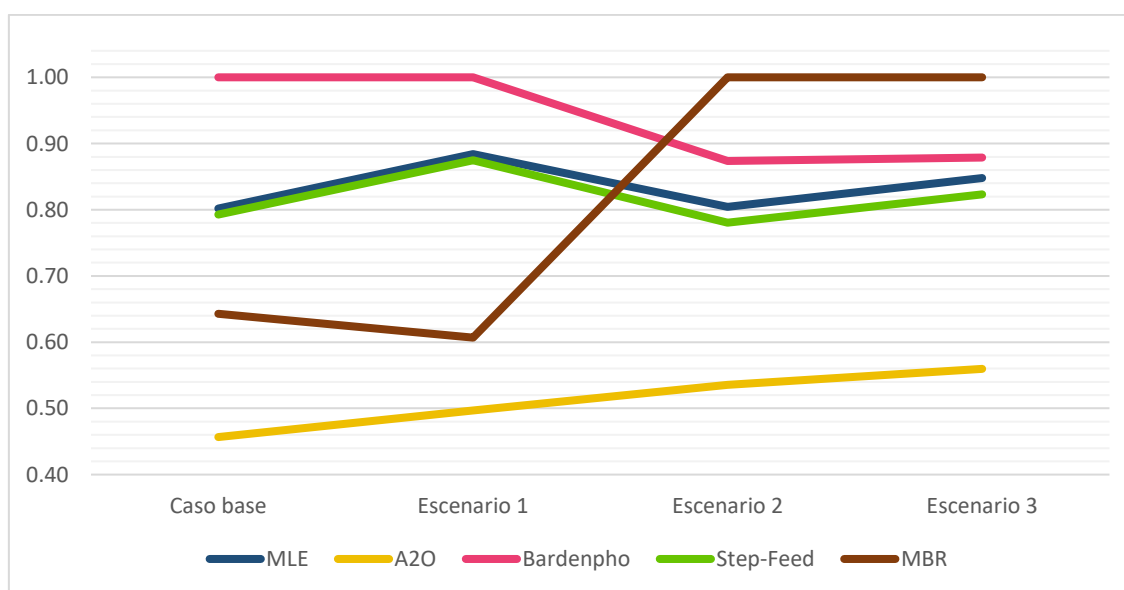
La asignación de pesos de los criterios se ha justificado detalladamente en el capítulo 5.4. Sin embargo, dicha clasificación responde a una perspectiva ambientalista, promovida por investigadores, organizaciones supranacionales y algunos sectores políticos. Por ello, resulta interesante estudiar cómo podría cambiar la toma de decisiones, si los interesados presentan un enfoque distinto. En esa línea, se diseñaron tres escenarios complementarios al caso base, que permiten englobar las diferentes perspectivas de los tomadores de decisiones (ver Tabla 21). Específicamente, el primer escenario,

corresponde a una postura mayoritariamente económica, aunque comprometida con el cuidado del medio ambiente. El segundo y tercer escenario le restan preponderancia a los criterios ambientales y económicos, para que los criterios sociales y técnico-operacionales representen el 70% de la toma de decisiones.

**Tabla 21.** Asignación de los pesos de los criterios para el caso base y tres escenarios complementarios, utilizando la escala del 1 al 9 del método AHP.

Criterio	Caso Base	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3
Ambiental	0.45	0.26	0.19	0.11
Económico	0.26	0.45	0.11	0.19
Social	0.14	0.14	0.35	0.35
Técnico-operacional	0.14	0.14	0.35	0.35

En la Figura 26, se muestra la evolución de los puntajes de las alternativas, para el caso base y los tres escenarios complementarios. En el caso del escenario 1, la clasificación de las alternativas no experimenta una variación en el orden de preferencia respecto al caso base. Aunque al valorar más el criterio económico, el MBR experimenta una ligera disminución del 4.7% en su desempeño; mientras que el resto de las alternativas mejoran su puntuación. En el escenario 2, el MBR desplaza al Bardenpho en la primera posición, puesto que presenta un mayor potencial de reúso, un menor impacto visual y una menor generación de fangos. Por su parte, el resto de las alternativas mantiene su posición respecto al caso base y escenario 1. En el tercer escenario, se observa el mismo orden que el escenario 2, aunque la brecha entre el MBR y el Bardenpho se acortó ligeramente (i.e., 1%). Cabe destacar, que el A<sup>2</sup>O con elutriación de fangos, presenta el peor desempeño para todos los casos de evaluación.



**Figura 26.** Análisis de sensibilidad del puntaje de las alternativas de tratamiento, considerando un caso base y tres escenarios complementarios de evaluación.

## 7. Conclusiones y comentarios

La combinación de herramientas de simulación, metodologías de ciclo de vida y análisis multicriterio para crear un marco decisional holístico en la gestión de las aguas residuales urbanas, representa un mecanismo interesante para fortalecer la toma de decisiones en el Sur Global. En definitiva, la metodología propuesta permite la interacción entre académicos, ingenieros, operadores, miembros de organizaciones supranacionales y gestores públicos; para exponer y ponderar sus puntos de vista en virtud de proponer sistemas de tratamiento con las mejores compensaciones ambientales, económicas, sociales y técnico-operacionales. Asimismo, la implementación de depuradoras centralizadas de gran escala (i.e., 150,000 p.e.) ubicadas de forma distribuida en las megaciudades del Sur Global, contribuyen con la creación de ciudades más resilientes a fenómenos naturales y reducir la probabilidad de un fallo total del sistema de saneamiento, en un contexto de “megacentralización” de las depuradoras.

La metodología propuesta permitió comparar integralmente cinco alternativas de tratamiento para depuradoras de gran escala (i.e., MLE, A<sup>2</sup>O, Bardenpho, *Step-Feed* y MBR). En primer lugar, se utilizó el LCA para estimar los impactos ambientales de eutrofización y calentamiento global. Por un lado, el esquema Bardenpho presentó la mayor reducción del potencial de eutrofización, al ser un tren de tratamiento más intensivo en la remoción de nitrógeno (i.e., zona pre y post anóxica). Aunque, en todos los casos se alcanzó una reducción mayor al 89% del potencial de eutrofización, como resultado de alinearse con los límites máximos permisibles descritos en la regulación europea (ECC, 1991; EC, 1998). De hecho, al analizar las contribuciones a esta categoría de impacto, se encontró que la concentración del efluente (i.e., prioritariamente nutrientes) tiene una implicancia del 90%; mientras que el 10% restante corresponde al suministro de químicos y energía.

Por otro lado, respecto al potencial de calentamiento global, los esquemas MLE, Bardenpho y *Step-Feed* presentan los mejores desempeños, con emisiones que rondan los 400 gCO<sub>2</sub> equivalente; mientras que el MBR tiene la mayor repercusión con 480 gCO<sub>2</sub> equivalente, puesto que es una tecnología más intensiva en consumo de energía para mitigar la colmatación de membranas y una menor transferencia de oxígeno al operar a una mayor concentración de SSLM (i.e., 10 g/L). A diferencia del potencial de eutrofización, esta categoría está gobernada por el consumo energético y el empleo de químicos, que representan alrededor del 98% de las emisiones de CO<sub>2</sub> equivalente. Para

ser más específico, el consumo energético representa el 48-57% de las contribuciones al calentamiento global, salvo en el caso del MBR que ronda el 71%. Esto último se explica porque el MBR es una tecnología más intensiva energéticamente y que requiere una menor dosificación de  $\text{FeCl}_3$ , puesto que la membrana permite remover el fósforo suspendido.

En segundo lugar, se estimó el costo del ciclo de vida económico de las alternativas de tratamiento a través del LCC, para un horizonte de evaluación de 30 años, una tasa de descuento del 5% y una inflación constante del 3%. Los resultados indican que el esquema MLE presenta el menor costo de  $0.17 \text{ €/m}^3$ ; en tanto que el MBR es la opción más costosa con  $0.23 \text{ €/m}^3$ . El mayor costo del MBR se debe a que presenta un mayor CAPEX por el alto costo de las membranas (i.e.,  $50\text{€/m}^2$ ) y un mayor OPEX por costos de índole energética, de mantenimiento y de reemplazo (i.e., tiempo de vida útil de las membranas de 10 años). Cabe recalcar que, en comparación con otros estudios disponibles en la literatura, se estimaron menores costos para las alternativas de tratamiento puesto que en el diseño se contemplaron equipos energéticamente eficientes (i.e., difusores, soplantes y deshidratadores), que permiten reducir los costos operativos.

En tercer lugar, se utilizó el MCDA para integrar de los resultados de las metodologías de ciclo de vida con otros criterios de carácter social y técnico-operacional. Para un caso base, en el que se prioriza el aspecto ambiental, se obtuvo que el esquema Bardenpho destaca sobre el resto de los trenes de tratamiento, fundamentalmente porque permite una mayor reducción del potencial de eutrofización, que tiene una incidencia del 34% en la toma de decisiones. Por el contrario, la configuración  $\text{A}^2\text{O}$  con elutriación de fangos es la alternativa con el peor desempeño, por una mayor concentración de NT en el efluente, una menor recuperación de biogás y una mayor generación de malos olores. Aunque a priori, se esperaba que la eliminación biológica de fósforo permitiese reducir drásticamente la adición de  $\text{FeCl}_3$  y con ellos los impactos ambientales, la demanda disminuyó únicamente en un 7%. Cabe precisar que, esta reducción corresponde a un TRC de elutriación de 5 días, para evitar desbordamiento de los sedimentadores primarios, considerando el mismo número de sedimentadores que el resto de las alternativas.

Finalmente, se llevó a cabo un análisis de sensibilidad para contemplar otras perspectivas que prioricen más lo económico, lo social o lo técnico operacional. En el primer escenario, en el que el factor económico tiene una mayor preponderancia, no se observaron cambios en la toma de decisiones, manteniéndose el mismo orden de

preferencias de las alternativas de tratamiento. Un aspecto relevante de este escenario es que todas las alternativas mantuvieron o mejoraron su puntaje, salvo el MBR que presentó una ligera disminución del 4.7%. En el segundo y tercer escenario, los criterios sociales y técnico-operacionales son más preeminentes, y como consecuencia de ello la clasificación de alternativas se modificó. Efectivamente, el MBR desplazó al Bardenpho al segundo lugar puesto que presenta un mayor potencial de reúso (i.e., mayor eliminación de patógenos), un menor impacto visual y una menor generación de fangos.

Aunque evaluar las diferentes perspectivas es un ejercicio interesante para evidenciar cambios en la toma de decisiones, las probabilidades de tomar como referencia las posturas del segundo y tercer escenario son menores, considerando la urgencia por mitigar los impactos ambientales y la limitada disponibilidad de recursos económicos. Dicho esto, el esquema Bardenpho y MLE, son las alternativas más viables dentro del contexto de evaluación, puesto que presentan los mayores puntajes tanto para el caso base como para el primer escenario. De hecho, la implementación de estas configuraciones dentro de las EDARs de gran escala, representarían un avance notable hacia la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible puesto que se reduce el potencial de eutrofización, se minimiza el potencial de calentamiento global y se fomentan sistemas más resilientes (i.e., ODS 6, 13 y 11, respectivamente).

Sin embargo, al realizar una mirada crítica hacia el futuro, se debe recalcar que las alternativas de tratamiento propuestas son una solución temporal como parte de una gestión adaptativa del Sur Global. Es decir, se trata de una primera respuesta que hace frente a la urgencia de cerrar la brecha de saneamiento y mitigar los impactos ambientales, en un contexto en el que *know-how* es limitado, la disponibilidad de capital es escasa y la transferencia tecnológica es tardía. Habiendo dicho esto, es imperativo que el sector académico y la industria trabajen en conjunto para innovar con tecnologías que permitan una mayor recuperación de recursos (e.g., fertilizantes y agua potable) para hacer frente a la creciente demanda alimentaria y estrés hídrico; y que al mismo tiempo sean adaptables a la economía de los países más pobres. Asimismo, se debe estudiar con mayor detalle el impacto de los contaminantes emergentes (e.g., microplásticos) en la salud humana y la de los ecosistemas (Ita-Nagy et al., 2021, Vázquez-Rowe et al., 2021). En esa línea, es necesario abaratar costos de las tecnologías que permiten la remoción de micro contaminantes (e.g., membranas).

## 8. Referencias

Altieri, A. H., & Gedan, K. B., 2015. Climate change and dead zones. *Global change biology*, 21(4), 1395-1406.

Amanatidou, E., Samiotis, G., Trikoilidou, E., Pekridis, G., & Taousanidis, N., 2015. Evaluating sedimentation problems in activated sludge treatment plants operating at complete sludge retention time. *water research*, 69, 20-29.

Anjum, F., Khan, I. M., Kim, J., Aslam, M., Blandin, G., Heran, M., & Lesage, G., 2021. Trends and progress in AnMBR for domestic wastewater treatment and their impacts on process efficiency and membrane fouling. *Environmental Technology & Innovation*, 21, 101204.

Antileo, C., Medina, H., Bornhardt, C., Muñoz, C., Jaramillo, F., & Proal, J., 2013. Actuators monitoring system for real-time control of nitrification–denitrification via nitrite on long term operation. *Chemical Engineering Journal*, 223, 467-478.

Arif, A. U. A., Sorour, M. T., & Aly, S. A., 2020. Cost analysis of activated sludge and membrane bioreactor WWTPs using CapdetWorks simulation program: Case study of Tikrit WWTP (middle Iraq). *Alexandria Engineering Journal*, 59(6), 4659-4667.

Arroyo, P., Tommelein, I. D., & Ballard, G., 2015. Comparing AHP and CBA as decision methods to resolve the choosing problem in detailed design. *Journal of construction engineering and management*, 141(1), 04014063.

Aslam, M., Charfi, A., Lesage, G., Heran, M., & Kim, J., 2017. Membrane bioreactors for wastewater treatment: A review of mechanical cleaning by scouring agents to control membrane fouling. *Chemical Engineering Journal*, 307, 897-913.

Babatunde, A. O., & Zhao, Y. Q., 2007. Constructive approaches toward water treatment works sludge management: an international review of beneficial reuses. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 37(2), 129-164.

Barat, R., Serralta, J., Ruano, M. V., Jiménez, E., Ribes, J., Seco, A., & Ferrer, J., 2013. Biological Nutrient Removal Model No. 2 (BNRM2): a general model for wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 67(7), 1481-1489.

Barillon, B., Ruel, S. M., Langlais, C., & Lazarova, V., 2013. Energy efficiency in membrane bioreactors. *Water science and technology*, 67(12), 2685-2691.

Barnard, J. L., 1973. Biological Denitrification, *Water Pollution Control*, 72(6), 705-720.

Barnard, J. L., 1974. Cut P and N without chemicals. *Wat. Wastes Eng.*, 11(7), 11-36.

Bertanza, G., Canato, M., Laera, G., Vaccari, M., Svanström, M., & Heimersson, S., 2017. A comparison between two full-scale MBR and CAS municipal wastewater treatment plants: techno-economic-environmental assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(21), 17383-17393.

Brepols, C., Schäfer, H., & Engelhardt, N., 2010. Considerations on the design and financial feasibility of full-scale membrane bioreactors for municipal applications. *Water Science and Technology*, 61(10), 2461-2468.

Buer, T., & Cumin, J., 2010. MBR module design and operation. *Desalination*, 250(3), 1073-1077.

Bystrzanowska, M., & Tobiszewski, M., 2018. How can analysts use multicriteria decision analysis?. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 105, 98-105.

Cao, Y., van Loosdrecht, M., & Daigger, G. T., 2017. Mainstream partial nitrification–anammox in municipal wastewater treatment: status, bottlenecks, and further studies. *Applied microbiology and biotechnology*, 101(4), 1365-1383.

Chan-Pacheco, C. R., Valenzuela, E. I., Cervantes, F. J., & Quijano, G., 2021. Novel biotechnologies for nitrogen removal and their coupling with gas emissions abatement in wastewater treatment facilities. *Science of the Total Environment*, 797, 149228.

Chen, G. H., van Loosdrecht, M. C., Ekama, G. A., & Brdjanovic, D., 2020. *Biological wastewater treatment: principles, modeling and design*. IWA publishing.

Cho, S., Kambey, C., & Nguyen, V. K., 2019. Performance of anammox processes for wastewater treatment: a critical review on effects of operational conditions and environmental stresses. *Water*, 12(1), 20.

Cinelli, M., Kadziński, M., Gonzalez, M., & Słowiński, R., 2020. How to support the application of multiple criteria decision analysis? Let us start with a comprehensive taxonomy. *Omega*, 96, 102261.

Corominas, L., Byrne, D. M., Guest, J. S., Hospido, A., Roux, P., Shaw, A., & Short, M. D., 2020. The application of life cycle assessment (LCA) to wastewater treatment: A best practice guide and critical review. *Water Research*, 184, 116058.



Corominas, L., Foley, J., Guest, J. S., Hospido, A., Larsen, H. F., Morera, S., & Shaw, A., 2013. Life cycle assessment applied to wastewater treatment: state of the art. *Water research*, 47(15), 5480-5492.

De Clippeleir, H., Yan, X., Verstraete, W., & Vlaeminck, S. E., 2011. OLAND is feasible to treat sewage-like nitrogen concentrations at low hydraulic residence times. *Applied microbiology and biotechnology*, 90(4), 1537-1545.

Delanka-Pedige, H. M. K., Munasinghe-Arachchige, S. P., Abeysiriwardana-Arachchige, I. S. A., & Nirmalakhandan, N., 2021. Evaluating wastewater treatment infrastructure systems based on UN Sustainable Development Goals and targets. *Journal of Cleaner Production*, 298, 126795.

Diaz-Elsayed, N., Rezaei, N., Guo, T., Mohebbi, S., & Zhang, Q., 2019. Wastewater-based resource recovery technologies across scale: a review. *Resources, Conservation and Recycling*, 145, 94-112.

Dincer, F., & Muezzinoglu, A., 2008. Odor-causing volatile organic compounds in wastewater treatment plant units and sludge management areas. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 43(13), 1569-1574.

Du, X., Shi, Y., Jegatheesan, V., & Haq, I. U., 2020. A review on the mechanism, impacts and control methods of membrane fouling in MBR system. *Membranes*, 10(2), 24.

Dvořák, L., Gómez, M., Dolina, J., & Černín, A., 2016. Anaerobic membrane bioreactors—a mini review with emphasis on industrial wastewater treatment: applications, limitations and perspectives. *Desalination and Water Treatment*, 57(41), 19062-19076.

EC., 1998. Directive 98/15/EC of 27 February 1998 mending council directive 91/271/EEC with respect to certain requirements established in annex I thereof. En E. Communities.

ECC., 1991. Directive 91/271/1991 EEC of 21 May 1991 concerning urban wastewater treatment. En E. Communities.

Eggimann, S., Truffer, B., & Maurer, M., 2015. To connect or not to connect? Modelling the optimal degree of centralisation for wastewater infrastructures. *Water Research*, 84, 218-231.

Erdirencelebi, D., & Koyuncu, S., 2017. Operational strategies and environmental conditions inducing aerobic denitrification in short-cut biological nitrogen removal at side-line treatment. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 52(7), 607-615.

Fenu, A., Roels, J., Wambecq, T., De Gussem, K., Thoeye, C., De Gueldre, G., & Van De Steene, B., 2010. Energy audit of a full scale MBR system. *Desalination*, 262(1-3), 121-128.

Ferrer, J., Pretel, R., Durán, F., Giménez, J. B., Robles, A., Ruano, M. V., Serralta, J., Ribes, J., & Seco, A., 2015. Design methodology for submerged anaerobic membrane bioreactors (AnMBR): A case study. *Separation and Purification Technology*, 141, 378-386.

Ferrer, J., Seco, A., Serralta, J., Ribes, J., Manga, J., Asensi, E., Morenilla, J.J., & Llavador, F., 2008. DESASS: a software tool for designing, simulating and optimising WWTPs. *Environmental Modelling & Software*, 23(1), 19-26.

Figueira, J., Greco, S., & Ehrgott, M., 2005. State of the art surveys. In *Multiple Criteria Decision Analysis*. Springer.

Foley, J., De Haas, D., Hartley, K., & Lant, P., 2010. Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. *Water research*, 1654-1666.

Foresti, E., Zaiat, M., & Vallero, M., 2006. Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5(1), 3-19.

Furness, M., Bello-Mendoza, R., Dassonville, J., & Chamy-Maggi, R., 2021. Building the 'bio-factory': A bibliometric analysis of circular economies and life cycle sustainability assessment in wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, 323, 129127.

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.

Garcia, I. M., Mokosch, M., Soares, A., Pidou, M., & Jefferson, B., 2013. Impact on reactor configuration on the performance of anaerobic MBRs: treatment of settled sewage in temperate climates. *Water research*, 47(14), 4853-4860.

Garrido-Baserba, M., Barnosell, I., Molinos-Senante, M., Sedlak, D. L., Rabaey, K., Schraa, O., Verdaguer, M., Rosso, D., & Poch, M., 2022. The third route: A techno-economic evaluation of extreme water and wastewater decentralization. *Water Research*, 218, 118408.

Garrido-Baserba, M., Hospido, A., Reif, R., Molinos-Senante, M., Comas, J., & Poch, M., 2014. Including the environmental criteria when selecting a wastewater treatment plant. *Environmental modelling & software*, 56, 74-82.

Gebremariam, S. Y., Beutel, M. W., Christian, D., & Hess, T. F., 2011. Research advances and challenges in the microbiology of enhanced biological phosphorus removal—a critical review. *Water Environment Research*, 83(3), 195-219.

Glick, S., & Guggemos, A. A., 2013. Rethinking wastewater-treatment infrastructure: case study using life-cycle cost and life-cycle assessment to highlight sustainability considerations. *Journal of construction engineering and management*, 139(12), A5013002.

Gu, J., Yang, Q., & Liu, Y., 2018. A novel strategy towards sustainable and stable nitrification-denitrification in an AB process for mainstream municipal wastewater treatment. *Chemosphere*, 193, 921-927.

Guerrero, L. A., Maas, G., & Hogland, W., 2013. Solid waste management challenges for cities in developing countries. *Waste management*, 33(1), 220-232.

Hao, X., Wang, X., Liu, R., Li, S., van Loosdrecht, M. C., & Jiang, H., 2019. Environmental impacts of resource recovery from wastewater treatment plants. *Water research*, 160, 268-277.

Harris, S., Tsalidis, G., Corbera, J. B., Gallart, J. J. E., & Tegstedt, F., 2021. Application of LCA and LCC in the early stages of wastewater treatment design: A multiple case study of brine effluents. *Journal of Cleaner Production*, 307, 127298.

Henze, M., & Comeau, Y., 2008. Wastewater characterization. *Biological wastewater treatment: Principles modelling and design*, 33-52.

Herrmann, I. T., & Moltesen, A., 2015. Does it matter which Life Cycle Assessment (LCA) tool you choose? a comparative assessment of SimaPro and GaBi. *Journal of Cleaner Production*, 86, 163-169.

Holman, J. B., & Wareham, D. G., 2005. COD, ammonia and dissolved oxygen time profiles in the simultaneous nitrification/denitrification process. *Biochemical Engineering Journal*, 22(2), 125-133.

Hreiz, R., Latifi, M. A., & Roche, N., 2015. Optimal design and operation of activated sludge processes: State-of-the-art. *Chemical Engineering Journal*, 281, 900-920.

Hu, Y., Yang, Y., Yu, S., Wang, X. C., & Tang, J., 2018. Psychrophilic anaerobic dynamic membrane bioreactor for domestic wastewater treatment: Effects of organic loading and sludge recycling. *Bioresource technology*, 270, 62-69.

Hvitved-Jacobsen, T., 2001. *Sewer processes: microbial and chemical process engineering of sewer networks*. CRC press.

Ilyas, M., Kassa, F. M., & Darun, M. R., 2021. Life cycle cost analysis of wastewater treatment: A systematic review of literature. *Journal of Cleaner Production*, 310, 127549.

Iorhemen, O. T., Hamza, R. A., & Tay, J. H., 2016. Membrane bioreactor (MBR) technology for wastewater treatment and reclamation: membrane fouling. *Membranes*, 6(2), 33.

Ioris, A. A., 2012. The geography of multiple scarcities: Urban development and water problems in Lima, Peru. *Geoforum*, 43(3), 612-622.

Islam, M. A., Mozumder, M. S. I., & Uddin, M. T., 2008. MBR-a promising technology for wastewater treatment: An overview.

ISO, 2006a. International Standard ISO 14040 -Environmental management - life cycle assessment - Principles and Framework.

ISO, 2006b. International Standard ISO 14044 - Environmental management - life cycle assessment - requirements and guidelines.

ISO, 2008. International Standard ISO 15686 - Buildings and constructed assets – Service-life planning – Part 5: Life-cycle costing.

Ita-Nagy, D., Vázquez-Rowe, I., & Kahhat, R., 2021. Prevalence of microplastics in the ocean in Latin America and the Caribbean. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 100037.

Jeison, D., Van Betuw, W., & Van Lier, J. B., 2008. Feasibility of anaerobic membrane bioreactors for the treatment of wastewaters with particulate organic matter. *Separation Science and Technology*, 43(13), 3417-3431.

Jeppson, U., Baky, A., Hellström, D., Jönsson, H., & Kärrman, E., 2005. The URWARE Wastewater: treatment Plant Models. *Urban Water*, Chalmers University of Technology.

Jiang, L. M., Garrido-Baserba, M., Nolasco, D., Al-Omari, A., DeClippeleir, H., Murthy, S., & Rosso, D., 2017. Modelling oxygen transfer using dynamic alpha factors. *Water research*, 124, 139-148.

Jiang, G., Melder, D., Keller, J., & Yuan, Z., 2017. Odor emissions from domestic wastewater: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47(17), 1581-1611.

Judd, S., 2010. *The MBR book: principles and applications of membrane bioreactors for water and wastewater treatment*. Elsevier.

Judd, S., van den Broeke, L. J., Shurair, M., Kuti, Y., & Znad, H., 2015. Algal remediation of CO<sub>2</sub> and nutrient discharges: a review. *Water research*, 87, 356-366.

Judd, S. J., 2017. Membrane technology costs and me. *Water Research*, 122, 1-9.

Jung, Y. T., Narayanan, N. C., & Cheng, Y. L., 2018. Cost comparison of centralized and decentralized wastewater management systems using optimization model. *Journal of environmental management*, 213, 90-97.

Kacprzak, M., Neczaj, E., Fijałkowski, K., Grobelak, A., Grosser, A., Worwag, M., Rorat, A., Brattebo, H., Almas, A., & Singh, B. R., 2017. Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. *Environmental research*, 156, 39-46.

Kaesar, 2022. Soplantes de tornillo: Series CBS, DBS, EBS, FBS, HBS. Extraído de: <https://es.kaeser.com/download.ashx?id=tcm:38-5949>

Kalbar, P. P., Karmakar, S., & Asolekar, S. R., 2012. Selection of an appropriate wastewater treatment technology: A scenario-based multiple-attribute decision-making approach. *Journal of environmental management*, 113, 158-169.

Karakas, I., Sam, S. B., Cetin, E., Dulekgurgen, E., & Yilmaz, G., 2020. Resource recovery from an aerobic granular sludge process treating domestic wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, 34, 101148.

Karimi, A. R., Mehrdadi, N., Hashemian, S. J., Bidhendi, G. R., & Moghaddam, R. T., 2011. Selection of wastewater treatment process based on the analytical hierarchy process and fuzzy analytical hierarchy process methods. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 8(2), 267-280.

Karri, R. R., Sahu, J. N., & Chimmiri, V., 2018. Critical review of abatement of ammonia from wastewater. *Journal of Molecular Liquids*, 261, 21-31.

Kartal, B., Kuenen, J. V., & Van Loosdrecht, M. C. M., 2010. Sewage treatment with anammox. *Science*, 328(5979), 702-703.

Kim, M., Ahn, Y. H., & Speece, R. E., 2002. Comparative process stability and efficiency of anaerobic digestion; mesophilic vs. thermophilic. *Water research*, 36(17), 4369-4385.

Koch, G. H., Brongers, M. P., Thompson, N. G., Virmani, Y. P., & Payer, J. H., 2002. Corrosion cost and preventive strategies in the United States (No. FHWA-RD-01-156,, R315-01). United States. Federal Highway Administration.

Krzeminski, P., van der Graaf, J. H., & van Lier, J. B., 2012. Specific energy consumption of membrane bioreactor (MBR) for sewage treatment. *Water Science and Technology*, 65(2), 380-392.

Lackner, S., Gilbert, E. M., Vlaeminck, S. E., Joss, A., Horn, H., & van Loosdrecht, M. C., 2014. Full-scale partial nitrification/anammox experiences—an application survey. *Water research*, 55, 292-303.

Lebrero, R., Bouchy, L., Stuetz, R., & Munoz, R., 2011. Odor assessment and management in wastewater treatment plants: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41(10), 915-950.

Lewkowska, P., Cieślik, B., Dymerski, T., Konieczka, P., & Namieśnik, J., 2016. Characteristics of odors emitted from municipal wastewater treatment plant and methods for their identification and deodorization techniques. *Environmental research*, 151, 573-586.

Liu, Z., 2021. Urban sewage treatment odor gas release characteristics and regional differences. *Environmental Technology & Innovation*, 21, 101190.

Lofrano, G., & Brown, J., 2010. Wastewater management through the ages: A history of mankind. *Science of the Total Environment*, 408(22), 5254-5264.

Longo, S., d'Antoni, B. M., Bongards, M., Chaparro, A., Cronrath, A., Fatone, F., Lema, J. M., Mauricio-Iglesias, M., Soares, A., & Hospido, A., 2016. Monitoring and diagnosis of energy consumption in wastewater treatment plants. A state of the art and proposals for improvement. *Applied energy*, 179, 1251-1268.

Loranger, É., Lanouette, R., Bousquet, J. P., & Martinez, M., 2019. Dewatering parameters in a screw press and their influence on the screw press outputs. *Chemical Engineering Research and Design*, 152, 300-308.

Lorenzo-Toja, Y., Vázquez-Rowe, I., Marín-Navarro, D., Crujeiras, R. M., Moreira, M. T., & Feijoo, G., 2018. Dynamic environmental efficiency assessment for wastewater treatment plants. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(2), 357-367.

Ludzack, F. J., & Ettinger, M. B., 1962. Controlling operation to minimize activated sludge effluent nitrogen. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 920-931.

Ma, B., Wang, S., Cao, S., Miao, Y., Jia, F., Du, R., & Peng, Y., 2016. Biological nitrogen removal from sewage via anammox: recent advances. *Bioresource technology*, 200, 981-990.

Margallo, M., Ziegler-Rodriguez, K., Vázquez-Rowe, I., Aldaco, R., Irabien, Á., & Kahhat, R., 2019. Enhancing waste management strategies in Latin America under a holistic environmental assessment perspective: A review for policy support. *Science of the Total Environment*, 689, 1255-1275.

Martí, N., Barat, R., Seco, A., Pastor, L., & Bouzas, A., 2017. Sludge management modeling to enhance P-recovery as struvite in wastewater treatment plants. *Journal of environmental management*, 196, 340-346.

Metcalf & Eddy, 2014. *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse* (5<sup>th</sup> Ed.). New York: McGraw-Hill.

Michael, Z. H., Ralph, K. R., & Stig, I. O., 2018. *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*. Gewerbestrasse: Springer Nature.

Mishra, S., Singh, V., Cheng, L., Hussain, A., & Ormeci, B., 2022. Nitrogen removal from wastewater: a comprehensive review of biological nitrogen removal processes, critical operation parameters and bioreactor design. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 107387.

Neczaj, E., & Grosser, A., 2018. Circular economy in wastewater treatment plant—challenges and barriers. *Multidisciplinary Digital Publishing Institute Proceedings*, 2(11), 614.

O'Neill, T., Rynk, R., Black, G., & Bokowa, A. F., 2022. Odor management and community relations. In *The Composting Handbook* (pp. 549-625). Academic Press.

Ostace, G. S., Baeza, J. A., Guerrero, J., Guisasola, A., Cristea, V. M., Agachi, P. Ş., & Lafuente, J., 2013. Development and economic assessment of different WWTP control strategies for optimal simultaneous removal of carbon, nitrogen and phosphorus. *Computers & Chemical Engineering*, 53, 164-177.

Orhon, D., 2015. Evolution of the activated sludge process: the first 50 years. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 90(4), 608-640.

Parodi, E. P., 2017. Recarga del acuífero de Lima mediante el uso de aguas residuales tratadas.

Parsons, S. A., & Smith, J. A., 2008. Phosphorus removal and recovery from municipal wastewaters. *Elements*, 4(2), 109-112.

Peccia, J., & Westerhoff, P., 2015. We should expect more out of our sewage sludge.

Peng, Y., & Zhu, G., 2006. Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway. *Applied microbiology and biotechnology*, 73(1), 15-26.

Pretel, R., Robles, A., Ruano, M. V., Seco, A., & Ferrer, J., 2016. A plant-wide energy model for wastewater treatment plants: application to anaerobic membrane bioreactor technology. *Environmental technology*, 37(18), 2298-2315.

Qasim, S. R., & Zhu, G., 2017a. Wastewater treatment and reuse, theory and design examples, volume 1: principles and basic treatment. CRC Press.

Qasim, S. R., & Zhu, G., 2017b. Wastewater Treatment and Reuse Theory and Design Examples, Volume 2: Post-Treatment, Reuse, and Disposal. CRC Press.

Rahimi, S., Modin, O., & Mijakovic, I., 2020. Technologies for biological removal and recovery of nitrogen from wastewater. *Biotechnology Advances*, 43, 107570.

Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Schmidt, W. -P., Suh, S., Weidema, B. P., & Pennington, D. W., 2004. Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment international*, 30(5), 701-720.

Rebitzer, G., Hunkeler, D., & Jolliet, O., 2003. LCC—the economic pillar of sustainability: methodology and application to wastewater treatment. *Environmental progress*, 22(4), 241-249.

Renou, S., Thomas, J. S., Aoustin, E., & Pons, M. N., 2008. Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. *Journal of Cleaner Production*, 16(10), 1098-1105.

Risch, E., Loubet, P., Núñez, M., & Roux, P., 2014. How environmentally significant is water consumption during wastewater treatment?: Application of recent developments in LCA to WWT technologies used at 3 contrasted geographical locations. *Water Research*, 57, 20-30.

Rizzardini, C. B., & Goi, D., 2014. Sustainability of domestic sewage sludge disposal. *Sustainability*, 6(5), 2424-2434.

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.



Rodriguez, D. J., Serrano, H. A., Delgado, A., Nolasco, D., & Saltiel, G., 2020. From Waste to Resource: Shifting paradigms for smarter wastewater interventions in Latin America and the Caribbean. World Bank.

Saaty, T. L., 2008. Decision making with the analytic hierarchy process. *International journal of services sciences*, 1(1), 83-98.

Sato, T., Qadir, M., Yamamoto, S., Endo, T., & Zahoor, A., 2013. Global, regional, and country level need for data on wastewater generation, treatment, and use. *Agricultural Water Management*, 130, 1-13.

Schmidt, I., Sliemers, O., Schmid, M., Bock, E., Fuerst, J., Kuenen, J. G., Jetten, M. S. M., & Strous, M., 2003. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. *FEMS microbiology reviews*, 27(4), 481-492.

Seco, A., Ribes, J., Serralta, J., & Ferrer, J., 2004. Biological nutrient removal model No. 1 (BNRM1). *Water Science and Technology*, 50(6), 69-70.

Shifrin, N. S., 2005. Pollution management in the twentieth century. *Journal of Environmental Engineering*, 131(5), 676-691.

Shoda, M., 2017. Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by *Alcaligenes faecalis* No. 4. *Nitrification and Denitrification*, 31.

Silva, D. A. L., Nunes, A. O., Piekarski, C. M., da Silva Moris, V. A., de Souza, L. S. M., & Rodrigues, T. O., 2019. Why using different Life Cycle Assessment software tools can generate different results for the same product system? A cause–effect analysis of the problem. *Sustainable Production and Consumption*, 20, 304-315.

Singh, S., Mohan, R. R., Rathi, S., & Raju, N. J., 2017. Technology options for faecal sludge management in developing countries: Benefits and revenue from reuse. *Environmental Technology & Innovation*, 7, 203-218.

Slagstad, H., & Brattebø, H., 2014. Life cycle assessment of the water and wastewater system in Trondheim, Norway—A case study: Case Study. *Urban Water Journal*, 11(4), 323-334.

Smith, J. A., 2006. An investigation into the anaerobic digestibility of iron-dosed activated sludge (Doctoral dissertation, University of Birmingham).

Soller, J. A., Eftim, S. E., & Nappier, S. P., 2018. Direct potable reuse microbial risk assessment methodology: Sensitivity analysis and application to State log credit allocations. *Water research*, 128, 286-292.

Stuckey, D. C., 2012. Recent developments in anaerobic membrane reactors. *Bioresource technology*, 122, 137-148.

Talaiekhosani, A., Bagheri, M., Goli, A., & Khoozani, M. R. T., 2016. An overview of principles of odor production, emission, and control methods in wastewater collection and treatment systems. *Journal of environmental management*, 170, 186-206.

Tarpani, R. R. Z., & Azapagic, A., 2018. Life cycle costs of advanced treatment techniques for wastewater reuse and resource recovery from sewage sludge. *Journal of Cleaner Production*, 204, 832-847.

Torre, A., 2018. Diseño y análisis ambiental de una planta de tratamiento de aguas residuales en la ciudad de Huaraz.

Torre, A., Vázquez-Rowe, I., Parodi, E., & Kahhat, R., 2021. Wastewater treatment decentralization: Is this the right direction for megacities in the Global South?. *Science of The Total Environment*, 778, 146227.

Ujang, Z., & Buckley, C., 2002. Water and wastewater in developing countries: present reality and strategy for the future. *Water science and technology*, 46(9), 1-9.

UN-Habitat and WHO, 2021. Progress on wastewater treatment – Global status and acceleration needs for SDG indicator 6.3.1. United Nations Human Settlements Programme (UN-Habitat) and World Health Organization (WHO), Geneva

UN-Water, 2017. The United Nations World Water Development Report 2017: Wastewater, the Untapped Resource. UNESCO. Paris.

UNICEF, 2012. Progress on drinking water and sanitation: 2012 update.

van Afferden, M., Cardona, J. A., Lee, M. Y., Subah, A., & Müller, R. A., 2015. A new approach to implementing decentralized wastewater treatment concepts. *Water Science and Technology*, 72(11), 1923-1930.

van Loosdrecht, M. C., & Brdjanovic, D., 2014. Anticipating the next century of wastewater treatment. *Science*, 344(6191), 1452-1453.

Vázquez-Rowe, I., Kahhat, R., & Lorenzo-Toja, Y., 2017. Natural disasters and climate change call for the urgent decentralization of urban water systems. *Science of the total environment*, 605, 246-250.

Vázquez-Rowe, I., Ita-Nagy, D., & Kahhat, R., 2021. Microplastics in fisheries and aquaculture: Implications to food sustainability and safety. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 29, 100464.

Verrecht, B., Maere, T., Nopens, I., Brepols, C., & Judd, S., 2010. The cost of a large-scale hollow fibre MBR. *Water Research*, 44(18), 5274-5283.

Vince, F., Aoustin, E., Bréant, P., & Marechal, F., 2008. LCA tool for the environmental evaluation of potable water production. *Desalination*, 220(1-3), 37-56.

Vincent, A. J., 2001. Sources of odours in wastewater treatment. *Odours in wastewater treatment: Measurement, modelling and control*.

von Sperling, M., & de Lemos Chernicharo, C. A., 2002. Urban wastewater treatment technologies and the implementation of discharge standards in developing countries. *Urban water*, 4(1), 105-114.

Wells, T., & Melchers, R. E., 2015. Modelling concrete deterioration in sewers using theory and field observations. *Cement and Concrete Research*, 77, 82-96.

Winkler, M. K., & Straka, L., 2019. New directions in biological nitrogen removal and recovery from wastewater. *Current opinion in biotechnology*, 57, 50-55.

Xylem, 2022. Aeration products for energy-efficient biological treatment. Extraído de: <https://www.xylem.com/siteassets/brand/sanitaire/resources/aeration-products-for-energy-efficient-biological-treatment.pdf>

Young, T., Muftugil, M., Smoot, S., & Peeters, J., 2012. MBR vs. CAS: Capital and operating cost evaluation. *Water Practice and Technology*, 7(4).

Zanghelini, G. M., Cherubini, E., & Soares, S. R., 2018. How multi-criteria decision analysis (MCDA) is aiding life cycle assessment (LCA) in results interpretation. *Journal of Cleaner Production*, 172, 609-622.

Zarra, T., Naddeo, V., and Belgiorno, M., 2007. Portable gas chromatography-mass spectrometry as a tool for estimating the odour emissions of composting plants in air pollution management. Paper presented at the 10th International Conference on Environmental Science and Technology, Kos, Greece.

Zeeman, G., Kujawa, K., De Mes, T., Hernandez, L., De Graaff, M., Abu-Ghunmi, L., Mels, A., Meulman, B. Temmink, H., Buisman, C., van Lier, J. & Lettinga, G., 2008. Anaerobic treatment as a core technology for energy, nutrients and water recovery from source-separated domestic waste (water). *Water Science and Technology*, 57(8), 1207-1212.

Zhang, X., & Liu, Y., 2022. Circular economy is game-changing municipal wastewater treatment technology towards energy and carbon neutrality. *Chemical Engineering Journal*, 429, 132114.

Zhang, Q. H., Yang, W. N., Ngo, H. H., Guo, W. S., Jin, P. K., Dzakpasu, M., Yang, S.J., Wang, X.C., & Ao, D., 2016. Current status of urban wastewater treatment plants in China. *Environment international*, 92, 11-22.

Zhou, Q., Sun, H., Jia, L., Wu, W., & Wang, J., 2022. Simultaneous biological removal of nitrogen and phosphorus from secondary effluent of wastewater treatment plants by advanced treatment: A review. *Chemosphere*, 134054.

Zhu, Y., Chen, R., Li, Y. Y., & Sano, D., 2021. Virus removal by membrane bioreactors: A review of mechanism investigation and modeling efforts. *Water Research*, 188, 116522.

Zhu, G., Peng, Y., Li, B., Guo, J., Yang, Q., & Wang, S., 2008. Biological removal of nitrogen from wastewater. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 159-195.

Ziegler-Rodriguez, K., Margallo, M., Aldaco, R., Vázquez-Rowe, I., & Kahhat, R., 2019. Transitioning from open dumpsters to landfilling in Peru: Environmental benefits and challenges from a life-cycle perspective. *Journal of Cleaner Production*, 229, 989-1003.