

PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL PERÚ

FACULTAD DE CIENCIAS E INGENIERÍA



PONTIFICIA
UNIVERSIDAD
CATÓLICA
DEL PERÚ

**EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES COMO OPORTUNIDAD
PARA EL DESARROLLO SOSTENIBLE EN EL PARQUE CIENTÍFICO,
TECNOLÓGICO Y SOCIAL DE SANTA MARÍA DEL MAR - PUNKU**

Tesis para obtener el título profesional de Ingeniera Civil

AUTORA:

LARISSA LISBETH GARCÍA FERNÁNDEZ

Tesis para obtener el título profesional de Ingeniero Civil

AUTOR:

RENZO EDU MEDINA ORMACHEA

ASESOR:

RAMZY FRANCIS KAHHAT ABEDRABBO, Ph. D.

Lima, Agosto, 2021

Resumen

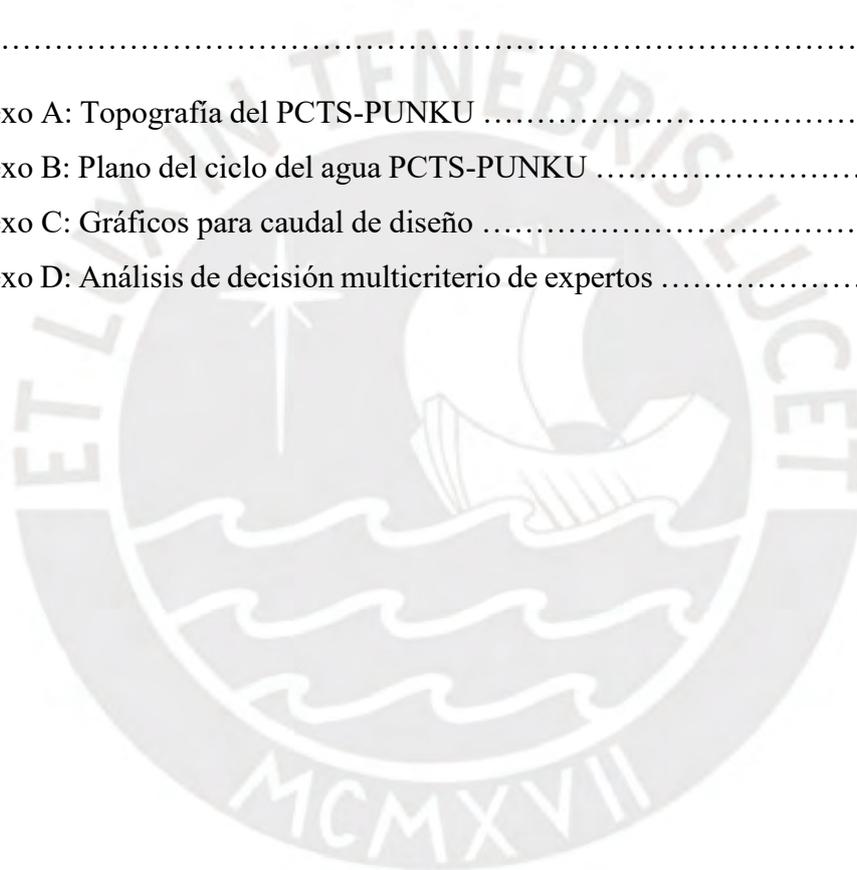
Actualmente, las plantas de tratamiento de aguas residuales se enfrentan a problemas de sostenibilidad de gran importancia como la reutilización de las aguas, el balance energético, las emisiones de gases de efecto invernadero y la eutrofización (Tchobanoglous et al., 2014; Organización de las Naciones Unidas, 2017). En torno de esta problemática, el objetivo de este trabajo es proponer y analizar alternativas de tratamiento de aguas residuales para el proyecto Parque Científico, Tecnológico y Social PUNKU (PCTS-PUNKU) desde un enfoque sostenible. De acuerdo a las necesidades del proyecto, se analizan diferentes tecnologías de tratamiento según sus características ambientales, energéticas, económicas y funcionales. Luego, se diseña preliminarmente los principales componentes de cada alternativa, los cuales se verifican mediante el simulador Biowin. Por último, se realiza un análisis multicriterio de las alternativas propuestas mediante un modelo analítico jerárquico, el cual evalúa los criterios ambientales, energéticos, económicos y funcionales de cada alternativa. Entre los resultados se proponen tres alternativas para el PCTS-PUNKU: lodos activados, biorreactor de membrana (MBR), y biorreactor anaerobio de membrana (AnMBR). De acuerdo con el diseño preliminar, las alternativas propuestas presentan la capacidad de cumplir con los Estándares de Calidad Ambiental para el riego de áreas verdes y las recomendaciones de la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos para algunos usos urbanos en edificaciones. El análisis multicriterio no muestra una preferencia marcada entre las alternativas, pero resalta sus principales fortalezas: la funcionalidad y economía de los lodos activados; la alta calidad del efluente del MBR; y la eficiencia energética del AnMBR. En conclusión, las alternativas propuestas representan oportunidades para la sostenibilidad del PCTS-PUNKU mediante la recuperación de recursos, enfoque de desarrollo en el tratamiento de las aguas residuales.

ÍNDICE

Capítulo 1. Introducción	1
1.1. Introducción.....	1
1.2. Justificación.....	2
1.3. Alcance	2
1.4. Hipótesis	3
1.5. Objetivos.....	3
1.5.1. Objetivo general	3
1.5.2. Objetivos específicos	3
Capítulo 2. Revisión de la literatura	4
2.1. Características de las aguas residuales	4
2.1.1. Características físicas	4
2.1.2. Características químicas	5
2.1.3. Características biológicas	7
2.2. Tratamiento de las aguas residuales	9
2.2.1. Tratamiento primario	11
2.2.2. Tratamiento secundario	12
2.2.3. Estabilización de lodos.....	16
2.2.4. Tratamiento avanzado	18
2.3. Sostenibilidad en el tratamiento de aguas residuales.....	20
2.3.1. Reutilización de agua	21
2.3.2. Recuperación de energía	22
2.3.3. Recuperación de nutrientes	22
2.4. Tecnologías con recuperación de recursos	23
Capítulo 3. Metodología.....	29
3.1. Descripción del Parque Científico, Tecnológico y Social - PUNKU.....	29
3.2. Revisión de la normativa nacional y estándares internacionales.....	30
3.3. Establecimiento de las alternativas de tratamiento.....	30
3.4. Diseño y modelado de la PTAR mediante el software BioWin	30
3.5. Evaluación multicriterio (MCDA) de alternativas	31
3.6. Análisis y discusión de resultados	32
Capítulo 4. Descripción del Parque Científico, Tecnológico y Social - PUNKU.....	33
4.1. Condiciones de terreno	33
4.1.1. Ubicación	33

4.1.2. Topografía	34
4.1.3. Condiciones climáticas.....	34
4.2. Uso de edificaciones, áreas verdes y demanda de agua	35
4.3. Caudal de diseño y características asumidas de las aguas residuales.....	38
Capítulo 5. Normativa para la reutilización de aguas residuales.....	41
5.1. Normativa nacional.....	41
5.1.1. Límites Máximos Permisibles.....	42
5.1.2. Estándares de Calidad Ambiental	42
5.2. Normativa y lineamientos internacionales	43
5.2.1. Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos	43
5.2.2. Comisión de la Unión Europea	44
5.2.3. Estrategia Nacional de Gestión de la Calidad del Agua de Australia	44
5.3. Cuadro comparativo de normativas.....	45
Capítulo 6. Establecimiento de las alternativas de tratamiento.....	47
6.1. Análisis y comparación entre tecnologías	47
6.2. Selección de alternativas a evaluar	55
Capítulo 7. Diseño y modelado de la PTAR	57
7.1. Tratamiento primario.....	57
7.2. Alternativa 1 – Lodos activados	60
7.2.1. Diseño de lodos activados.....	60
7.2.2. Simulación de lodos activados en Biowin	66
7.2.3. Consumo energético de lodos activados	69
7.3. Alternativa 2 – Biorreactor de membrana (MBR).....	70
7.3.1. Diseño de MBR.....	70
7.3.2. Simulación de MBR en Biowin	74
7.3.3. Consumo energético de biorreactor de membrana (MBR)	76
7.4. Alternativa 3 – Biorreactor anaerobio de membrana (AnMBR)	77
7.4.1. Diseño de AnMBR.....	77
7.4.2. Consumo energético de biorreactor anaerobio de membrana (AnMBR)....	79
7.5. Análisis de sensibilidad	81
7.5.1. Tiempo de retención hidráulica y volumen de reactor.....	82
7.5.2. Demanda de aire.....	83
7.5.3. Producción de fangos	84
7.5.4. Resumen de análisis de sensibilidad	85

Capítulo 8. Evaluación multicriterio (MCDA) de las alternativas	86
8.1. Elección del modelo MCDA	87
8.2. Definición de criterios de evaluación	92
8.2.1. Criterios ambientales.....	92
8.2.2. Criterios económicos.....	92
8.3. Evaluación multicriterio	93
8.4. Discusión de resultados	97
Capítulo 9. Conclusiones.....	100
Referencias	103
Anexos	113
Anexo A: Topografía del PCTS-PUNKU	113
Anexo B: Plano del ciclo del agua PCTS-PUNKU	114
Anexo C: Gráficos para caudal de diseño	115
Anexo D: Análisis de decisión multicriterio de expertos	116



Lista de figuras

Figura 1. Proceso de fangos activados	13
Figura 2. Proceso de lagunas aireadas sin recirculación de sólidos	15
Figura 3. Metodología del proyecto de investigación	29
Figura 4. Mapa satelital del PCTS-PUNKU.....	33
Figura 5. Registro de temperatura en la estación hidrometereológica Cañete	35
Figura 6. Resumen de demandas según el sector	38
Figura 7. Exigencias de la calidad ambiental de las aguas residuales en el Perú.....	41
Figura 8. Diagrama de procesos en Biowin de lodos activados	66
Figura 9. Diagrama de procesos en Biowin de MBR.....	74
Figura 10. Análisis de sensibilidad – Tiempo de retención hidráulica.....	82
Figura 11. Análisis de sensibilidad - Volumen de reactor requerido	83
Figura 12. Análisis de sensibilidad - Demanda de aire	84
Figura 13. Análisis de sensibilidad - Producción de fangos.....	85
Figura 14. Proceso de evaluación Multi-criterio	87

Lista de tablas

<i>Tabla 1.</i> Cuadro resumen de alternativas de tratamiento	10
<i>Tabla 2.</i> Cuadro resumen de tecnologías con recuperación de recursos	24
<i>Tabla 3.</i> Cuadro resumen de áreas y dotaciones del sector A y B	37
<i>Tabla 4.</i> Cuadro resumen de áreas y dotaciones de los sectores C y H	37
<i>Tabla 5.</i> Composición típica de las aguas residuales domésticas.....	40
<i>Tabla 6.</i> Cuadro comparativo del reuso de agua residual tratada para riego de parques	46
<i>Tabla 7.</i> Tecnologías de tratamiento secundario analizadas	48
<i>Tabla 8.</i> Comparación del nivel de remoción de contenido orgánico y potencial de reutilización	50
<i>Tabla 9.</i> Comparación del área requerida para la PTAR.....	52
<i>Tabla 10.</i> Comparación de energía consumida y potencial generada	53
<i>Tabla 11.</i> Comparación de dificultad de operación y mantenimiento.....	54
<i>Tabla 12.</i> Comparación de costos de implementación y operación	55
<i>Tabla 13.</i> Dimensionamiento de sedimentador primario	58
<i>Tabla 14.</i> Remoción de BOD y TSS en el sedimentador	59
<i>Tabla 15.</i> Dimensionamiento de tanque de homogeneización	59
<i>Tabla 16.</i> Resumen del tratamiento preliminar y primario	60
<i>Tabla 17.</i> Parámetros de diseño de lodos activados	61
<i>Tabla 18.</i> Diseño preliminar del reactor biológico – Lodos activados.....	62
<i>Tabla 19.</i> Parámetros de aireación para lodos activados.....	65
<i>Tabla 20.</i> Aireación requerida en lodos activados	65
<i>Tabla 21.</i> Diseño de clarificador secundario – lodos activados	66
<i>Tabla 22.</i> Resultados de simulación del sistema de lodos activados en Biowin.....	68
<i>Tabla 23.</i> Parámetros de diseño de MBR.....	70
<i>Tabla 24.</i> Diseño preliminar del reactor biológico – MBR.....	71
<i>Tabla 25.</i> Parámetros de aireación para MBR.....	72

<i>Tabla 26.</i> Aireación requerida en MBR	72
<i>Tabla 27.</i> Diseño preliminar de membranas - MBR	73
<i>Tabla 28.</i> Resultados de simulación del sistema MBR en Biowin.....	75
<i>Tabla 29.</i> Análisis de sensibilidad – Resumen de resultados	85
<i>Tabla 30.</i> Escala de preferencias	88
<i>Tabla 31.</i> Información de entrada y salida de cada método de MCDA	89
<i>Tabla 32.</i> Cuadro de diferencias y ventajas de los modelos.....	91
<i>Tabla 33.</i> Criterios y subcriterios	93
<i>Tabla 34.</i> Cuadro comparativo de alternativas.....	94
<i>Tabla 35.</i> Resultados según preferencias del experto 1 – Jefe de proyecto del PCT PUNKU	95
<i>Tabla 36.</i> Resultados según preferencias del experto 2 – Investigador de la universidad	95
<i>Tabla 37.</i> Resultados según preferencias del experto 3 – Investigador de la universidad	96
<i>Tabla 38.</i> Resultados según preferencias del experto 4 – Investigador de la universidad	96
<i>Tabla 39.</i> Resumen de pesos - MCDA.....	98

Capítulo 1. Introducción

1.1. Introducción

El incremento en la generación de aguas residuales a nivel global ha adquirido una creciente importancia, debido a que presenta un impacto en la salud humana, productividad económica, calidad ambiental de recursos hídricos y ecosistemas (Organización de las Naciones Unidas [ONU], 2017). Los costos de tratamiento de las aguas residuales también se incrementarán debido a la creciente población y a la adopción de estándares más estrictos en los países en desarrollo; sin embargo, la conceptualización de las aguas residuales como fuente de recursos tales como agua, energía y nutrientes muestra que las aguas residuales pueden generar beneficios económicos (Li et al., 2015).

En nuestro contexto nacional existe un deficiente uso de los recursos hídricos, debido a la baja eficiencia en el aprovechamiento del agua en el uso agrícola y poblacional, así como a la inexistente estructura necesaria para el manejo del recurso hídrico (Autoridad Nacional del Agua [ANA], 2016). Ante esta dificultad, el tratamiento y la recuperación de los recursos presentes en las aguas residuales representa parte de la solución en el manejo del agua. Sin embargo, 89 de las 253 localidades del ámbito de las Empresas Prestadoras de Servicio de Saneamiento en el Perú no cuentan con tratamiento de aguas residuales, lo cual equivale a 298,000 metros cúbicos de agua por día que son vertidos directamente al medioambiente (Loose, 2016).

Este trabajo presenta una oportunidad de desarrollo sostenible ante la problemática hídrica mediante el aprovechamiento de las aguas residuales como recurso dentro del Parque Científico, Tecnológico y Social PUNKU (PCTS-PUNKU). El proyecto se ubicará en el distrito de Santa María del Mar, dentro del ámbito de Lima Metropolitana, aproximadamente a 50 kilómetros al sur del centro de la capital. En el emplazamiento del proyecto, el agua es un recurso de difícil accesibilidad; por lo cual, su uso eficiente es de vital importancia.

1.2. Justificación

Los principales beneficios de una planta de tratamiento de las aguas residuales (PTAR) sostenible incluyen el aumento significativo del agua reutilizada, un eficiente rendimiento energético y menor impacto ambiental (Li et al., 2015; Harb y Hong, 2017; Skaggs et al., 2018). Esto se puede lograr mediante la reutilización del agua para actividades de riego y la obtención de energía (Organización Mundial de la Salud [OMS], 2017). De acuerdo con Loose (2016), el tratamiento de las aguas residuales en el Perú busca alinearse con su reúso con la finalidad de obtener beneficios ambientales, económicos y sociales.

A nivel global se han desarrollado diversas investigaciones y técnicas que permiten la obtención de recursos a través del tratamiento de aguas residuales (Hwang et al., 2018; Li et al., 2015; Young et al., 2013). En el contexto nacional, las tres dimensiones de la sostenibilidad presentan compensaciones complejas entre sí, debido al crecimiento desorganizado poblacional y a las demandas sociales insatisfechas, lo cual dificulta el manejo del recurso hídrico (Torre et al., 2021). Dentro del contexto hídrico de Lima es necesario implementar técnicas de tratamiento de aguas residuales que permitan un desarrollo sostenible para afrontar la problemática del agua.

1.3. Alcance

El presente trabajo se basa en la información provista del proyecto PCTS-PUNKU (IDOM, 2015), el cual se encuentra en etapa de estudio. Dentro de la información existente se encuentran estudios de topografía, demanda de agua y ciclo del agua, los cuales conforman la información base del proyecto. El alcance del presente trabajo contempla la formulación, modelamiento y análisis de diversas alternativas de tratamiento de aguas residuales para cumplir las necesidades del proyecto PCTS-PUNKU según la información base provista. Se asumieron algunas variables de diseño debido a la ausencia de la caracterización de las aguas residuales. Por este motivo, se emplearán valores típicos y pertinentes existentes en la

bibliografía para los diseños preliminares. Las alternativas propuestas en este estudio se diseñaron de acuerdo a las normativas nacionales vigentes de reutilización y calidad del agua. Además, se verificó el cumplimiento de los requerimientos y alineamientos establecidos por las guías e instituciones internacionales.

1.4. Hipótesis

El tratamiento de aguas residuales representa una oportunidad viable para el desarrollo sostenible en el PCTS-PUNKU mediante la recuperación de recursos y evaluando factor ambiental, energético, económico y funcional.

1.5. Objetivos

1.5.1. Objetivo general

Proponer y analizar alternativas para el tratamiento y la reutilización de aguas residuales en el PCTS-PUNKU desde un enfoque sostenible.

1.5.2. Objetivos específicos

- Revisar la literatura sobre el tratamiento de las aguas residuales y el estado del arte de las investigaciones vinculadas a tecnologías sostenibles.
- Estimar el caudal de diseño y las propiedades físicas, químicas y biológicas de las aguas residuales dentro del PCTS-PUNKU.
- Presentar la normativa nacional e internacional aplicable a la reutilización de aguas residuales.
- Seleccionar las alternativas de tratamiento de aguas residuales a modelar.
- Diseñar preliminarmente y modelar la PTAR empleando el software BioWin para cada alternativa.
- Comparar alternativas mediante un análisis de criterio múltiple (MCDA).
- Analizar las alternativas para la PTAR del PCTS-PUNKU desde un enfoque sostenible.

Capítulo 2. Revisión de la literatura

2.1. Características de las aguas residuales

El agua residual se caracteriza por los contaminantes que lo componen. Esta composición se puede distinguir de acuerdo a la procedencia del agua residual, por ejemplo, residencial, comercial e industrial. El grado de tratamiento de una planta de tratamiento de aguas residuales depende del nivel de contaminación inicial y de los requerimientos de calidad del efluente (Reynolds, 1995). A continuación, se describen las principales características de las aguas residuales, las cuales se pueden clasificar en físicas, químicas y biológicas.

2.1.1. Características físicas

2.1.1.1. Sólidos

Los sólidos presentes en las aguas residuales varían en tamaño y, de acuerdo a Standard Methods (2012), se pueden clasificar en sólidos suspendidos, disueltos y volátiles. Su clasificación es útil para el tratamiento de aguas residuales, por ejemplo, los sólidos volátiles son una medida aproximada del material orgánico de las aguas residuales (Reynolds, 1995). Por otro lado, los sólidos suspendidos pueden generar depósitos de lodos o condiciones anaeróbicas cuando son descargados en cuerpos de agua. El estudio de los sólidos es necesario para la selección procesos en el tratamiento del agua residual (Tchobanoglous et al., 2014).

2.1.1.2. Temperatura

Según Crittenden et al. (2012), la temperatura afecta de manera considerable a las reacciones químicas, bioquímicas y actividad biológica. Además, influye notablemente en los procesos biológicos usados en el tratamiento de aguas residuales, como la digestión de materia orgánica y el crecimiento de microorganismos (Reynolds, 1995). Por ejemplo, una temperatura óptima para el desarrollo bacteriano se encuentra en el rango de 25 a 35°C; la digestión aeróbica se detiene a una temperatura mayor a 50°C; y las bacterias anaerobias metanogénicas se vuelven inactivas a temperaturas menores a 15°C (Tchobanoglous et al., 2014).

2.1.2. Características químicas

2.1.2.1. Nitrógeno y fósforo

El nitrógeno y el fósforo son elementos químicos conocidos como nutrientes que tienen gran influencia en el crecimiento biológico de los microorganismos, plantas y animales (Wu et al., 2009). Estos elementos pueden considerarse como contaminantes cuando sus concentraciones son tales que producen un crecimiento excesivo de las plantas acuáticas en un cuerpo de agua. La mayor cantidad de plantas incrementa la demanda de oxígeno en el agua, pudiendo imposibilitar la vida acuática en el cuerpo de agua y generar olores, coloraciones y turbideces inaceptables (Masters, 2008).

Las principales formas nitrogenadas de las aguas residuales domésticas cruda son el nitrógeno orgánico y amoníaco, principal derivado de la urea. Las formas del nitrógeno comprenden el nitrógeno orgánico, el amoníaco (NH_3), el nitrito (NO^{-2}) y el nitrato (NO^{-3}) (Sperling et al., 2007). El fósforo también influye notablemente en el crecimiento de plantas acuáticas y otros organismos biológicos. Similarmente al nitrógeno, existe un interés en remover el fósforo para controlar el crecimiento excesivo de algas en un cuerpo de agua. Además, debido a la inestable explotación y reducida disponibilidad de fósforo en el mundo, se están desarrollando procesos para la recuperación de fósforo en las aguas residuales (López et al., 2017).

2.1.2.2. Potencial de hidrógeno

El potencial de hidrógeno (pH) expresa el grado de acidez o alcalinidad de una solución acuosa mediante la concentración de iones de hidrógenos presentes en la solución. El crecimiento biológico en las aguas residuales requiere un rango de concentración adecuado que permita el desarrollo de microorganismos. Por el contrario, valores elevados de pH dificultan el tratamiento de las aguas residuales por medios biológicos (Tchobanoglous et al., 2014).

2.1.2.3. Demanda bioquímica de oxígeno

La demanda bioquímica de oxígeno (BOD por sus siglas en inglés) estima la cantidad de oxígeno requerido para metabolizar la materia orgánica presente en una muestra de agua durante un determinado tiempo, es decir, la cantidad de materia orgánica biodegradable. El BOD se calcula mediante una incubación de microorganismos de una muestra aleatoria a una temperatura y tiempo determinado; usualmente es medido a una temperatura de 20°C y luego de un periodo de 5 días, por lo cual es denominado BOD₅. Durante este proceso, la variación de concentración de oxígeno disuelto representa la cantidad de oxígeno que será necesario para estabilizar biológicamente la materia orgánica presente (Winkler, 1986). El BOD es un parámetro empleado en el dimensionamiento de reactores biológico y en la medición de la eficiencia de procesos en una PTAR (Sperling et al., 2007).

2.1.2.4. Demanda química de oxígeno

La demanda química de oxígeno (COD por sus siglas en inglés) expresa la medida de materia orgánica presente, tanto biodegradable como no biodegradable, en las aguas residuales en términos de oxígeno equivalente requerido para oxidar químicamente una muestra. Experimentalmente se obtiene oxidando una muestra de agua residual usando bicromato de potasio durante un tiempo de dos o tres horas en una solución ácida (Winkler, 1986). Una de las ventajas del ensayo de COD es su duración reducida, mientras que el ensayo de BOD suele durar 5 días. Además, el valor de COD puede relacionarse directamente al del BOD cuando existe una base de ensayos previos. Sin embargo, el COD también degrada químicamente sustancias orgánicas que son difíciles de oxidar biológicamente; por lo cual, el valor de COD puede brindar una relación errónea del BOD en ciertas ocasiones (Tchobanoglous et al., 2014).

2.1.2.5. Carbono orgánico total

El carbono orgánico total (TOC por sus siglas en inglés) es medido por medios instrumentales. En primera instancia, la muestra es acidificada y despojada de dióxido de

carbono; luego, es incinerada en una cámara de combustión. La cantidad de dióxido de carbono producida es medida por un analizador infrarrojo, obteniéndose así la cantidad de carbono orgánico total (Reynolds, 1995). La duración de este ensayo es aproximadamente entre 5 a 10 minutos; asimismo, es posible establecer una relación entre los valores de TOC y BOD luego de realizar numerosos ensayos (Tchobanoglous et al., 2014).

2.1.3. Características biológicas

2.1.3.1. Organismos patógenos

Las aguas residuales contienen numerosos microorganismos que juegan un rol importante en su tratamiento y calidad. La mayoría de ellos son inofensivos para las personas; sin embargo, existe un número de microorganismos patógenos responsables de una variedad de enfermedades transmitidas por agua (Reynolds, 1995). Los principales agentes patógenos encontrados en las aguas residuales pueden ser clasificados en cuatro amplias categorías: bacterias, protozoos, helmintos y virus (López et al., 2017).

En las aguas residuales se encuentran bacterias de las especies *Salmonella typhi*, *Escherichia coli* y *Campylobacter jejuni*, las cuales son asociadas a la fiebre tifoidea, la intoxicación alimentaria y casos de gastroenteritis. Los protozoos pueden causar síntomas que incluyen diarrea severa, dolor estomacal, náuseas y vómitos prolongados. Algunas especies, como la *Cryptosporidium parvum* y *Giardia lamblia*, tienen un impacto significativo en individuos con sistemas inmunológicos comprometidos. Los helmintos pueden generar enfermedades parasitarias intestinales humanas, las cuales se asocian a los grupos *Nematoda* y *Platyhelminths*. Los virus son agentes patógenos que se multiplican dentro de una célula huésped y alteran el sistema bioquímico de la célula para reproducirse. En las aguas residuales se hallaron los virus Norwalk y Rotavirus, los cuales son causantes de gastroenteritis (Tchobanoglous et al., 2014).

Un caso de infección masiva es el ocurrido en Milwaukee, estado de Wisconsin, a causa de la contaminación del agua potable con *Cryptosporidium*. Se estimó un aproximado de 400 000 personas infectadas debido al brote: el 93% presentaba diarrea acuosa, 84% calambres abdominales, 57% fiebre y el 48% vómitos. Este masivo brote fue causado por ooquistes de *Cryptosporidium* que pasaron por el sistema de filtración en una de las plantas de tratamiento de Milwaukee (Mac Kenzie et al, 1994; Sedmak et al., 2005).

2.1.3.2. Organismos indicadores

Las especies de microorganismos patógenos discutidos previamente son numerosas y cada una requiere un método específico y de difícil de análisis para determinar su contenido en una fuente de agua; por ello, resulta impráctico realizar ensayos para cada especie. Por este motivo, el análisis microbiológico del agua se realiza por medio de organismos indicadores, entre los cuales se encuentran las bacterias coliformes (Reynolds, 1995). Las bacterias coliformes se encuentran en el tracto intestinal humano, por lo cual, su presencia en muestras ambientales sugiere que organismos patógenos asociados pueden estar presentes en la muestra; por el contrario, su ausencia es tomada como indicador de que la muestra de agua está libre de organismos patógenos (Edzwald et al., 2011). Los principales grupos de organismos coliformes usados en normativas internacionales son los coliformes fecales y *E. coli* (EPA, 2012).

Los coliformes fecales se encuentran en grandes cantidades en los intestinos y heces de humanos y animales de sangre caliente. Asimismo, recientemente se ha preferido llamarlos como coliformes termotolerantes debido a que presentan gran resistencia de temperaturas elevadas, pero no necesariamente son de origen fecal (Sperling et al., 2007). El organismo *Escherichia coli* (*E. coli*) constituye el organismo más representativo de fuentes fecales entre los coliformes; y a su vez, es considerado como el organismo indicador de mayor riesgo (López et al., 2017).

2.2. Tratamiento de las aguas residuales

El agua residual proviene de los efluentes emitidos por las comunidades, ciudades y /o industrias y está compuesta por constituyentes, físicos, químicos y biológicos, los cuales pueden presentar altas concentraciones de componentes dañinos para el ser humano y el medio ambiente. El tratamiento de aguas residuales consiste en la eliminación de sus componentes dañinos para que el efluente tratado pueda devolverse al medio ambiente o reutilizarse de manera segura (Tchobanoglous et al., 2014). Existen diferentes niveles de tratamiento de las aguas residuales de acuerdo al grado de remoción de contaminantes y a la calidad del efluente.

En la 0 se muestran los procesos de tratamiento que serán descritos en el presente trabajo para cada nivel de tratamiento.



Tabla 1. Cuadro resumen de alternativas de tratamiento

Tratamiento	Tipo	Nombre común	Uso
Primario	Mecánico o manual	Desbaste	Remoción de sólidos de gran y mediano tamaño
	Físico	Decantación o sedimentación	Remoción de sólidos sedimentables
	Físico-químico	Floculación y coagulación	Remoción de partículas coloidales
Secundario			
Procesos aeróbicos	Crecimiento suspendido	Lodos activados	Remoción de BOD, nitrificación
		Lagunas aireadas	Remoción de BOD, nitrificación
	Crecimiento adherido	Reactores biológicos rotativos	Remoción de BOD, nitrificación
		secuenciales de contacto	
Proceso de lagunas	Lagunas aeróbicas	Filtro percolador	Remoción de BOD, nitrificación
		Lagunas aeróbicas	Remoción de BOD, nitrificación
		Lagunas facultativas	Remoción de BOD
		Lagunas anaeróbicas	Remoción de BOD
Terciario		Radicación UV	Remoción de organismos patógenos
		Filtración por membrana	Remoción de partículas y materia coloidal
		Ósmosis inversa	Remoción de componentes disueltos

Nota: Fuente: Tchobanoglous et al., 2014

2.2.1. Tratamiento primario

Tiene como objetivo principal eliminar sólidos en suspensión, que están constituidos parcialmente por materia orgánica, y eliminar materiales sólidos tales como madera, plásticos o materiales fibrosos que puedan ocasionar serios problemas en las tuberías, así como también la formación de capas flotantes. Este tratamiento llega a reducir entre 50 a 70 % los sólidos en suspensión y entre 25 a 40 % el BOD₅. Las operaciones más frecuentes son la decantación, o sedimentación primaria, y el tratamiento físico-químico (Trapote, 2011).

2.2.1.1. Desbaste

El desbaste posibilita la eliminación de materiales sólidos de gran y mediano tamaño, materiales granulados y arenosos; a través de rejillas paralelas utilizadas para prevenir la entrada de restos sólidos. El uso de estas rejillas contribuye a un mejor desempeño de los procesos posteriores de la PTAR, tales como en los tanques de digestión (Mara, 2003).

2.2.1.2. Decantación o sedimentación

La decantación permite la eliminación de sólidos en suspensión mediante la acción de la gravedad, es decir, la eliminación de sólidos sedimentables y materias flotantes (O'Connor, 2009). El tiempo de retención es el periodo en el cual los sólidos se sedimentan y puede variar entre 45 minutos y 2 horas de acuerdo al caudal y a la profundidad del tanque de sedimentación. Estos tanques también deben presentar una desnatadora o espumadora superficial, así como un separador para remover la espuma o escoria de la superficie (Reynolds, 1995).

2.2.1.3. Tratamiento físico-químico

Este tratamiento tiene como principal función la eliminación de partículas coloidales. Primero, se lleva a cabo la desestabilización de partículas mediante la neutralización de sus cargas eléctricas. Luego, las partículas se agrupan entre sí y finalmente se decantan por gravedad (Trapote, 2011). Un método empleado ampliamente es el de floculación – coagulación, el cual se basa en el principio de desestabilización y decantación mencionado.

Debido a su alto grado de turbidez y concentración de sólidos suspendidos, las aguas residuales se coagulan más fácilmente que aguas superficiales; sin embargo, la dosificación de químicos requeridos es mayor (Reynolds, 1995).

2.2.2. Tratamiento secundario

El principal objetivo del tratamiento secundario es la eliminación de materia orgánica coloidal y soluble. Este tratamiento se lleva a cabo mediante procesos biológicos y de clarificación donde se eliminan los flóculos biológicos. La reducción de sólidos en suspensión varía entre 80 a 95%, mientras que la reducción de BOD₅ varía entre 85 a 95% (Trapote, 2011). La digestión biológica se puede llevar a cabo en sistemas aerobios y anaerobios. El primero se lleva a cabo en presencia de oxígeno, mientras que el segundo se desarrolla en ausencia del mismo. A continuación, se presentan los principales procesos de tratamiento secundario.

2.2.2.1. Lodos o fangos activados

El sistema de lodos activados es el método más utilizado para reducir la materia orgánica biodegradable en el agua residual. Este sistema consta de un proceso de oxidación biológica y un proceso de separación sólido-líquido.

La primera consta en el cultivo de microorganismos biológicos aerobios, los cuales degradan la materia orgánica del agua residual. Parte de la materia orgánica degradada se oxida y otra parte se vuelve sustrato, utilizada para la construcción de nuevas células (Guo et al., 2019). Este proceso se lleva a cabo mediante la aireación y la agitación con oxígeno, con el objetivo de permitir el crecimiento aerobio bacteriano y homogeneizar la mezcla de lodos activados (Mara, 2003).

Por otro lado, el proceso de separación sólido-líquido consta de la decantación de los flóculos biológicos del agua tratada mediante el uso de un sedimentador secundario. Una parte de la biomasa de microorganismos aerobios se recircula al reactor biológico, y el exceso se extrae del sistema, como se muestra en la Figura 1 (Sperling, 2007).

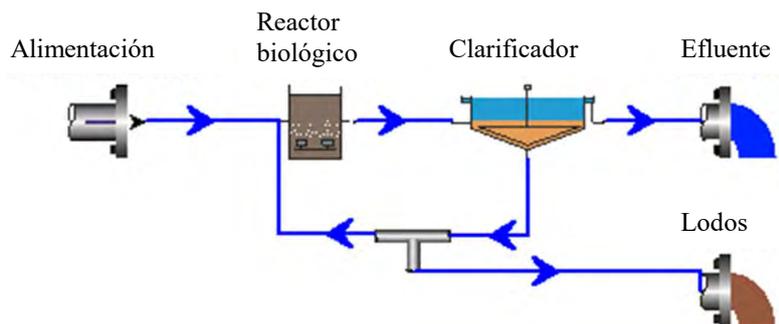


Figura 1. Proceso de fangos activados
Fuente: Elaboración propia

En respuesta a la problemática de los procesos de eutrofización y degradación de la calidad del agua en cuerpos receptores, la tecnología de lodos activados ha adaptado procesos biológicos de remoción de nutrientes, tales como el nitrógeno y el fósforo. Esto se logra mediante la disposición de diversos tanques reactores, de condiciones aerobias, anaerobias y anóxicas, que favorezcan los procesos de nitrificación, desnitrificación y remoción de fósforo (Tchobanoglous et al., 2014).

2.2.2.2. Tratamiento por lagunas

Los procesos de tratamiento por lagunas consisten en la concentración de las aguas residuales en estanques de tierra de poca profundidad mediante actividades biológicas aerobias, facultativas o anaerobias. Este sistema presenta bajos costos de construcción y mantenimiento; sin embargo, su principal desventaja es la necesidad de evaluar constantemente el afluente del sistema. Esto es requerido ya que la muestra debe ser compatible con el receptor para que la materia orgánica sea asimilada de manera óptima (López et al., 2017).

Las lagunas aerobias permiten la degradación de materia orgánica en condiciones aerobias en presencia de algas y comunidad biológica similar a la presente en los lodos activados. Estas lagunas poseen una profundidad menor a 1.5 m, donde el oxígeno es suministrado por aireación natural en la superficie y por fotosíntesis de las algas (Tchobanoglous, 1995).

Las lagunas facultativas presentan condiciones aerobias en la superficie, facultativas o mixtas en la zona intermedia, y anaerobias en el fondo de la laguna. En la zona aerobia y facultativa se produce la degradación de contenido orgánico soluble por medio de algas y bacterias, mientras que en la zona anaerobia se produce la degradación de sólidos acumulados por medio de bacterias anaerobias (López et al., 2017).

Las lagunas anaerobias poseen mayores profundidades con la finalidad de obtener condiciones anaerobias en toda su profundidad; sin embargo, se pueden encontrar condiciones anaerobias en pequeñas franjas cerca de la superficie. Estas lagunas permiten la degradación de afluentes de alto contenido orgánico mediante su degradación en CO₂ y CH₄, entre otros componentes gaseosos (Sperling, 2007).

Las lagunas aireadas son estructuras de tierra de profundidad variable entre 2 a 5 m provistas por aireadores mecánicos superficiales o sumergidos. Este sistema tiene como objetivo la conversión de la materia orgánica biodegradable a través del oxígeno inyectado por los aireadores. Asimismo, la turbulencia generada por la aireación facilita la suspensión de sólidos en la laguna (Tchobanoglous et al., 1995). Según el manejo de los sólidos, las lagunas aireadas pueden dividirse en lagunas facultativas parcialmente mixtas, lagunas aerobias de flujo continuo parcialmente mixtas y lagunas aerobias con recirculamiento de sólidos.

En las lagunas aireadas facultativas parcialmente mixtas, el oxígeno suministrado es suficiente solo para la conversión de la materia orgánica biodegradable, pero no es suficiente para mantener los sólidos en suspensión. Por lo tanto, una porción de los sólidos se deposita en la laguna, generando descomposición anaerobia en el fondo de la laguna. En las lagunas aireadas de flujo continuo parcialmente mixtas, el oxígeno suministrado es suficiente para la conversión de materia orgánica y mantener algunos sólidos en suspensión. Los sólidos en suspensión son removidos por medio de sedimentación antes de la descarga del efluente. En la Figura 2 se presenta un diagrama de flujo de procesos básico en el tratamiento por medio de

este tipo de lagunas aireadas. En las lagunas aireadas con recirculación de sólidos, el proceso es similar al de lodos activados con aireación extendida emplazado en una estructura de tierra. Los sólidos son recirculados desde un tanque de sedimentación, mientras que el lodo en exceso es derivado a lechos de secado (Tchobanoglous et al., 2003).

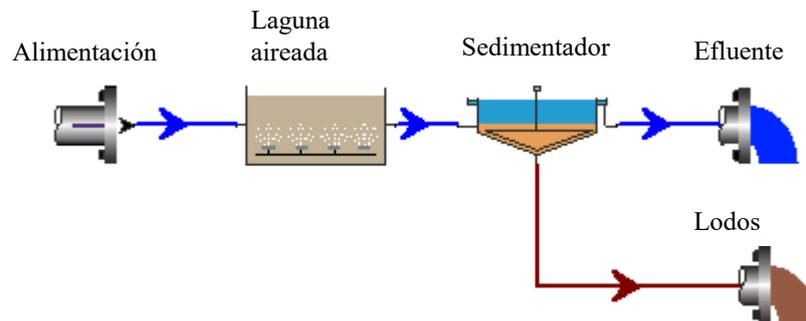


Figura 2. Proceso de lagunas aireadas sin recirculación de sólidos
Fuente: Elaboración propia

2.2.2.3. Reactores biológicos rotativos secuenciales de contacto

Los reactores biológicos rotativos secuenciales de contacto (RBC por sus siglas en inglés) son un proceso de tratamiento aerobio de cultivo fijo. Estos consisten en una serie de discos rotatorios montados en un mismo eje central horizontal. Sobre cada disco parcialmente sumergido se desarrolla una película biológica laminar, la cual se nutre de la materia orgánica contenida en el agua residual y del oxígeno disuelto al contacto con la atmósfera, manteniendo así condiciones aeróbicas (López et al., 2017). La rotación de los discos provoca que la biomasa en exceso se desprenda y se decante por procesos de sedimentación (Comisión nacional del agua, 2016). Los reactores biológicos secuenciales son capaces de generar mayor rendimiento que otros sistemas de tratamiento de lámina fija debido a la menor relación de carga orgánica/biomasa, menor recurrencia de cortocircuitos en el sistema y mayor tiempo de retención de sólidos en la fase biológica (Tchobanoglous et al., 1995).

2.2.2.4. Filtro percolador

Los filtros percoladores son reactores permeables donde la biomasa es adherida y eliminada mediante procesos biológicos. Estos filtros suelen ser lechos fijos, medios filtrantes

compuestos por rocas, piezas de plástico o cerámica, sobre los cuales se dispersa el agua residual a tratar. El contacto entre biomasa con la superficie atmosférica genera una película biológica y permite la degradación aerobia de la materia orgánica y maximización de reducción de lodos (Daigger y Boltz, 2011).

2.2.3. Estabilización de lodos

Los lodos se estabilizan para reducir los microorganismos patógenos, eliminar los olores e inhibir el potencial de putrefacción. Estas condiciones están fuertemente relacionadas con la reducción biológica del contenido volátil y la adición de químicos a los lodos o biosólidos. Los métodos de estabilización de lodos más empleados incluyen la estabilización alcalina, la digestión anaerobia, la digestión aerobia y el compostaje (Amador et al., 2014).

2.2.3.1. Estabilización alcalina

El proceso de estabilización alcalina consiste en la adición de un material alcalino que genere condiciones ambientales inadecuadas para el crecimiento de microorganismos en los lodos. En condiciones alcalinas, el pH se incrementa a valores que retardan el crecimiento microbiano, lo cual evita la putrefacción y generación de olores en los lodos, asimismo, se inactivan virus, patógenos y otros organismos. Los métodos de estabilización alcalina pueden dividirse en pre tratamiento con cal, post tratamiento con cal o métodos avanzados de estabilización alcalina, pudiéndose alcanzar biosólidos de Clase A según las regulaciones de reuso y disposición de sólidos de la Agencia de Protección Ambiental (EPA por sus siglas en inglés) de Estados Unidos (EPA, 2000).

2.2.3.2. Digestión anaeróbica

La digestión anaeróbica de lodos consiste en la conversión biológica de la materia orgánica por medio de los procesos hidrólisis, fermentación y metanogénesis en ausencia de oxígeno. Una de las principales ventajas de este método de estabilización es la generación de gas metano, el cual puede ser reaprovechado para generar calor o energía. Según la temperatura

del sistema, este puede operar a una temperatura mesofílica (30 a 38°C) o termofílica (50 a 57°C). La temperatura influye en los procesos de hidrólisis y metanogénesis, lo cual repercute en el tiempo de retención de sólidos requerido para eliminar una cierta cantidad de materia orgánica. Por ello, la digestión termofílica ocurre a una velocidad mayor que la digestión mesofílica. Algunas ventajas de la digestión anaeróbica termofílica son la mayor reducción de contenido orgánico y bacterial, así como la deshidratación mejorada; sin embargo, la digestión termofílica requiere mayor energía para calentar el sistema (Tchobanoglous et al., 2003).

2.2.3.3. Digestión aeróbica

La digestión aeróbica de lodos consiste en la conversión biológica de la materia orgánica en la presencia de oxígeno. El proceso de operación es más simple en comparación con la digestión anaeróbica y genera un producto final inodoro y estable a un menor costo capital. Sin embargo, el proceso es altamente consumidor de energía debido al suministro de oxígeno requerida para la mezcla y aireación de los lodos. Una variación de la digestión aeróbica convencional es la digestión aeróbica termofílica autotérmica. En este proceso, los reactores están aislados para conservar el calor producido durante la digestión. El sistema opera a temperatura de 55 a 80 °C, la cual puede ser conservada mediante el uso del calor generado en la oxidación microbiana exotérmica. Entre las principales ventajas destacan la simple operación del sistema, alta reducción de bacterias y virus comparado con la digestión anaeróbica, y reducción de patógenos (Kazimierczak, 2012).

2.2.3.4. Compostaje

La estabilización de lodos por compostaje consiste en la conversión biológica de la materia orgánica en un reactor cerrado, en hileras o en apilamientos. El proceso requiere la adición de un agente de abultamiento y el acondicionamiento adecuado para la actividad biológica. El procedimiento general de compostaje consiste en un pre procesamiento, una descomposición intensiva mediante aireación a temperaturas termofílicas, una fase de

estabilización y enfriamiento, post proceso y disposición final. Mediante la estabilización por compostaje se pueden obtener biosólidos de Clase A y Clase B según las regulaciones de reuso y disposición de sólidos del EPA (Tchobanoglous et al., 2003).

Los biosólidos contienen nitrógeno y fósforo; así como también, micronutrientes que benefician al desarrollo de los cultivos y la reducción de uso de fertilizantes sintéticos. También podemos encontrar en los biosólidos al carbono, principal elemento para la mejora de la retención de agua y los agregados del suelo. Existen diversos cambios positivos en el uso de biosólidos para la agricultura urbana que podrían conducir a la adaptación y sostenibilidad del ecosistema (Brown et al., 2020).

2.2.4. Tratamiento avanzado

El tratamiento avanzado tiene como finalidad la eliminación de material orgánico y nutrientes que permanecen después del tratamiento secundario convencional. Además, busca eliminar nuevos componentes contaminantes complejos en las aguas residuales, tales como los contaminantes prioritarios y los compuestos orgánicos volátiles (COVs), que han sido identificados en los últimos años. En suma, la importancia del tratamiento avanzado radica en la depuración de estas sustancias más aún donde los recursos hídricos son limitados, de tal modo que pueda ser reutilizado (Tchobanoglous et al., 2014). A continuación, se detallan algunos procesos para el tratamiento avanzado de aguas residuales.

2.2.4.1. Radiación UV

La radiación UV es un método de desinfección de las aguas residuales alternativo a la cloración que tiene como objetivo la eliminación de organismos patógenos. Los principales beneficios de su utilización son el tiempo de contacto corto, la inactivación de virus y la no formación de subproductos químicos como los trihalometanos (Collivignarelli et al., 2017). Sin embargo, su mayor desventaja radica en su incapacidad de dejar un rastro residual en las aguas residuales, el cual permite la eliminación de organismos patógenos que puedan desarrollarse

posterior a la desinfección (Edzwald, 2011). Por ello, es necesario aplicar una dosis de cloración residual en conjunto con la desinfección por radiación UV (Wang et al., 2012)

Asimismo, la radiación UV es empleada para desinfectar aguas residuales con fines de potabilización directa e indirecta (Tchobanoglous et al., 2014). Existen numerosas investigaciones realizadas en diversas plantas grandes y pilotos han indicado que el proceso de radiación UV es la alternativa más viable para la desinfección de las aguas residuales (Hassen et al., 2000; Blume et al., 2002).

2.2.4.2. Filtración por membrana

Los procesos de microfiltración y ultrafiltración son métodos de separación sólido-líquido superfinos. Estos operan con membranas porosas que tienen el principal objetivo de retener materia coloidal y moléculas de gran tamaño. Esta tecnología contribuye con la reducción drástica de la turbidez y la obtención de un efluente de alta calidad (Tchobanoglous et al., 2014). El problema más severo en las membranas es el bioensuciamiento u obstrucción de sus poros. El bioensuciamiento es el proceso por el cual el material orgánico se deposita sobre la superficie de la membrana, reduciendo su rendimiento (Cheremisinoff, 2002, p. 366).

De acuerdo al tipo de membranas y su tamaño de poros, estas pueden operar a diferentes presiones, según las cuales se determina el requerimiento de pre filtración y acondicionamiento para que la eficiencia de las membranas no disminuya a lo largo de su vida útil. La clave de un buen funcionamiento para la membrana consiste en la combinación de una limpieza química y un sistema de flujo cruzado, mediante los cuales se elimina el carbonato en los poros de la membrana y se evita la formación de capas biológica en la membrana. Esta configuración y mantenimiento, junto al retrolavado y vibración de membrana, reducirán los riesgos y grados de obstrucción de la misma a lo largo de su etapa operativa (Russell, 2012).

2.2.4.3. Ósmosis inversa

La ósmosis inversa o también llamada hiperfiltración es un tratamiento el cual tiene como objetivo separar el agua de las sales disueltas en disolución. El proceso consiste en la filtración a través de una membrana semipermeable mediante la aplicación de una presión mayor a la osmótica producida por una diferencia en las concentraciones de un soluto en el agua residual (Tchobanoglous et al., 2014). Este tratamiento puede llegar a eliminar el 99% de los minerales disueltos y materia orgánica de las aguas residuales, así como microorganismos y materia coloidal. Sin embargo, este proceso requiere una alta cantidad de energía para el sistema de bombeo y presiones de funcionamiento requeridos, los cuales rodean entre los 400-10000 psi (Russell, 2012). Por otro lado, la causa principal del fallo del tratamiento de ósmosis inversa resulta de la acumulación de incrustaciones en la superficie de las membranas, lo cual reduce su rendimiento. Este problema genera costos asociados con la limpieza de la membrana, el reemplazo y el tiempo de inactividad del sistema (Zibrida et al., 2000).

2.3. Sostenibilidad en el tratamiento de aguas residuales

Según Tchobanoglous et al. (2014), la sostenibilidad se define como un principio de optimización de un sistema actual sin perjudicar la capacidad para beneficios similares en el futuro. En la ingeniería de aguas residuales, la nueva tendencia sostenible ha dirigido un cambio hacia medios más eficientes de tratamiento mediante el reuso potencial del efluente (Harb y Hong, 2017). Efectivamente, problemas de sostenibilidad como el balance energético, emisiones de gases de efecto invernadero, huella de carbono y la calidad del efluente son actualmente de importancia crítica en el diseño, construcción y operación de plantas de tratamiento de aguas residuales (Tchobanoglous et al., 2014). Por ejemplo, los lodos activados es un tratamiento efectivo en remover contaminantes; sin embargo, posee una gran huella energética y de carbono. Según Li et al. (2015), una planta mediana, que procesa 100 000 metros cúbicos de agua al día, consume tanta energía como una ciudad china de 5000 personas

y emite tanto CO₂ como 6000 carros al día. Desde una perspectiva sostenible, las aguas residuales pueden verse como recursos renovables de las cuales podemos recuperar agua, nutrientes y energía (Skaggs et al., 2018). A continuación, se presentan las principales formas de uso sostenible en las aguas residuales, así como casos de estudio que ejemplifiquen estas prácticas en el mundo.

2.3.1. Reutilización de agua

La reutilización de las aguas residuales consta en el uso del agua tratada en la agricultura, irrigación, y uso directo e indirecto para el consumo humano. Uno de los casos más representativos en la reutilización de agua se presenta en Singapur mediante el programa NEWater. En vista de la creciente demanda de agua en su país, Singapur ha invertido en investigación y tecnología en el tratamiento, reciclamiento y suministro de agua. Los procesos de tratamientos que utiliza son la microfiltración, ósmosis inversa y desinfección UV. NEWater suministra el 40% de la demanda de agua actual en Singapur y suministrará hasta el 55% de la demanda de agua en el año 2060 (Public Utilities Board [PUB], s.f.).

Por otro lado, los estándares de calidad para el reuso de aguas residuales son exigentes debido al contacto directo de las aguas reutilizadas en actividades como riego o consumo directo e indirecto. En los últimos años han surgido nuevos contaminantes, como aquellos generados por fármacos, esteroides y hormonas, productos de cuidado personal y químicos industriales (ONU, 2017). De acuerdo con González et al., los tratamientos convencionales actuales no son efectivos ante algunos de estos contaminantes emergentes para su uso directo (como se citó en Harb y Hong, 2017, p. 19). De acuerdo con la literatura, la digestión anaerobia combinada con separación de membrana representa una potencial tecnología para el tratamiento de estos nuevos contaminantes (Harb y Hong, 2017).

2.3.2. Recuperación de energía

A pesar de que el tratamiento de aguas residuales puede representar un gran consumo de energía, las aguas residuales también pueden ser una fuente ella. En efecto, es razonable asumir que las plantas de tratamiento de aguas residuales puedan ser productoras, en lugar de consumidoras de energía en un futuro cercano (Tchobanoglous et al., 2014). La aplicación más común de recuperación de energía consiste en la producción de biogás por medio de la digestión anaeróbica de las aguas residuales o lodos sedimentados (ONU, 2017). El biogás producido por digestión anaerobia contiene aproximadamente de 65-70 % en volumen de metano, el cual puede ser empleado como combustible para calderas o motores de combustión interna que accionan bombas, operan sopladores de aire o generan electricidad (Tchobanoglous et al., 2003). Muchas plantas de tratamiento han generado exitosamente biogás a partir de las aguas residuales o lodos para luego convertirlo en calor o electricidad.

Un caso notable de obtención de energía es el de la planta de incineración de lodos de Outotec, en Suiza, donde la energía se obtiene por medio de digestión anaeróbica de lodos provenientes de aguas residuales, produciendo gas y/o electricidad. Estos procesos suman una producción energética de 6 MWh por tonelada de lodo seco (ONU, 2017). En países en desarrollo, la generación de biogás a partir de las aguas residuales representa una alternativa provechosa. En Maseru, Lesoto, país ubicado al sur de África, se implementó un sistema de tratamiento de aguas residuales descentralizado, el cual emplea el biogás generado como combustible de cocina. A pesar de que el costo inicial para esta planta de tratamiento es ligeramente mayor al de tanques sépticos, los beneficios adicionales del biogás permiten recuperar la inversión en un periodo de 3 años (Lebofa y Huba, 2011).

2.3.3. Recuperación de nutrientes

El tratamiento de aguas residuales debe cumplir con parámetros de depuración de nutrientes, con la finalidad de evitar procesos de eutrofización en cuerpos de agua receptores.

Además, los nutrientes pueden recuperarse durante el tratamiento de las aguas residuales, lo cual representa una oportunidad de sostenibilidad. De acuerdo con el reporte mundial de la ONU (2017, p. 132), “se cree que en los próximos 50 a 100 años los recursos minerales extraíbles de fósforo serán escasos o se habrán agotado (Steen, 1998; Van Vuuren et al., 2010)”. Por otro lado, sustituir 5% de la producción de nitrógeno equivaldría a ahorrar el 1.5% del consumo eléctrico anual de China (Li et al., 2015). Una forma de aprovechar los nutrientes durante su tratamiento es almacenarlos y transportarlos como fertilizante, lo cual es viable para altas concentraciones de los nutrientes, por ejemplo, en los lodos o aguas residuales de ganado (Li, et al., 2015).

Un caso de recuperación de fósforo fue llevado a cabo por la compañía Ostara Company, ubicada en Canadá, la cual implementó el programa Crystal Green, mediante el cual se recupera fósforo en forma de estruvita cristalizada en plantas de tratamiento y se comercializa como fertilizante (ONU, 2017). Otro caso de estudio en la recuperación de nutrientes es el desarrollado por la empresa ASH DEC Umwelt AG, con sede en Austria. Según Drechsel et al. (2015), esta compañía creó una tecnología para el tratamiento y descontaminación de lodos seguido por un tratamiento químico por el cual se obtiene un fertilizante comercializado con la marca PhosKraft. Sus costos de producción son similares a los de los fertilizantes comerciales y el periodo de recuperación de inversión se estima en 3 a 4 años para una planta a escala completa (como se citó en ONU, 2017).

2.4. Tecnologías con recuperación de recursos

En las secciones anteriores se han descrito las características, los tratamientos y la sostenibilidad en las aguas residuales. En esta sección se presentarán algunas tecnologías que representan una oportunidad de uno o varios de los usos sostenibles discutidos previamente. En la Tabla 1 se muestran los procesos de tecnologías con recuperación de recursos que serán descritos en el presente trabajo.

Tabla 2. Cuadro resumen de tecnologías con recuperación de recursos

Proceso	Tecnología	Nombre común	Uso	Recursos
Procesos anaeróbicos				
	Manta de lodo	Reactor Anaeróbico de Flujo Ascendente (RAFA)	Remoción de COD y sólidos en suspensión	Generación de biogás
	Biopelículas de membrana	Biorreactor anaeróbico de membrana (AnMBR)	Remoción de COD	Generación de biogás y recuperación de agua de alta calidad
Procesos aerobios				
	Biopelículas de membrana	Biorreactor de membrana	Remoción de BOD	Recuperación de agua de alta calidad
Procesos por oxidación electroquímica				
	Celdas electroquímicas	Celdas electroquímicas microbiales (MXCs)	Remoción de COD	Generación de bioelectricidad

Nota: Basado en Gunda et al., 2020; Tchobanoglous et al., 2014; Kaviyarasan, K., 2014 y Rittmann et al., 2005

2.4.1.1. Reactor Anaeróbico de Flujo Ascendente

El Reactor Anaeróbico de Flujo Ascendente (RAFA) se ha convertido en el método anaeróbico más utilizado de tratamiento de efluentes de concentración media a alta debido a la economía en su proceso y a la baja generación de lodos excedentes. Las diversas investigaciones con respecto a RAFA detallan que el reactor puede reducir hasta el 80% de materia orgánica, pero, a su vez, el sistema no puede remover macronutrientes como el nitrógeno y fósforo (Aiyuk et al., 2010). El reactor anaeróbico es alimentado por una manta de lodo compuesta de gránulos microbianos, los cuales descomponen la materia orgánica por digestión anaeróbica y generan biogás. Por otro lado, el flujo combinado ascendente permite la separación en gas, líquido y sólidos, y el tratamiento de las aguas residuales a un alto nivel (Kaviyarasan, 2014).

Las ventajas del uso del reactor RAFA son la obtención de biogás, la reducción de CH_4 y emisiones de CO_2 , la obtención de efluentes ricos en nutrientes que pueden ser utilizados para riego, la baja producción de lodos, la alta eficiencia de tratamiento para aguas residuales de alto contenido orgánico y el no requerimiento de aireación. Por otro lado, las desventajas del uso del reactor RAFA incluyen la necesidad de un staff conocedor de la construcción, operación y mantenimiento del sistema, un tratamiento para eliminar patógenos del efluente y una fuente constante de electricidad y flujo de agua (Kaviyarasan, 2014).

2.4.1.2. Biorreactor de membrana

El biorreactor de membrana, MBR por sus siglas en inglés, es un proceso de tratamiento que consiste en un sistema de lodos activados y una separación sólido líquida por membrana, sin necesidad de un segundo clarificador. Las membranas se disponen en módulos, o cassettes, y realizan una microfiltración o ultrafiltración (Tchobanoglous et al., 2014). Las membranas retienen los sólidos en suspensión y los microorganismos responsables de la biodegradación;

por ello, el sistema controla eficientemente el tiempo de permanencia de los microorganismos en el reactor.

Según Li et al. (2008), las principales ventajas del sistema MBR con respecto a los tratamientos convencionales consisten en su fiabilidad, compacidad y calidad del efluente; asimismo, el efluente puede ser tratado y reutilizado para uso industrial o potabilización urbana. La retención de los microorganismos y la biomasa en el reactor permite operar el sistema MBR a altas concentraciones de mezcla de sólidos suspendidos; por lo cual, se reduce el volumen requerido del reactor mientras se alarga el tiempo de retención de los sólidos (Rittmann et al., 2005). Además, el área requerida puede disminuirse a menos del 50% en comparación con el sistema convencional de lodos activados con clarificador secundario (Tchobanoglous et al., 2014).

Por otro lado, entre las principales desventajas del reactor de membrana se encuentran los altos costos de inversión y operación, el mantenimiento continuo, requerido de la membrana y su necesidad de reemplazo en el futuro. Otra desventaja de las membranas es su obstrucción o bioensuciamiento, el cual puede ser causado por mecanismos físicos, químicos y biológicos. Los causantes físicos pueden ser controlados por un cribado fino, limpieza por aireación y contralavado. Por otro lado, los causantes químicos y biológicos son controlados por la limpieza con ácido cítrico y cloro, así como el control del tiempo de retención de los sólidos (Tchobanoglous et al., 2014).

2.4.1.3. Biorreactor anaeróbico de membrana

El biorreactor anaeróbico de membrana (AnMBR) es un reactor mixto que emplea una biomasa anaeróbica en suspensión y una membrana para la retención de sólidos en la membrana con recirculación de sólidos al reactor (Tchobanoglous et al., 2014). El empleo de la membrana permite elevar la concentración de sólidos y más del 90% de la materia orgánica disuelta en las aguas residuales. Esto prolonga el tiempo de retención de los sólidos e incrementa la

producción de metano un 25 a 100%, el cual puede ser extraído utilizando poca energía (Li et al, 2015). Posteriormente, el efluente es filtrado por la membrana a través de una bomba y dispuesto para reuso o vertimiento a altas calidades del agua.

Según Harb et al (2017), la tecnología AnMBR tiene potencial de sostenibilidad debido a su bajo costo energético y potencial de producción de energía en forma de biogás. Efectivamente, el proceso anaeróbico no requiere de aireación constante como el proceso de lodos activados, reduciendo los costos energéticos y económicos. Asimismo, el empleo de la membrana reduce el área necesaria del reactor, minimizando la huella de carbono de construcción, y optimiza la generación de metano. Por otro lado, la alta calidad del efluente, producto de la separación de sólidos por membrana, genera oportunidades para su reutilización en diversas aplicaciones.

El sistema de tratamiento AnMBR ha sido aplicado a diferentes componentes de aguas residuales, incluyendo efluentes industriales y municipales. Desde el punto de vista sostenible, se ha planteado que las plantas de tratamiento alcancen un equilibrio energético e incluso sean productoras de energía con la implementación de la tecnología AnMBR (Chang, 2014; Li et al, 2015). Según Ji et al. (2020), el sistema anaeróbico convencional se ha aplicado en el tratamiento de aguas residuales industriales, donde su mayor limitación era el largo tiempo de retención de sólidos requerido para desarrollar las bacterias anaeróbicas; consecuentemente, la retención de sólidos y microorganismos anaeróbicos provista por la tecnología AnMBR ha potenciado el interés por su uso en el tratamiento de efluentes industriales.

A pesar de las ventajas descritas con respecto a sistemas tradicionales, la tecnología posee desventajas que han limitado la expansión de su uso hasta la fecha, siendo el principal problema la obstrucción de los poros de la membrana (Li et al, 2015). Similarmente a los reactores aerobios de membrana (MBR), la obstrucción se genera por la formación de una capa de material orgánico en la superficie de la membrana. Sin embargo, la capa de material formado

en el reactor anaeróbico de membrana es más difícil de remover que el formado en el reactor aerobio; por consiguiente, los requerimientos de limpieza son más costosos en el sistema AnMBR (Dvorák et al., 2016).

2.4.1.4. Células electroquímicas microbiales (MXCs)

En la actualidad, existe otro sistema prometedor que aprovecha la capacidad de algunas bacterias de transferir electrones a través de sus membranas cuando estas metabolizan la materia orgánica del agua residual (Li et al., 2015). Estos electrones son transferidos a un receptor externo, ánodo, a través bacterias presentes en el agua residual y llegan al cátodo por medio de un circuito eléctrico externo, produciendo así corriente eléctrica (Uma et al., 2017). Asimismo, se producen químicos ricos en energía como el gas de hidrógeno en las células electroquímicas microbiales (Li et al, 2015).

A pesar de las oportunidades en la generación de electricidad directa y obtención del gas hidrógeno, las reacciones involucradas son lentas y el trabajo a grandes escalas es pobre. Por otro lado, los sistemas MXCs llegan a costar 800 veces un sistema anaeróbico basado en las tecnologías disponibles. Así también, los microorganismos y biomoléculas acrecientan las incrustaciones de la membrana; por lo cual, una propuesta es integrar los MXCs con un AnMBR para acelerar la conversión de materia orgánica mientras se facilita la producción de metano y electricidad o gas de hidrógeno (Li et al, 2015). Se necesitan grandes avances para que los MXCs sean competitivos con la generación de electricidad mediante el tratamiento anaeróbico de aguas residuales (McCarty et al., 2011).

Capítulo 3. Metodología

En base a la revisión de la literatura en el tratamiento de aguas residuales sostenibles, se analiza el caso de estudio del proyecto PCTS-PUNKU. En la Figura 3 se presenta la metodología en un cuadro gráfico que ayuda a establecer un flujo de procesos y toma de decisiones en el presente trabajo.

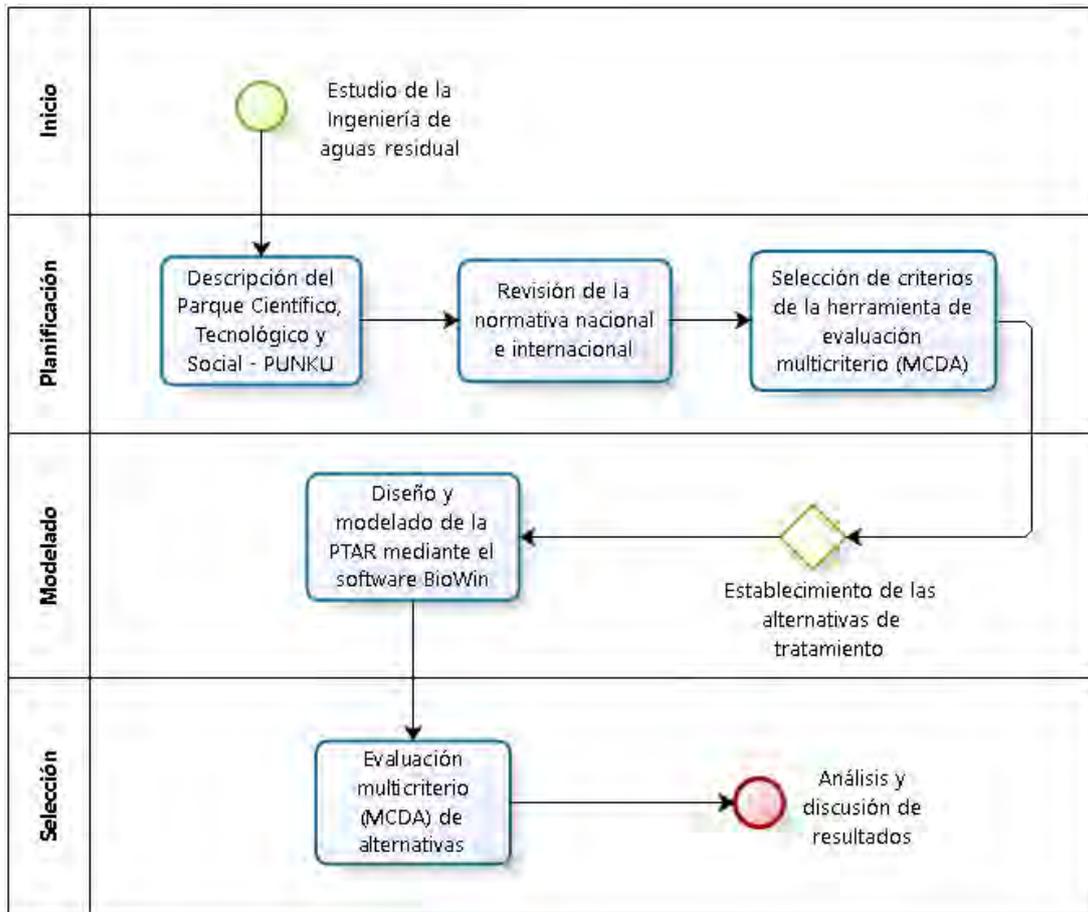


Figura 3. Metodología del proyecto de investigación
Elaboración propia

3.1. Descripción del Parque Científico, Tecnológico y Social - PUNKU

Esta descripción incluye las condiciones de terreno del parque tecnológico, el uso de edificios y áreas verdes, el caudal de consumo promedio y las características asumidas de las aguas residuales. Se revisa el uso de las edificaciones proyectadas en el PCTS-PUNKU para cuantificar la demanda de agua, y el uso de áreas verdes del proyecto. La estimación de las

características de las aguas residuales consistió en establecer sus niveles de contaminantes en base al uso de las edificaciones y valores típicos reportados en la literatura.

3.2. Revisión de la normativa nacional y estándares internacionales

Se realiza una revisión de la normativa nacional e internacional para el tratamiento y la reutilización de las aguas residuales, con énfasis en los usos propuestos para el PCTS-PUNKU. El diseño de la PTAR se realiza de acuerdo a la normativa vigente, incluyendo los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) estipulados en el Decreto Supremo N°004-2017-MINAM y aplicables al PCTS-PUNKU.

3.3. Establecimiento de las alternativas de tratamiento

Se realizó una selección previa de alternativas a comparar en base a las tecnologías empleadas a nivel nacional y mundial, así como tecnologías que permitan la reutilización de recursos. Estas alternativas de tratamiento preseleccionadas fueron analizadas según las necesidades del PCTS-PUNKU. La elección se llevará a cabo en base criterios ambientales, energéticos, económicos y funcionales de cada tecnología que permita la reutilización de las aguas proyectadas en el PCTS-PUNKU.

3.4. Diseño y modelado de la PTAR mediante el software BioWin

El simulador BioWin es capaz de modelar los procesos de remoción de material carbonáceo (COD, BOD), digestión anaeróbica, producción de metano, entre otros, de la manera más completa, flexible y precisa en el mercado (Liwarska-Bizukoje et al., 2013; Baquero et al., 2014). Además, ha sido empleado para modelar y validar plantas de tratamiento de aguas residuales municipal a escala completa con tecnología de lodos activados y tratamiento de nutrientes (Liwarska-Bizukoje et al., 2013). En un estudio dinámico, BioWin es capaz de predecir los resultados con un error relativo promedio de entre 7 y 15%, el cual es considerado bueno debido a la variabilidad de la carga del afluente y un tratamiento de descomposición anaeróbica y producción de biogás (McCabe et al., 2013). Debido a la

efectividad del software BioWin en los distintos procesos de tratamiento de aguas residuales, este se empleó para modelar las alternativas propuestas en el presente estudio. La simulación permite verificar el grado de depuración según los principales parámetros obtenidos en el diseño preliminar.

3.5. Evaluación multicriterio (MCDA) de alternativas

El análisis multicriterio de toma de decisiones (MCDA) es la herramienta más utilizada y adecuada para el análisis de desempeño de las evaluaciones de sostenibilidad (Gherghel et al., 2020). Esta herramienta de evaluación contribuye al análisis de alternativas en base a las principales prioridades y diferentes perspectivas de cada interesado del proyecto. Esto conlleva a que los tomadores de decisiones se sientan seguros de las decisiones tomadas y comprendan el problema que realmente afrontan en base a criterios relevantes (Belton y Stewart, 2001). Esta herramienta es muy utilizada pues brinda la posibilidad de integrar, en el proceso de elección, a los principales interesados, analistas y científicos involucrados en el proyecto (Cinelli et al., 2014). En primer lugar, se establecen parámetros o criterios relevantes, con los cuales se medirá el desempeño de cada alternativa. Posteriormente, se establece un modelo de análisis, entre los cuales las más difundidas se encuentran los modelos MAUT, AHP y ELECTREE.

El modelo *Multi Attribute Utility Theory*, o MAUT por sus siglas en inglés, se basa en los trabajos realizados por Keeney y Raiffa en 1976 y consiste en atribuir pesos a cada criterio basados en la identificación de funciones de utilidad y ponderaciones que con llevan a un solo criterio de síntesis. Además, permite evaluar no solo una función sino varios multi-atributos tales como objetivos, factores intangibles, riesgo, datos cualitativos, entre otros (De Montis et al., 2005). El modelo *Analytic Hierarchy Process*, o AHP por sus siglas en inglés, fue desarrollado por Thomas Saaty a mediados de la década 70 y desarrolla el problema mediante una estructura jerárquica, comparación de pares de criterios y síntesis de acuerdo a los pesos

asignados por cada interesado (Arancibia et al., 2018). El modelo *Elimination and choice expressing the reality*, o ELECTRE por sus siglas en inglés, fue desarrollado por Bernard Roy con cuatro relaciones binarias elementales: indiferencia, preferencia, preferencia débil e incomparabilidad. El método propone definir pesos para cada criterio comparados entre pares de alternativas; sin embargo, una debilidad del modelo es que depende de la subjetividad de los tomadores de decisiones entre las valoraciones de diversos criterios (Peypoch y Botti, 2013).

Para el proyecto PCTS-PUNKU, se realiza la comparación entre las alternativas propuestas para el tratamiento de aguas residuales. Para ello, se evalúan los modelos existentes para el análisis MCDA según el contexto del PCTS-PUNKU. Los criterios de evaluación contemplan aspectos ambientales, energéticos, económicos y funcionales.

3.6. Análisis y discusión de resultados

Luego de realizar el análisis multicriterio entre las alternativas, se discuten los resultados del presente trabajo en torno al objetivo principal. Esto incluye el análisis de la reutilización de agua, el consumo de energía, el grado de depuración, los costos implicados y la funcionalidad de las alternativas evaluadas con la finalidad de cumplir las necesidades del PCTS-PUNKU. Finalmente, se discutió el potencial de recuperación de recursos en el tratamiento de aguas residuales y la necesidad de fomentar el uso de tecnologías sostenibles en esta área de la gestión del agua en Lima.

A continuación, se profundizarán en los capítulos posteriores, los procesos metodológicos seguidos en esta investigación.

Capítulo 4. Descripción del Parque Científico, Tecnológico y Social - PUNKU

En base a los estudios existentes del proyecto PCTS-PUNKU (IDOM, 2015) se presentan las condiciones del terreno donde está ubicado el PCTS-PUNKU, la descripción y el cálculo de la demanda de agua y, finalmente, las características asumidas de las aguas residuales. Estos datos iniciales serán entradas para el posterior diseño y modelado de las diversas alternativas de tratamiento de aguas residuales.

4.1. Condiciones de terreno

4.1.1. Ubicación

La planta de tratamiento de aguas residuales se ubicará dentro del PCTS-PUNKU, en el distrito de Santa María del Mar, provincia y departamento de Lima Metropolitana, aproximadamente a 50 kilómetros al sur del centro la capital limeña. El distrito de Santa María del Mar posee una extensión de 910 hectáreas y limita por el norte, sur, este y oeste con los distritos de San Bartolo, Pucusana, Chilca, y con el Océano Pacífico, respectivamente (URVIA, 2020). En la Figura 4 se muestra la ubicación del PCTS-PUNKU.

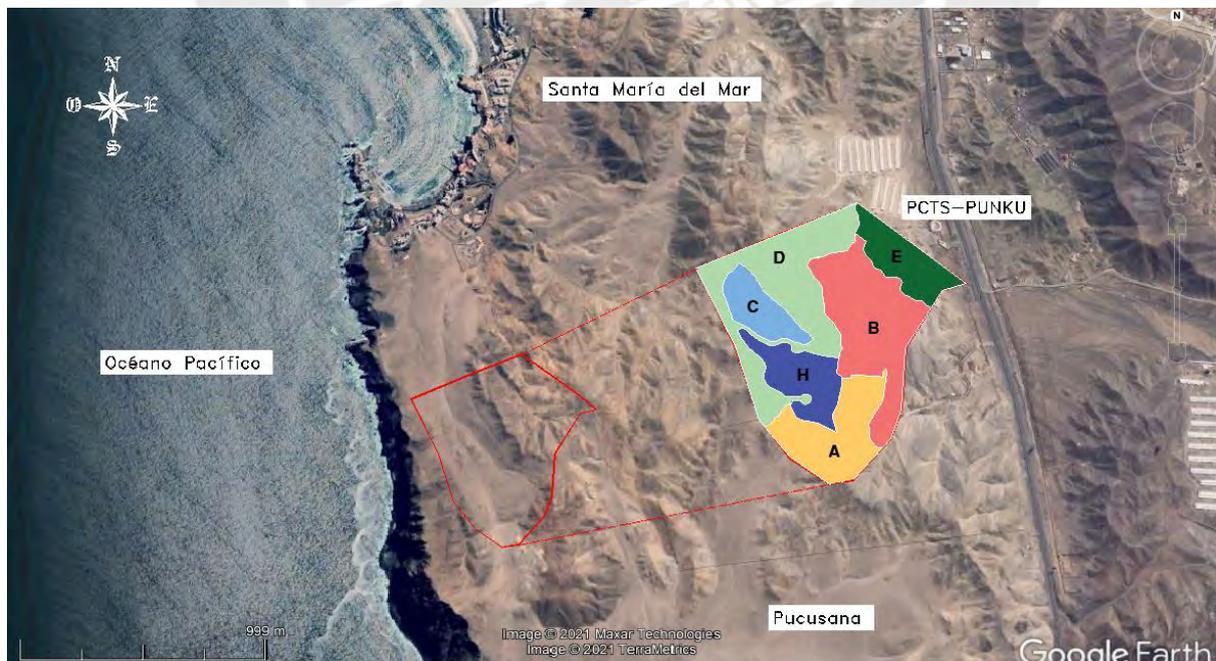


Figura 4. Mapa satelital del PCTS-PUNKU

Nota. Fuente de imagen: Google Earth

El terreno ocupado por el PCTS-PUNKU posee un área total de 45.23 hectáreas, un área edificable de 8 hectáreas, y un perímetro de 2.73 kilómetros (Pontificia Universidad Católica del Perú [PUCP], s.f.).

4.1.2. Topografía

En el Anexo A se muestra la topografía del PCTS-PUNKU. El terreno es mayormente accidentado con pendientes desde 40% a más de 100% y escasas áreas con pendientes menores a 30%. Considerando la distribución de los sectores y la topografía del terreno, se considera que la PTAR se ubique a una elevación de 140 msnm, en la zona media a alta del terreno, como se muestra en el Anexo B.

4.1.3. Condiciones climáticas

De acuerdo con el mapa climático nacional desarrollado por el Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (Senamhi), el clima en la costa peruana es semi cálido, correspondiente a un terreno desértico-árido-sub tropical y presenta una temperatura media anual de 18° a 19° C. Asimismo, el litoral costero se caracteriza por la presencia de un cielo nuboso y la escasa precipitación, exceptuando los años en que se desarrolla el fenómeno El Niño (Senamhi, s.f.). Se ha realizado una revisión de los datos hidrometeorológicos provistos por Senamhi de la zona de interés. La estación hidrometeorológica más cercana al distrito de Santa María del Mar y en condiciones geográficas similares corresponde a la estación Cañete, ubicada en el distrito de Imperial, provincia Cañete, departamento de Lima, aproximadamente a 84 km de distancia del PCTS-PUNKU. La temperatura en el PCTS-PUNKU fue estimada en base a los datos de la estación Cañete. En la Figura 5 se presentan los valores de temperatura mínima, promedio y máxima registrados en la estación Cañete entre los años 2017 y 2018.

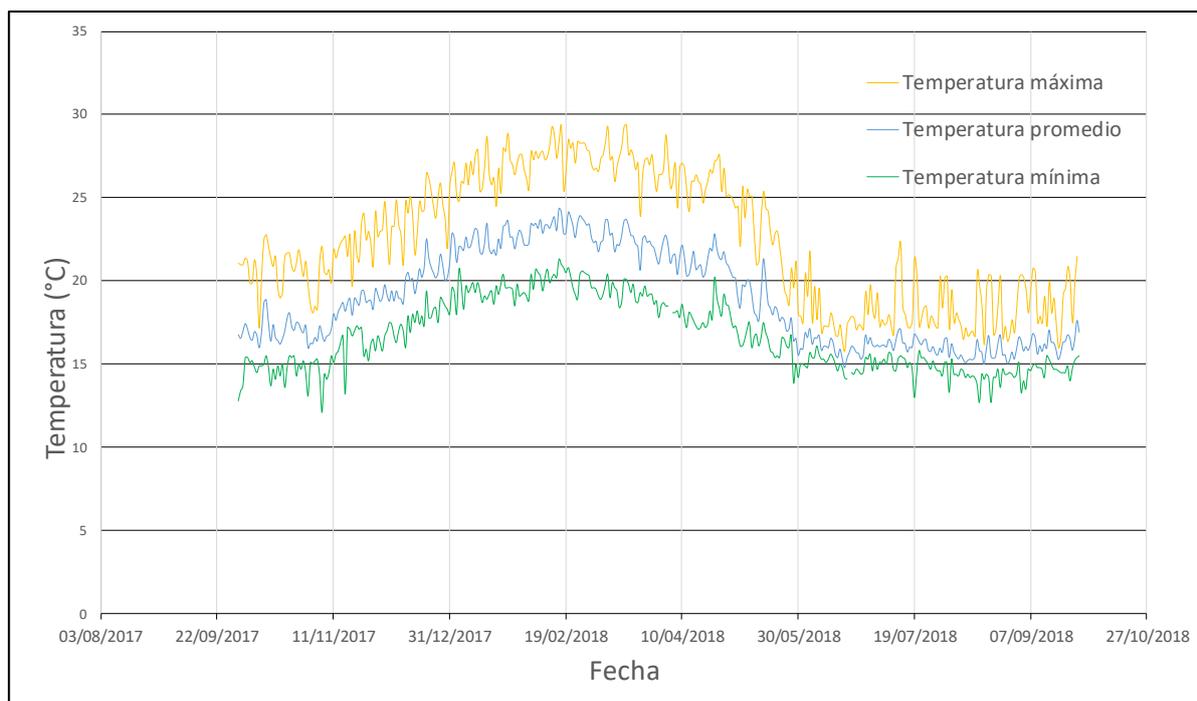


Figura 5. Registro de temperatura en la estación hidrometeorológica Cañete
Adaptado de Senamhi (s.f.)

En la Figura 5 se aprecia un incremento de la temperatura entre noviembre y febrero; un decremento entre marzo y mayo; y una temperatura aproximadamente constante entre junio y octubre. La temperatura promedio varía entre 15 y 24 °C a lo largo del año; la temperatura máxima registrada en el último año fue 29 °C; y la temperatura mínima fue 12 °C. Con fines de diseño, se puede establecer una temperatura promedio anual de 20°C.

Por otro lado, la precipitación registrada en la estación Cañete en el periodo 2017 – 2018 presenta un valor diario promedio de 0.03 mm. La precipitación diaria máxima registrada fue 0.7 mm.

4.2. Uso de edificaciones, áreas verdes y demanda de agua

De acuerdo al plan urbanístico del PCTS-PUNKU, existen seis sectores de especialización que están destinados a las siguientes infraestructuras:

- Sector A: Infraestructura I+D y áreas institucionales
- Sector B: Infraestructura de servicios generales, empresariales e I+D

- Sector C y H: Lotes de alquiler a empresas relacionadas con la Innovación científica y tecnológica
- Sector D y E: Zonas de convivencia entre terreno natural e infraestructura, reservados para posibles expansiones de los sectores del parque y a futuros proyectos relacionados con energías renovables.

Los sectores agrupan infraestructuras de acuerdo a su uso, el cual determina una dotación requerida según la Norma IS-010 de Instalaciones Sanitarias. Se construirá edificaciones para oficinas, restaurantes y hoteles; además, se utilizará el agua tratada dentro de las edificaciones y el resto se destinará para los parques de estacionamiento de vehículos y áreas verdes. A continuación, se muestra la dotación de agua para las infraestructuras en el PCTS-PUNKU.

- Dotación de agua para oficinas: 6 litros/día por m²
- Dotación para parques de estacionamiento de vehículos: 2 litros/día por m²
- Dotación de agua para áreas verdes: 2 litros/día por m²

En la Tabla 3 se muestra un cuadro resumen sobre áreas asociadas a construcción y demanda de agua para los sectores A y B. La dotación de agua para restaurantes se calcula en función al área de los comedores. El sector B contará con dos restaurantes, los cuales estiman una dotación total de agua de 24.5 m³ por día. Adicionalmente, el cálculo de la dotación de agua en el hotel del sector B se estima en función a la cantidad de dormitorios. El PCTS-PUNKU contará con un hotel de 50 dormitorios, por lo que se obtiene un valor de 25 m³ por día.

Por otro parte, en la Tabla 4 se muestra un cuadro resumen sobre áreas asociadas de cada lote y demanda de agua para los sectores C y H.

Tabla 3. Cuadro resumen de áreas y dotaciones del sector A y B

Edificaciones	Área asociada (m ²)	Dotación (L/m ² d)	Dotación (m ³ /día)
Sector A			114.8
Estacionamiento	9027	2	18.1
Edificio Empresarial (E1)	5373	6	32.2
Edificio Empresarial (E2)	5373	6	32.2
Edificio Empresarial (E3)	5373	6	32.2
Sector B			98.3
Estacionamiento	6601	2	13.2
Edificio Central	4117	6	24.7
Espacios de Alquiler	1812	6	10.9
Hotel	50	500	25
Restaurante	420	40	16.8
Restaurante VIP	192	40	7.7

Nota: Fuente: IDOM, 2015

Tabla 4. Cuadro resumen de áreas y dotaciones de los sectores C y H

Lotes	Área asociada (m ²)	Dotación (L/m ² d)	Dotación (m ³ /día)
Sector C			133
Estacionamiento	9484	2	19
Lote en Alquiler 1	3794	6	23
Lote en Alquiler 2	3794	6	23
Lote en Alquiler 3	3794	6	23
Lote en Alquiler 4	3794	6	23
Lote en Alquiler 5	3794	6	23
Sector H			184
Estacionamiento	13 158	2	26
Lote en Venta 1	5263	6	32
Lote en Venta 2	5263	6	32
Lote en Venta 3	5263	6	32
Lote en Venta 4	5263	6	32
Lote en Venta 5	5263	6	32
Total			317

Nota: Fuente: IDOM, 2015

El PCTS-PUNKU estima una demanda total de agua estimada de 530 m³ por día. En la Figura 6 se muestra la distribución de demandas según el sector.

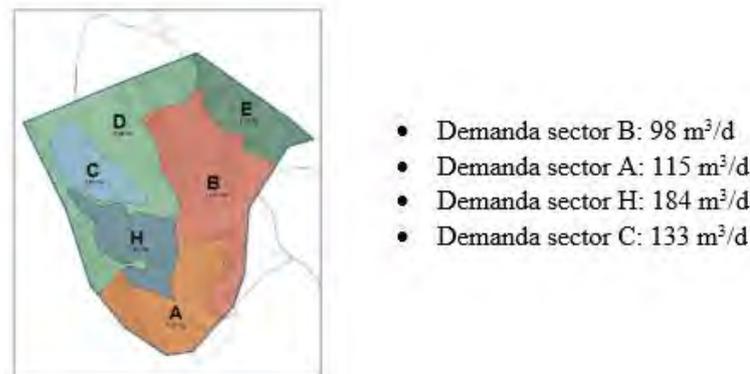


Figura 6. Resumen de demandas según el sector

El Informe de Manejo y Abastecimiento de agua del PCTS-PUNKU establece algunas consideraciones con respecto a la demanda y al uso del agua reutilizada (IDOM, 2015). En el mismo estudio, se estima que aproximadamente el 80% de la demanda se convierte en agua residual; es decir, se conducen 424 m³ por día a la PTAR. El agua tratada tendrá como destino satisfacer los diversos usos dentro de edificios (230 m³/d) y el resto se destinará a riego de áreas verdes (194 m³/d).

4.3. Caudal de diseño y características asumidas de las aguas residuales

La caracterización de las aguas residuales domésticas consiste en determinar el caudal de diseño y establecer los niveles de contaminantes presentes en las aguas servidas del PCTS-PUNKU. El caudal de agua que se conducirá a posteriores tratamientos será de 424 m³/d. Por otro lado, se debe establecer criterios para la determinación de caudales máximos y mínimos, los cuales control la operación y el mantenimiento de las plantas de tratamiento de aguas residuales. El caudal máximo es empleado para el dimensionamiento de tanques que contemplen tiempos de retención, como tanques de homogeneización, cloración, sedimentadores y clarificadores. El caudal mínimo es relevante para el diseño de tuberías de

conducción en los que se pueda producir sedimentación a bajos caudales, así como el dimensionamiento de caudalímetro y diseño de sistema de bombeo.

En el Anexo C se muestran la variación típica de los caudales registrados a nivel diario y mensual. En el Anexo C, Figura C.1, se observa que el ratio de amplificación durante horas pico varía entre 1.6 a 4; por otro lado, el factor de reducción durante las horas de menos demanda varía entre 0.1 a 0.75. Asimismo, en el Anexo C, Figura C.2, se puede apreciar que el caudal mínimo es la sexta parte del caudal promedio y el caudal máximo es 1.8 veces el caudal promedio. El caudal de diseño considerado en el PCTS-PUNKU es igual a $424 \text{ m}^3/\text{s}$. Con fines de diseño preliminar se empleará un factor de amplificación del caudal promedio de 2.5, obteniéndose un caudal máximo de 1060 m^3 por día. De igual manera, se empleará un factor de reducción del caudal promedio de 0.2, obteniéndose un caudal mínimo de 84.8 m^3 por día.

Como se explicó anteriormente en el Capítulo 2. , la composición de las aguas residuales hace referencia a los constituyentes físicos, químicos y biológicos presentes en estas. Cabe mencionar que, de acuerdo a las concentraciones de los constituyentes, el agua residual doméstica se puede clasificar como concentrada, mediana y débil (Tchobanoglous et al., 2014). Considerando el tipo de actividades que se realizarán en los diferentes establecimientos del PCTS-PUNKU (edificios de oficina, restaurantes y hoteles principalmente), se estimó que el grado de contaminación de las aguas residuales corresponde a un nivel mediano. Los valores típicos para este caso se presentan en la Tabla 5, los cuales se emplearon para el diseño preliminar y modelado de las PTAR en los siguientes capítulos.

Tabla 5. Composición típica de las aguas residuales domésticas

Constituyente	Unidad	Valor
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	mg/L	200
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	508
Nitrógeno total	mg/L	35
Nitrógeno orgánico	mg/L	14
Amonia libre	mg/L	20
Nitrito	mg/L	0
Nitrato	mg/L	0
Sulfatos	mg/L	36
Fósforo total	mg/L	5.6
Sólidos totales	mg/L	806
Sólidos disueltos totales	mg/L	560
Particulados	mg/L	336
Volátiles	mg/L	225
Sólidos suspendidos totales	mg/L	195
Particulados	mg/L	43
Volátiles	mg/L	152
Aceites y grasas	mg/L	76
Coliformes totales	NMP/100 ml	10 ⁷ -10 ⁹
Coliformes fecales	NMP/100 ml	10 ⁴ -10 ⁶

Nota. Fuente: Adaptado de Tchobanoglous et al., 2014

Capítulo 5. Normativa para la reutilización de aguas residuales

Las normas regulan las características físicas, químicas y biológicas de los efluentes de las aguas residuales después de su tratamiento para una eficiente gestión ambiental y protección de las actividades biológicas del medio. En este capítulo se presentará la normatividad nacional, así como lineamientos internacionales relacionados con la reutilización de aguas residuales.

5.1. Normativa nacional

En el Perú, existen diversas autoridades y entidades encargadas de la supervisión, control y fiscalización del vertimiento y la reutilización de las aguas residuales. Entre las principales se encuentra el Consejo Nacional del Ambiente (CONAM), el Ministerio de Ambiente (MINAM), el Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA) y la Autoridad Nacional del Agua (ANA). Entre las principales exigencias de la normativa de vertimiento y reuso de aguas residuales en el Perú se encuentran los Límites Máximos Permisibles (LMP) y Estándares de Calidad del Agua (ECA), los cuales son planificados, implementados, supervisados y fiscalizados por las autoridades competentes presentadas. En la Figura 7 se muestran las principales exigencias relacionadas con la calidad de agua en el Perú.



Figura 7. Exigencias de la calidad ambiental de las aguas residuales en el Perú

Fuente: Elaboración propia

5.1.1. Límites Máximos Permisibles

Los Límites Máximos Permisibles (LMP) son la medida de concentración, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos que caracterizan a una emisión, que al ser excedida causa o puede causar daño a la salud, el bienestar humano y al ambiente, y serán exigidos a los efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales (Decreto Supremo N°003-2010-MINAM).

Si bien los LMP regulan la calidad del efluente de la PTAR para vertimientos en un cuerpo de agua; en la actualidad, a falta de LMP específicos correspondientes a la actividad de reúso, se emplea valores recomendados en las guías internacionales tales como el Organismo Mundial de la Salud (Loose, 2016).

5.1.2. Estándares de Calidad Ambiental

El Estándar de Calidad Ambiental (ECA) es la medida que estipula la concentración de sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos presentes en los diversos ambientes como agua, suelo, aire y, en su condición de cuerpo receptor, que no represente riesgo significativo para la salud humana ni al ambiente. Los ECA para agua fueron aprobados mediante el Decreto Supremo N°002-2008-MINAM, Decreto Supremo N°023-2009-MINAM y Decreto Supremo N°015-2015-MINAM, y compilados por medio del Decreto Supremo N°004-2017-MINAM, quedando sujetos los establecidos en este último. La aplicación de los ECA para agua se encuentra dividida en cuatro categorías según la naturaleza del cuerpo de agua y el uso del agua residual:

- Categoría 1: Poblacional y recreacional
- Categoría 2: Extracción, cultivo y otras actividades marino costeras y continentales
- Categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales
- Categoría 4: Conservación del ambiente acuático

Dentro del PCTS-PUNKU, el agua tratada será reutilizada para el riego de áreas verdes,

actividad regulada dentro de la categoría 3, subcategoría D1: riego de vegetales, agua para riego no restringido. El riego no restringido es aplicable a parques públicos, campos deportivos y áreas verdes (Decreto Supremo N°004-2017-MINAM).

En el PCTS-PUNKU también se reutilizará el agua tratada dentro de las edificaciones para usos, tales como la descarga de inodoros; sin embargo, esta actividad no se menciona dentro de las categorías del ECA. Asimismo, es necesario mencionar que la reutilización del agua residual es aprobada por la Autoridad Nacional del Agua (ANA). Por otro lado, existen guías internacionales que presentan parámetros recomendados del agua tratada para actividades como la descarga de inodoros, las cuales son presentadas a continuación.

5.2. Normativa y lineamientos internacionales

5.2.1. Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos

La Agencia de Protección del Medio Ambiente, por sus siglas en inglés EPA, es una agencia reguladora de los Estados Unidos encargada de brindar protección a la salud humana y medio ambiente. En la actualidad, el “*EPA-Guía de reuso de agua*” ha tenido bastante presencia en más de 30 estados americanos y países que han adoptado los principios de reuso de agua (EPA, 2012). Los fines de reutilización del agua residual dentro del PCTS-PUNKU pertenecen a la categoría “Reuso urbano – no restringido”, la cual se define como agua no potable destinada para entornos municipales de acceso público, campos recreacionales, riego de jardines; asimismo, abarca la protección contra incendios y descarga de inodoros (EPA, 2012). Adicionalmente, la EPA (2012) recomienda tratamiento secundario, filtración y desinfección para lograr mejor calidad de agua tratada residual. También se estipula que el agua recuperada debe ser de carácter inodoro e incoloro. La desinfección con cloro no solo prevendrá el recrecimiento de bacterias sino también asegurará que los organismos patógenos estén inactivos y no destruyan el ambiente.

5.2.2. Comisión de la Unión Europea

La Comisión Europea es el máximo órgano político de la Unión Europea (EU), capaz de promulgar nuevas leyes, gestionar las políticas europeas y asignar los fondos de la EU, legislar y representar la EU a nivel internacional (Unión Europea, s.f.). En el 2018, la Comisión presentó una propuesta legislativa sobre el uso de aguas residuales urbanas tratadas para el riego agrícola. El reglamento establece requisitos mínimos para el agua regenerada, frecuencias mínimas de monitoreo, obligaciones de operaciones y plan de gestión de riesgos (WaterWorld, 2020).

El reglamento dispone cuatro clases de calidad agua recuperada; estas dependen del cultivo y del método de irrigación. El PCTS-PUNKU pertenece a la clase B, agrupada dentro del tipo de cultivos alimentarios crudos y no alimentarios; y a su vez, destinada para todos los métodos de riego. Cabe mencionar que la Comisión Europea establece también tecnologías indicativas para lograr la calidad mínima requerida; es así como para la clase B, indica tratamiento secundario y desinfección (European Commission [COM], 2018). Finalmente, la EU resalta el Reglamento como un programa evolutivo para la reutilización del agua; es decir, a largo plazo se espera considerar otros ámbitos de reuso como reutilización doméstica e industrial (Diario Oficial de la Unión Europea, 2018).

5.2.3. Estrategia Nacional de Gestión de la Calidad del Agua de Australia

La Estrategia Nacional de Gestión de la Calidad del Agua, NWQMS por sus siglas en inglés, es parte de la Iniciativa del Gobierno Australiano con el propósito de establecer políticas, procesos y directrices nacionales sobre la calidad del agua (Radcliffe y Page; 2020). La fase 1 de la estrategia está titulada como “Directrices Australiana para el reciclaje del agua: gestión, riesgo de la salud y el medio ambiente” escrita en el año 2006 bajo el Consejo Ministerial de Gestión de Recursos Naturales, Consejo de Protección y Patrimonio del Medio

Ambiente y la Conferencia de Ministros de Salud de Australia (National Water Quality Management Strategy [NWQMS], 2006).

Las categorías de tratamiento son diversas; entre las cuales se encuentran reticulación dual, uso municipal, irrigación de paisajes y cultivos alimentarios comerciales. Debido que el principal objetivo del reuso del agua tratada en el PCTS-PUNKU es la irrigación de áreas verdes; se ha elegido la categoría, a comparar, irrigación de paisajes. Cabe indicar que algunas medidas preventivas de sitio son el uso micro pulverizadores, irrigación por goteo u no acceso al público; teniendo que cumplir así con las reducciones logarítmicas de exposición a patógenos de 2, 4 y 3 respectivamente. Adicionalmente, el proceso de tratamiento indicado para esta categoría comprende el tratamiento secundario o tratamiento primario con detención en lagunas (NWQMS, 2006).

Por otro lado; en caso se requiera reusar el agua tratada para reticulación dual, referida al suministro o acceso al sistema de tubería tanto al agua potable como reciclada, se deberán cumplir reducciones logarítmicas de *Cryptosporidium* (5), Rotavirus (6.5) y *Campylobacter* (5). Cabe añadir que dentro de esta categoría se encuentran los usos de descarga de inodoros, máquinas de lavado y riego de jardines. De la misma forma, el proceso de tratamiento indicado comprende la aplicación de tratamientos avanzados tales como coagulación, filtración de membrana, rayos UV o desinfección (NWQMS, 2006).

5.3. Cuadro comparativo de normativas

A continuación, se muestra la Tabla 6, la cual contiene los criterios mínimos requeridos para el reuso de agua tratada para riego de parques del Perú, Estados Unidos, Unión Europea y Australia:

Tabla 6. Cuadro comparativo del reuso de agua residual tratada para riego de parques

Parámetro	Unidad	Perú	US	Europa	Australia
		ECA – Categoría 3 Subcategoría D1	EPA – Uso urbano no restringido	COM – Calidad B Todo tipo de irrigación	NWQMS – Irrigación de paisaje
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	mg/L	15	≤10	25	<20
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 ml	1000	No detectable	-	-
Escherichia coli	NMP/100 ml	1000	No detectable	≤100	≤1000
Huevos de helmintos	Huevo/L	1	-	≤1	-
Cloro	mg/L	-	≥1	-	-
Turbiedad	NTU	-	≤2	-	-
Ph	Unidad de pH	6.5 – 8.5	6 - 9	-	-
TSS	mg/L	-	-	35	<30

Nota. Basado en EPA, 2012; COM, 2018, NWQMS, 2006 y Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM

Capítulo 6. Establecimiento de las alternativas de tratamiento

En el presente capítulo se analizaron diferentes alternativas de tratamiento de aguas residuales que satisfagan las necesidades de calidad y reutilización de las mismas dentro del PCTS-PUNKU. La comparación se realizó a un nivel conceptual y tiene como objetivo sintetizar las alternativas más adecuadas, las cuales se diseñaron y modelaron preliminarmente.

6.1. Análisis y comparación entre tecnologías

Las diferentes alternativas deberán implementar un mismo sistema de tratamiento primario, compuesto por un tanque de sedimentación y un tanque de homogenización con la finalidad de mejorar el desempeño de los procesos posteriores. Dado que el tratamiento primario es igual para todas las tecnologías, la comparación se realizó en base al proceso de tratamiento secundario o biológico, incluida la clarificación secundaria de ser requerida.

La tecnología de tratamiento secundario más empleada entre las PTAR en el ámbito de operación de las Empresas Prestadoras de Servicios es la laguna facultativa, representando el 61% del total de tecnologías empleadas; entre otras tecnologías empleadas se encuentra las lagunas aireadas, lodos activados, filtros percoladores, reactores anaerobios de flujo ascendente (RAFA) y sistemas por lagunas (Loose, 2015). Otras tecnologías típicamente utilizadas en el tratamiento de aguas residuales incluyen a los reactores biológicos rotativos de contacto (RBC), reactores biológicos de lecho móvil, digestión anaerobia y procesos híbridos entre distintas tecnologías (Tchobanoglous et al., 2003).

En base a las tecnologías típicamente utilizadas a nivel nacional, se seleccionaron las tecnologías a analizar presentadas en la Tabla 7. Asimismo, se consideraron alternativas con potencial de recuperación de recursos, tales como el MBR y AnMBR. La descripción de cada proceso es presentada en el marco teórico del presente trabajo.

Tabla 7. Tecnologías de tratamiento secundario analizadas

N°	Tecnología	Tipo
1	Lagunas aireadas	Proceso aerobio de cultivo en suspensión
2	Lagunas facultativas	Proceso de lagunas en estanque, aerobio y/o anaerobio
3	Reactores biológicos rotativos secuenciales de contacto (RBC)	Proceso aerobio de cultivo fijo
4	Filtros percoladores	Proceso aerobio de cultivo fijo
5	Lodos activados	Proceso aerobio de cultivo en suspensión
6	Biorreactor con membrana (MBR)	Proceso aerobio de cultivo en suspensión
7	Reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA)	Proceso anaerobio de cultivo en suspensión
8	Biorreactor anaerobio con membrana (AnMBR)	Proceso anaerobio de cultivo en suspensión

Nota. Fuente: Adaptado de Tchobanoglous et al., 1995

Los criterios de evaluación empleados en esta evaluación de tecnologías se establecieron en base a las necesidades del PCTS-PUNKU y a lo reportado en la literatura. Debido a que el proyecto contempla la reutilización de aguas residuales, tanto el nivel de remoción del contenido orgánico como el potencial de reutilización de las aguas tratadas son criterios principales. Asimismo, para evaluar la sostenibilidad de la PTAR, se agregaron criterios relacionados con la eficiencia energética, así como los costos de implementación y operación. En efecto, diversos estudios consideran que el balance energético, la huella de carbono, la calidad del efluente y la reutilización de agua son criterios críticos para la sostenibilidad en el tratamiento de aguas residuales (Tchobanoglous et al., 2014; Li et al., 2015; Skaggs; 2018; Harb y Hong, 2017). Otros estudios consideran que los costos de inversión y operación, así como la complejidad y capacidad de operar el sistema son criterios relevantes para la evaluación sostenibilidad de una PTAR (Molinos-Senante et al., 2014; Rittman et al., 2005; Bradley et al., 2002). Por lo tanto, las tecnologías para la PTAR del PCTS-PUNKU se evaluarán principalmente bajo los siguientes criterios:

- Nivel de remoción del contenido orgánico en las aguas residuales
- Potencial de reutilización de las aguas tratadas
- Área requerida por la PTAR
- Energía consumida por la PTAR
- Energía potencial generada por la PTAR
- Facilidad de operación y mantenimiento
- Costo de implementación y operación

Estos criterios fueron comparados cuantitativamente y cualitativamente para cada alternativa, según la literatura revisada. Para los parámetros de área requerida, energía consumida, energía potencial generada y costos de implementación y operación, se brindan valores y rangos referenciales; sin embargo, es importante notar que el diseño y la operación de las PTAR son específicos a cada caso de estudio. Los valores y rangos indicados se obtuvieron en base a correlaciones entre los parámetros de estudio y la capacidad de diseño o población equivalente (PE) según la literatura revisada. Por otro lado, la comparación cualitativa es el resultado de nuestra interpretación en base a los procesos que cada tecnología conlleva, sus principales características, ventajas y desventajas identificadas en el Capítulo 2 y en la literatura revisada.

En la Tabla 8 se presenta una comparación entre los grados de depuración de materia orgánica de las diferentes alternativas analizadas. Las tecnologías con mayor nivel de remoción orgánica son el reactor con membrana (MBR) y el reactor anaerobio con membrana (AnMBR), ya que la filtración por membrana permite la eliminación de sólidos suspendidos en el efluente, reduciendo la carga orgánica a valores mínimos (Tchobanoglous et al., 2014). Por otro lado, el sistema de lodos activados, así como biodiscos y filtros percoladores son capaces de reducir la carga orgánica hasta un 95%; sin embargo, debe aclararse que este resultado depende del grado de sedimentación que se alcance en el clarificador secundario requerido para estas tecnologías

(Trapote, 2011). En el caso de lagunas y estanques, la depuración es menor, alcanzando valores de 70% o menos, debido al contenido de algas que pueden tener estos efluentes (Tchobanoglous et al., 1995). Un caso similar ocurre en el reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA), ya que el tratamiento anaerobio por sí mismo no es capaz de reducir los niveles de contenido orgánico tanto como el tratamiento aerobio.

Tabla 8. Comparación del nivel de remoción de contenido orgánico y potencial de reutilización

Tecnología	Nivel de remoción de contenido orgánico	Potencial de reutilización
Lagunas aireadas	60 – 70%	Bajo
Lagunas facultativas	60 – 70%	Bajo
Reactores biológicos rotativos secuenciales de contacto (RBC)	70 – 95%	Medio
Filtros percoladores	85 – 95%	Medio
Lodos activados	85 – 95%	Medio
Biorreactor con membrana (MBR)	>90%	Alto
Reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA)	<80%	Bajo
Biorreactor anaerobio con membrana (AnMBR)	>90%	Alto

Nota. Fuente: Tchobanoglous et al., 1995; Rittmann et al., 2005; Li et al., 2015; Shin y Bae, 2018

El potencial de reutilización se encuentra estrechamente ligado a la calidad del agua tratada. En la Tabla 8 se presenta una comparación del potencial de reutilización del efluente de cada tecnología. Las alternativas más prometedoras son las que emplean una membrana como medio de separación físico. Como se explicó previamente, estas tecnologías permiten retener los sólidos en suspensión y reducir el nivel de contenido orgánico, medido en BOD o COD, a niveles aceptables para usos como riego de áreas verdes (Li et al., 2015; Shin y Bae, 2018). Asimismo, tanto los lodos activados, biodiscos y filtros percoladores pueden generar

efluentes adecuados para reuso siempre que se asegure una decantación secundaria adecuada o se empleen procesos de filtración posteriores. Por otro lado, los efluentes de lagunas aireadas, de estabilización y reactores RAFA no cumplen con los requisitos de calidad exigidos para su reutilización (Tchobanoglous et al., 2003).

En la Tabla 9 se observa la magnitud del área requerida en cada alternativa de tratamiento. Se observa que las lagunas facultativas requieren más espacio, debido a que no admiten profundidades altas. De manera similar, los filtros percoladores y reactores RAFA poseen una carga hidráulica pequeña; por lo cual, requieren grandes volúmenes para depurar un contenido orgánico en comparación con otras tecnologías de mayor carga hidráulica. Además, estas tecnologías requieren de un clarificador secundario, el cual ocupe un área de similares dimensiones al del reactor. La tecnología RAFA requiere de tratamiento posteriores aerobios para reducir el contenido orgánico del efluente, por lo cual, el área requerida dependerá de aquellos sistemas. Los biodiscos y lodos activados poseen mayor carga hidráulica que las tecnologías mencionadas anteriormente; sin embargo, también requieren de un clarificador secundario (Tchobanoglous et al., 1995). Por ello, ocupan un área total regular a alta. Por otro lado, los tratamientos por membrana no requieren de un clarificador secundario, ya que la membrana es el medio de separación sólido líquido. Asimismo, la retención de sólidos en la membrana incrementa el tiempo de residencia media de la biomasa, permitiendo disminuir el volumen del reactor y lograr el mismo grado de depuración (Rittman et al., 2005). Por ello, los reactores con membrana representan el sistema de tratamiento más compacto y requieren menores áreas de trabajo.

Tabla 9. Comparación del área requerida para la PTAR

Tecnología	Rango referencial (m ² /PE)	Comparación cualitativa
Lagunas aireadas	0.2 – 0.5	Alto
Lagunas facultativas	2.0 – 4.0	Muy alto
Reactores biológicos rotativos secuenciales de contacto (RBC)	0.4	Regular
Filtros percoladores	0.3 – 0.7	Alto
Lodos activados	0.2 – 0.3	Regular
Biorreactor con membrana (MBR)	0.25	Bajo
Reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA)	0.05 – 0.1	Alto
Biorreactor anaerobio con membrana (AnMBR)	0.25	Regular

Nota. Basado en: Molinos-Senante et al., 2014; Rittmann et al., 2005; Von Sperling, 1996;

Tchobanoglous et al., 1995

En la Tabla 10 se compara la energía requerida y potencialmente generada por cada tecnología. Las alternativas más consumidoras de energía son los lodos activados y reactor con membrana (MBR), seguido por las lagunas aireadas y biodiscos (Molinos-Senante et al., 2014; Tchobanoglous et al., 2003). Esto se debe a que estos tratamientos degradan la materia orgánica por medio aerobio y requieren un suministro de oxígeno continuo por medio de sopladores. Además, el reactor con membrana aerobio (MBR) requiere una bomba de extracción del efluente a través de la membrana, la cual incrementa su consumo energético. Las lagunas aireadas requieren un menor suministro de oxígeno y los biodiscos requieren energía para rotar su eje, mecanismo que permite la oxigenación al contacto con la atmósfera. Por otro lado, las lagunas de estabilización y los filtros percoladores no requieren un suministro de aire para su funcionamiento (Tchobanoglous et al., 2003). El reactor RAFA degrada la materia orgánica anaeróbicamente, por ello, no consume energía por aireación como los tratamientos aerobios (Kaviyarasan, 2014). De manera similar, la tecnología AnMBR es un proceso anaerobio que

no requiere aireación; sin embargo, se requiere una bomba para extraer el agua tratada a través de la membrana. Un reactor de membrana anaerobio (AnMBR) puede consumir entre 0.14 – 0.49 kWh/m³, mientras que un reactor de membrana aerobio (MBR) consume entre 1.12 – 1.54 kWh/m³ de agua tratada (Dvorák et al., 2016).

Tabla 10. Comparación de energía consumida y potencial generada

Tecnología	Rango referencial KWh/m ³	Comparación cualitativa	Rango referencial KWh/m ³	Comparación cualitativa
Lagunas aireadas	0.25 – 1.62	Regular	-	Nulo
Lagunas facultativas	0.06	Bajo	-	Nulo
Reactores biológicos rotativos secuenciales de contacto (RBC)	0.3	Regular	-	Nulo
Filtros percoladores	0.24 – 0.4	Regular	-	Nulo
Lodos activados	0.25 – 0.6	Alto	-	Nulo
Biorreactor con membrana (MBR)	1.12 – 1.54	Muy Alto	-	Nulo
Reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA)	-	Bajo	0.02 – 0.04	Regular
Biorreactor anaerobio con membrana (AnMBR)	0.14 – 0.49	Regular	0.1 – 0.5	Alto

Nota. Basado en: Shin y Bae, 2018; Dvorak et al., 2016; Li et al., 2015; Molinos-Senante et al., 2014; Kaviyarasan, 2014; Rittmann et al., 2005; Tchobanoglous et al., 2003; ONU, 2014; García et al., 2000

La energía potencial se puede obtener mediante la extracción de gases de metano, con alto contenido energético. En la Tabla 10 se muestra que esta condición es característica de las tecnologías anaerobias. Así, las alternativas capaces de generar energía son el reactor RAFA y el reactor anaerobio de membrana (AnMBR). Según Li et al. (2015), una planta de tratamiento

de aguas residuales con el sistema AnMBR puede llegar a alcanzar un consumo energético nulo e incluso llegar a tener una producción neta.

En la Tabla 11 se presenta la facilidad de operación y mantenimiento, así como la magnitud de los costos de inversión y operación comparables entre las diferentes tecnologías. Se puede observar que los procesos por membrana son los más difíciles de operar, principalmente por el mantenimiento requerido (Molinos-Senante, 2014). Como se menciona en el Capítulo 2. , el principal problema en la operación de membrana es su obstrucción; por ello, se dificultan y encarecen sus procesos de mantenimiento. Las tecnologías más sencillas de operar corresponden a las lagunas aireadas, lagunas de estabilización y filtros percoladores. Esto se debe a que su mantenimiento se lleva a cabo en periodos mucho más largos debido a que no se utilizan equipos comparados con el resto de tecnologías, a excepción de las lagunas artificialmente aireadas. Por otro lado, el reactor RAFA posee una dificultad en su implementación, requiriendo un tiempo de puesta en marcha alto (Tchobanoglous et al., 1995).

Tabla 11. Comparación de dificultad de operación y mantenimiento

Tecnología	Dificultad de operación y mantenimiento
Lagunas aireadas	Bajo
Lagunas facultativas	Bajo
Reactores biológicos rotativos secuenciales de contacto (RBC)	Regular
Filtros percoladores	Bajo
Lodos activados	Regular
Biorreactor con membrana (MBR)	Alto
Reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA)	Regular
Biorreactor anaerobio con membrana (AnMBR)	Muy alto

Nota. Basado en: Shin y Bae, 2018; Li et al., 2015; Rittmann et al., 2005; Tchobanoglous et al., 1995

Los costos de operación se encuentran estrechamente ligados a la dificultad de operación de cada sistema de tratamiento. Como se observa en la Tabla 12, los tratamientos más

económicos son los procesos por lagunaje. En cambio, los costos de operación de los procesos de membrana son más elevados, por los factores presentados previamente. Asimismo, debe considerarse que el costo de inversión de las membranas en el tratamiento de aguas residuales es elevado; sin embargo, este se ha ido reduciendo en los últimos años, haciendo más asequible su implementación (Judd, 2017; Bluefield Research, 2014).

Tabla 12. Comparación de costos de implementación y operación

Tecnología	Costo de implementación		Costo de operación	
	Valor	Comparación	Valor	Comparación
	referencial Euro/PE	cualitativa	referencial Euro/m ³	cualitativa
Lagunas aireadas	199	Bajo	0.17	Bajo
Lagunas facultativas	199	Bajo	0.18	Muy bajo
Reactores biológicos rotativos secuenciales de contacto (RBC)	421	Alto	0.17	Regular
Filtros percoladores	347	Regular	0.18	Regular
Lodos activados	440	Alto	0.20 – 0.50	Alto
Biorreactor con membrana (MBR)	429	Muy alto	0.20 – 0.50	Muy alto
Reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA)	199	Regular	0.20	Bajo
Biorreactor anaerobio con membrana (AnMBR)	429	Muy alto	0.12 – 0.20	Bajo

Nota. Basado en: Shin y Bae, 2018; Iglesias et al., 2017; Mara, 2016; Loose, 2016; Li et al., 2015; Pretel, 2014;

Molinos-Senante et al., 2014; Libhaber y Orozco-Jaramillo, 2012; Tchobanoglous et al., 1995

6.2. Selección de alternativas a evaluar

Según el análisis y comparación de tecnologías realizado en el acápite anterior, se definieron las alternativas que se modelarán posteriormente. Uno de los factores más importantes en el PCTS-PUNKU es la reutilización de su efluente para reducir la demanda de

agua potable. Asimismo, se busca implementar una alternativa sostenible, capaz de extraer recursos a partir de las aguas residuales.

El sistema AnMBR cumple con estas condiciones y ha mostrado gran éxito tanto en plantas a escala de laboratorio y piloto; sin embargo, su uso a escala mayor no ha sido altamente difundido hasta la actualidad. Otra alternativa de interés es el reactor aerobio de membrana (MBR) dado que se obtiene un efluente de alta calidad y su aplicación se encuentra difundida en la práctica, aunque consume una alta cantidad de energía. Por otro lado, las tecnologías por lagunas no son las más adecuadas para el presente proyecto dado que requieren áreas muy extensas y la calidad del agua tratada no es lo suficientemente alta para su reutilización. Los reactores RAFA son capaces de generar energía; no obstante, la calidad del efluente es promedio y la carga hidráulica baja, siendo una opción atractiva en pequeñas comunidades. Las tecnologías de lodos activados, biodiscos y filtros percoladores proveen una mejor calidad del efluente haciendo uso de una menor área de trabajo. Además, presentan menores costos en comparación con los procesos con membrana, pero presentan una calidad del efluente menor al obtenido mediante membranas. Finalmente, las alternativas propuestas son las siguientes:

- Alternativa 1: Lodos activados
- Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)
- Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)

Capítulo 7. Diseño y modelado de la PTAR

Primero se dimensionó los procesos unitarios principales empleando las fórmulas y los parámetros existentes en la bibliografía actual. Entre los principales procesos unitarios se encuentra el sedimentador primario, el reactor biológico y clarificador secundario. Los procedimientos de cálculo se desprenden de lo propuesto por (Tchobanoglous et al., 1995; Tchobanoglous et al., 2014). El caudal de diseño y la concentración de los contaminantes se considera según lo desarrollado en el Capítulo 4. Luego, se modeló los componentes dimensionados con el objetivo de comparar y analizar los resultados entre el cálculo preliminar y la simulación del programa Biowin. Los resultados obtenidos se emplearon dentro del análisis multicriterio entre alternativas. Dentro de los resultados calculados se encuentran áreas y volúmenes de los tanques y reactores; concentración de materia orgánica del efluente; producción de fangos; aireación requerida; y número de membranas requerido.

Se debe notar que el presente diseño es preliminar; por lo tanto, no se encuentra en el alcance del presente trabajo dimensionar todos los componentes de una planta de tratamiento de aguas residuales, lo cual corresponde a el diseño a detalle de los diferentes procesos. Asimismo, el sistema de bombeo y diseño de operación para las PTAR no forma parte del alcance en la presente tesis, por lo cual, se emplearán valores típicos según la bibliografía existente para estimar el consumo energético de cada alternativa. El tratamiento primario se consideró igual para las diversas alternativas planteadas y se compone de un sedimentador primario y un tanque de homogeneización y; por otro lado, el tratamiento secundario es específico para cada alternativa.

7.1. Tratamiento primario

El sedimentador primario tiene como objetivo eliminar las partículas finas sedimentables y evitar el malfuncionamiento bombas y membranas. El diseño se realiza en base a la carga de superficie; un valor típico para tanques de sedimentación primarios es $30 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{día}$

(Tchobanoglous et al., 2014). El dimensionamiento del sedimentador se presenta en la Tabla 13. Primero, se calcula el área superficial del sedimentador mediante la ecuación (1).

$$\text{Área superficial sedimentador} = \frac{\text{Caudal}}{\text{Carga de superficie}} \quad (1)$$

Se define la profundidad del sedimentador de 3.5 metros y se calcula el tiempo de retención hidráulico definido como la ecuación (2).

$$\text{HRT} = \frac{\text{Volumen}}{\text{Caudal}} \quad (2)$$

Tabla 13. Dimensionamiento de sedimentador primario

Datos de entrada		Datos de salida	
Parámetro	Valor	Parámetro	Valor
Caudal (Q)	424 m ³ /día	Largo (L)	5.70 m
Carga de superficie	30 m ³ /m ² día	Ancho (B)	2.50 m
Ancho (H)	2.50 m	Profundidad (H)	3.50 m
Profundidad (H)	3.50 m	Volumen (V)	49.5 m ³
		Área (A)	14.3 m ²
		HRT	2.8 horas

Nota. Adaptado de Tchobanoglous et al., 1995 y Tchobanoglous et al., 2014

En la Tabla 14 se muestra los datos de entrada y salida para el cálculo de remoción de BOD y TSS dentro del sedimentador primario, los cuales se obtienen con la ecuación (3) mostrada a continuación:

$$R = \frac{t}{a + b * t} \quad (3)$$

Donde

R = porcentaje de remoción de BOD o TSS

a, b = constantes empíricas

t = tiempo de retención hidráulica

Tabla 14. Remoción de BOD y TSS en el sedimentador

Datos de entrada		Datos de salida	
Parámetro	Valor	Parámetro	Valor
HRT (t)	2.8 horas		
a _{BOD}	0.018	Remoción BOD	37.8 %
b _{BOD}	0.020		
a _{TSS}	0.0075	Remoción TSS	60.0 %
b _{TSS}	0.014		

Nota. Adaptado de Tchobanoglous et al., 1995 y Tchobanoglous et al., 2014

El tanque de homogeneización cumple la función de amortiguar la variación de caudal y concentraciones de contaminantes durante el día. Para fines de diseño inicial se consideraron 6 periodos de bombeo; es decir, el tanque alcanzará su capacidad de diseño 6 veces al día. Así, el dimensionamiento del tanque se presenta a continuación y se resumen en la Tabla 15.

$$V = \frac{Q}{N} \quad (1)$$

Donde

V = Volumen del tanque de homogeneización (m³)

Q = Caudal promedio (m³/día)

N = Número de periodos por día

Tabla 15. Dimensionamiento de tanque de homogeneización

Datos de entrada		Datos de salida	
Parámetro	Valor	Parámetro	Valor
Caudal (Q)	424 m ³ /día	Largo (L)	5.6 m
Relación L/B	1.5 m	Ancho (B)	3.7 m
Profundidad (H)	3.5 m	Profundidad (H)	3.5 m
Número de periodos	6 diarios	Volumen (V)	72.5 m ³
		Área (A)	20.7 m ²

El resumen de los componentes del tratamiento primario se presenta en la Tabla 16.

Tabla 16. Resumen del tratamiento preliminar y primario

Proceso unitario	Parámetro	Valor
Tanque de homogeneización	Área	20.7 m ²
Sedimentador primario	Área	14.3 m ²
	HRT	2.8 horas
	BOD _{removido}	37.8 %
	TSS _{removido}	60.0 %

7.2. Alternativa 1 – Lodos activados

La primera alternativa corresponde a la tecnología de lodos activados. Para esta tecnología, el diseño se realizó en base a la literatura existente actual, según el procedimiento planteado por (Tchobanoglous, 1995; Tchobanoglous, 2014). Además, el dimensionamiento se realizó con la finalidad de reducir el contenido biodegradable – BOD – hasta 15 mg/L, según lo exigido para el uso del agua tratada en riego de áreas verdes. Posteriormente, se validó los resultados mediante una simulación en el programa Biowin, donde se ingresaron las áreas y condiciones operacionales calculadas y estimadas inicialmente. Estos resultados se compararon y analizaron en relación al diseño inicial. Por último, se estimaron las demandas de energía de acuerdo a investigaciones y a la bibliografía existente.

7.2.1. Diseño de lodos activados

El dimensionamiento del tanque biológico se realiza mediante la ecuación (2). Los parámetros empleados se presentan en la Tabla 17.

$$\frac{1}{\theta_c} = \frac{Y(S_0 - S)}{\theta X} - k_d \quad (2)$$

Donde

θ_c [SRT]= Tiempo de retención celular o de sólidos (días)

Y = Coeficiente cinético de crecimiento

S_0 = BOD del afluente (mg/L)

S = BOD del efluente (mg/L)

k_d = Coeficiente cinético de decaimiento (días⁻¹)

X = Concentración de biomasa en el reactor (mg/L)

θ [HRT] = Tiempo de retención hidráulica (mg/L)

El cálculo de S_0 se realiza determinando el ingreso de BOD al tanque biológico, el porcentaje de BOD removido en el sedimentador primario es de 37.8 % y el BOD de ingreso al sistema de 200 mg/L, resultando 124.3 mg/L. Por otro lado, el BOD del efluente permitido para el reuso de aguas residuales para riego de vegetales, uso no restringido, es de 15 mg/L (Ministerio del Ambiente, 2017)

Tabla 17. Parámetros de diseño de lodos activados

Parámetro	Valor
θ_c, SRT	5 días
Y	0.45
S_0	124.3 mg/L
S	15 mg/L
k_d	0.06 días ⁻¹
X	3000 mg/L
X_u	8000 mg/L

Nota. Adaptado de Tchobanoglous et al., 1995 y Tchobanoglous et al., 2014

Empleando los valores de la Tabla 17 y la ecuación (2), se calculó θ [HRT]. Luego, para el caudal $Q = 424 \text{ m}^3/\text{d}$ y considerando una relación $L/B = 1.5$, se hallaron las dimensiones del reactor. Los caudales de desecho y recirculación en el sistema de lodos activados se calcularon mediante las siguientes expresiones:

$$Q_w = \frac{VX}{\theta_c X_u} \quad (3)$$

$$Q_r = \frac{QX - Q_w X_u}{X_u - X} \quad (4)$$

Donde

Q_w = Caudal de lodo desechado (m^3/d)

Q_r = Caudal de lodo recirculado (m^3/d)

X_u = Concentración de biomasa en el clarificador secundario (mg/L)

La tasa de recirculación en el sistema se define como:

$$R = Q_r/Q \quad (5)$$

La producción de sólidos desechados se puede calcular mediante la siguiente ecuación:

$$P_x = Y_{obs} * Q * (S_o - S) * \frac{1}{10^3(g/kg)} \quad (6)$$

Donde

$$Y_{obs} = \frac{Y}{1 + k_d * \theta_c} \quad (7)$$

P_x = Producción diaria neta de fango

Y_{obs} = Producción observada

Q = Caudal de ingreso al reactor biológico

El diseño preliminar del reactor biológico se presenta en la 62Tabla 18.

Tabla 18. Diseño preliminar del reactor biológico – Lodos activados

Parámetro	Valor
Tiempo de retención hidráulica (HRT)	1.51 horas
Largo (L)	3.50 m
Ancho (B)	2.30 m
Profundidad (H)	3.50 m
Volumen reactor (V)	28.2 m^3
Área (A)	8.1 m^2
Caudal desechado (Q_w)	2.1 m^3/d
Caudal recirculado (Q_r)	250.30 m^3/d
Tasa de recirculación (R)	0.59
Producción observada (Y_{obs})	0.35
Producción de fango (P_x)	16.0 kg/d

Nota. Adaptado de Tchobanoglous et al., 1995 y Tchobanoglous et al., 2014

Los lodos activados son procesos aerobios, es decir, requieren de aireación para asegurar el crecimiento de las bacterias que degradan el contenido orgánico en las aguas residuales. La aireación requerida depende en gran medida del tiempo de retención de sólidos en el reactor (SRT); por ejemplo, si SRT es mayor a 10 días pueden llevarse a cabo procesos de nitrificación, incrementando notablemente el consumo de oxígeno en el biorreactor (Tchobanoglous et al., 2014). Dado que se empleó SRT = 5 días, se asumió que la aireación solo debe suministrarse para la degradación de contenido orgánico, y no para procesos de nitrificación. El cálculo de la aireación requerida se realizó mediante las siguientes ecuaciones:

$$OTR_f \left(\text{kg} \frac{\text{O}_2}{\text{día}} \right) = \frac{Q(S_o - S) * \frac{1}{10^3} \left(\frac{\text{g}}{\text{kg}} \right)}{f} - 1.42P_x \quad (8)$$

Donde

f = Factor de conversión de BOD / BOD último (0.68)

Luego, la tasa de transferencia estándar de oxígeno se calcula como

$$SOTR = \left(\frac{OTR_f}{\alpha F} \right) \left[\frac{C_{\infty 20}^*}{\beta (C_{st}^* / C_{s20}^*) (P_b / P_s) (C_{\infty 20}^* - C)} \right] [(1.024)^{20-T}] \quad (9)$$

Donde

$SOTR$ = Tasa de transferencia estándar de oxígeno (kg/d)

OTR_f = Demanda de oxígeno (kg/d)

α = Tasa de transferencia relativa en agua limpia

β = Saturación de oxígeno disuelto relativa en agua limpia

F = Factor de obstrucción en difusores

C_{st}^* = Oxígeno disuelto saturado sobre el nivel del mar a temperatura de operación (mg/L)

C_{s20}^* = Oxígeno disuelto saturado sobre el nivel del mar a 20°C (mg/L)

$C_{\infty 20}^*$ = Oxígeno disuelto saturado sobre el nivel del mar a 20°C para difusores (mg/L)

Puede estimarse

$$C_{\infty 20} = C_{s20} \left[1 + d_e \left(\frac{D_f}{P_a} \right) \right] \quad (10)$$

P_a = Presión estándar sobre el nivel del mar (10.33m)

P_b = Presión sobre el nivel de la planta según elevación (m)

P_b/P_s = Corrección de oxígeno disuelto por altitud

D_f = Profundidad de los difusores en el biorreactor (m)

C = Oxígeno disuelto de operación (mg/L)

T = Temperatura de operación en biorreactor (°C)

d_e = Factor de corrección por profundidad

Por último, la demanda de aire se calcula por medio de la siguiente ecuación:

$$Q_{aire} = \frac{SOTR}{E * (kg O_2/m^3 aire)} \quad (11)$$

E = Eficiencia de transferencia en difusores

Se considera en todo momento el valor de la temperatura como 20°C, temperatura promedio en Santa María del Mar y elevación del proyecto, véase el Capítulo 4. Asimismo, la presión sobre el nivel de la planta (P_b) es de 140 m. Por otro lado, la corrección de oxígeno disuelto por altitud (P_b/P_s) se expresa con la siguiente ecuación:

$$P_b/P_s = EXP\left[-\frac{gM(Z_b - Z_a)}{RT}\right] \quad (12)$$

Donde

g = Aceleración de la gravedad (9.81 m/s²)

M = Peso molecular del aire (28.97 g/mol de aire)

Z_b = Elevación a nivel de la planta (140 m)

Z_a = Elevación del nivel del mar (0 m)

R = Constante universal del gas (8314 N.m/(mol de aire.K))

T = Temperatura K (273.15+°C)

En la Tabla 19 y Tabla 20 se presentan los parámetros empleados y los resultados para la aireación del sistema de lodos activados respectivamente.

Tabla 19. Parámetros de aireación para lodos activados

Parámetro	Valor
OTR_f	45.3 kg/d
α	0.5
β	0.95
F	0.9
T	20°C
C_{st}^*	9.09 mg/L
C_{s20}^*	9.09 mg/L
C	2 mg/L
P_a	10.33 m
P_b	140 m
P_b/P_s	0.98
D_f	3.0 m
d_e	0.4
E	35%
$kg\ O_2/m^3\ aire$	0.275

Nota. Adaptado de Tchobanoglous et al., 2014

Tabla 20. Aireación requerida en lodos activados

Parámetro	Valor
SOTR	136.4 kg/día
Demanda de aire	1418.5 m ³ /día
Demanda de aire	59.1 m ³ /hora
Demanda de aire	0.99 m ³ /minuto

Por último, el clarificador secundario se diseñó de acuerdo a la carga de superficie de manera similar al sedimentador primario. Por otro lado, se verificó la carga de sólidos mediante la ecuación (13).

$$SLR = \frac{(Q + Q_R) * X * \left(\frac{1 \text{ kg}}{10^3 \text{ g}} \right)}{A} \quad (13)$$

Donde

SLR = carga de sólidos (kg MLSS/h)/m²

El valor típico de carga de sólidos se encuentra entre 4.00 – 5.00kg MLSS/h/m² y carga de superficie es de 22 m³/m²día (Tchobanoglous et al., 2014). En la Tabla 21 se presenta el diseño del clarificador para el sistema de lodos activados.

Tabla 21. Diseño de clarificador secundario – lodos activados

Datos de entrada		Datos de salida	
Parámetro	Valor	Parámetro	Valor
Caudal (Q)	424 m ³ /día	Diámetro (D)	5.0 m
Carga de superficie	22 m ³ /m ² día	Profundidad (H)	3.5 m
Profundidad (H)	3.50 m	Volumen (V)	68.7 m ³
Q _r	250.3 m ³ /día	Área (A)	19.6 m ²
MLSS [X]	3000 mg/L	SLR	4.4 (kg MLSS/h)/m ²

7.2.2. Simulación de lodos activados en Biowin

Los resultados obtenidos en el acápite anterior se ingresaron al modelo de una PTAR con sistema de lodos activados en el programa Biowin. En la Figura 8 se presenta el diagrama de procesos empleado en la simulación con Biowin.

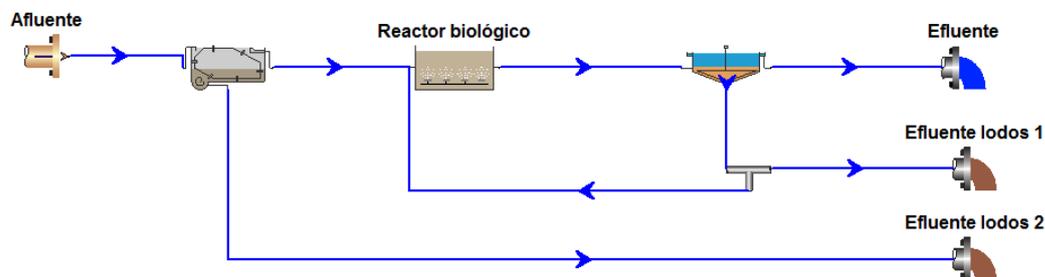


Figura 8. Diagrama de procesos en Biowin de lodos activados

Los procesos unitarios simulados corresponden al sedimentador primario, reactor biológico y clarificador secundario con recirculación de lodos. En el programa se ingresaron los siguientes parámetros:

- Caudal y concentración de contaminantes del afluente
- Área y volumen del sedimentador
- Porcentaje de remoción de TSS del sedimentador
- Área y volumen del reactor biológico
- Demanda de aireación en el reactor biológico
- Constantes de transferencia de aireación alfa y beta
- Área y volumen del clarificador secundario
- Caudal de desecho y caudal de recirculación

Se adoptaron el resto de parámetros cinéticos y operacionales pre establecidos en el programa BioWin. Para el clarificador secundario se asumió un porcentaje de remoción de sólidos suspendidos de 99.8 %.

Se realizó una simulación estática, donde el caudal y la concentración de materia orgánica del afluente es constante a lo largo del tiempo. Los resultados de la simulación se presentan la Tabla 22. En general, se observan correlaciones entre los resultados calculados y simulados en Biowin. En primer lugar, el porcentaje de BOD removido obtenido es igual a 30.1 %, mientras que el calculado inicialmente es de 37.8%. Asimismo, los tiempos de retención hidráulica y cargas de superficie son prácticamente iguales, debido a que las áreas y los caudales ingresados eran los mismos.

Tabla 22. Resultados de simulación del sistema de lodos activados en Biowin

Elemento	Caudal [m ³ /d]	BOD total [mg/L]	BOD soluble [mg/L]	TSS [mg/L]	VSS [mg/L]	HRT [horas]	Carga de superficie [m ³ /(m ² d)]
Afluente	424.0	200	99	196	152	-----	-----
Sedimentador	422.8	140	99	78	61	2.8	29.6
Sedimentador (U)	1.2	21421	99	41451	32224	-----	-----
Reactor biológico	673.1	2950	4	6545	4927	1.0	-----
Clarificador	420.7	13	4	21	16	2.5	21.5
Clarificador (U)	252.4	7844	4	17418	13112	-----	-----
Tee	2.1	7844	4	17418	13112	-----	-----
Tee (U)	250.3	7844	4	17418	13112	-----	-----
Efluente lodos 2	1.2	21421	99	41451	32224	-----	-----
Efluente lodos 1	2.1	7844	4	17418	13112	-----	-----
Efluente	420.7	13	3	21	16	-----	-----

En segundo lugar, se verificó que los parámetros de diseño, tales como el caudal de recirculación, tiempo de retención hidráulica (HRT) y tiempo de retención de sólidos, se mantengan iguales dentro del modelo en Biowin. Es importante notar que el HRT obtenido en la simulación (1.0 horas) es menor, ya que se considera el caudal recirculado; sin embargo, estos coinciden cuando se recalcula el HRT considerando tanto el caudal que proviene del sedimentador y el caudal de recirculación.

La mayor diferencia en los resultados se aprecia en la concentración de sólidos tanto en el reactor como en la línea de recirculación y desecho. La concentración de sólidos volátiles (MLVSS) obtenida de la simulación es igual a 4927 mg/L en el reactor biológico, mientras que el empleado en el diseño es igual a 3000 mg/L. Similarmente, el valor de MLVSS en la línea de recirculación es igual a 13 000 mg/L, mientras que el empleado en el cálculo es igual a 8000 mg/L. Esta diferencia puede originarse por las diferencias en los modelos empleados en el diseño y la simulación en Biowin. Por ejemplo, el diseño preliminar se realizó para un BOD total = 200 mg/L, sujeto a un mismo coeficiente de crecimiento y decaimiento cinético. En

cambio, el modelo de digestión de lodos activados (ASDM, por sus siglas en inglés) empleado en el software Biowin, separa el contenido orgánico en biodegradable, no biodegradable, sólido y soluble, aplicando coeficientes cinéticos específicos a cada categoría. A pesar de la diferencia en los modelos empleados, la relación MLVSS desechado / MLVSS reactor se mantiene cercana, motivo por el cual los valores de SRT son prácticamente iguales.

Por último, la calidad del efluente obtenida de la simulación es igual a 13 mg/L, menor al límite de 15 mg/L exigido por los estándares de calidad ambiental (ECA) para riego de áreas verdes. El modelamiento en Biowin muestra un efluente cuyo BOD soluble es igual a 4 mg/L y BOD total es igual a 13 mg/L. Con la finalidad de obtener una calidad de agua recomendada por EPA para su reutilización en las edificaciones, se requiere un tratamiento posterior de filtración y desinfección, mediante el cual se cumplan los parámetros recomendados en la Tabla 6.

7.2.3. Consumo energético de lodos activados

Las demandas de energía se establecieron en base a los valores presentados en la bibliografía existente y diferentes casos de estudio relacionados a la tecnología de lodos activados convencional. El consumo energético por unidad de agua tratada (kWh/m^3) depende del tipo de tratamiento por lodos activados. Así, cuando se incluye nitrificación, la demanda de energía es mayor a cuando solo se trata el contenido orgánico de las aguas residuales. El diseño presentado en el presente trabajo solo incluye la degradación biológica del contenido orgánico.

De acuerdo a diversas investigaciones, el consumo total de una planta de tratamiento con sistema de lodos activados convencionales varía entre 0.30 y 0.65 kWh/m^3 (Barroso et al., 2017; Gikas, 2016; ONU, 2014). Según Li et al. (2015), una planta de tamaño mediano consume alrededor de 0.6 kWh/m^3 . Cuando el sistema de lodos activados incluye nitrificación, o trata aguas residuales industriales, los consumos energéticos pueden ser mayores. De acuerdo a estos valores, se ha estimado un consumo preliminar energético de 0.50 kWh/m^3 para el sistema

de lodos activados. Como la aireación representa la principal fuente de energía, se presenta como referencia; según el diseño preliminar, la aireación requerida para el tratamiento biológico es 59.1 m³/hora.

7.3. Alternativa 2 – Biorreactor de membrana (MBR)

De manera similar a la alternativa 1, primero se realizó el diseño preliminar del biorreactor de membrana. Luego se procedió a modelar los resultados en el programa Biowin y se compararon los resultados de la simulación. Por último, se estimó el consumo energético de esta tecnología en base a valores típicos expuestos en la bibliografía e investigaciones existentes.

7.3.1. Diseño de MBR

El procedimiento de dimensionamiento del biorreactor de membrana (MBR) es similar al de lodos activados. La principal diferencia radica en el tiempo de retención de los sólidos (SRT) y concentraciones de biomasa en el reactor (X) y línea de recirculación (X_u) empleados. En la Tabla 23 se presentan los parámetros empleados para el sistema MBR. Luego, empleando las ecuaciones (2), (3), (4), (5), (6) y (7), se diseñó el reactor biológico para el sistema de MBR, el cual se presenta en la Tabla 24.

Tabla 23. Parámetros de diseño de MBR

Parámetro	Valor
θ_c, SRT	10 días
Y	0.40
S_0	124.3 mg/L
S	15 mg/L
k_d	0.06 días ⁻¹
X	8000 mg/L
X_u	10 000 mg/L

Nota. Adaptado de Tchobanoglous et al., 1995; Tchobanoglous et al., 2014; y Rahman y Al-Malack, 2012

Tabla 24. Diseño preliminar del reactor biológico – MBR

Parámetro	Valor
Tiempo de retención hidráulica (HRT)	0.82 horas
Profundidad (H)	3.50 m
Volumen reactor (V)	15.5 m ³
Área (A)	4.4 m ²
Caudal desechado (Q_w)	1.2 m ³ /d
Caudal recirculado (Q_r)	1685.0 m ³ /d
Tasa de recirculación (R)	3.99
Producción observada (Y_{obs})	0.25
Producción de fango (P_x)	11.56 kg/d

La demanda de oxígeno para mantener condiciones aerobias adecuadas en el reactor biológico se calcula similarmente al proceso de lodos activados. Así también, el cálculo de la corrección de oxígeno disuelto por una altura de 140 m. En la Tabla 25 y Tabla 26 se presentan los parámetros de aireación empleados y los requerimientos calculados respectivamente, empleando las ecuaciones (2), (3), ((4), (5) y (5).

Tabla 25. Parámetros de aireación para MBR

Parámetro	Valor
OTR_f	51.57 kg/d
α	0.47
β	0.95
F	0.9
T	20°C
C_{st}^*	9.09 mg/L
C_{s20}^*	9.09 mg/L
C	2 mg/L
P_a	10.33 m
P_b	140 m
P_b/P_s	0.98
D_f	3.0 m
d_e	0.4
E	35%
$kg\ O_2/m^3\ aire$	0.275

Nota. Adaptado de Tchobanoglous et al., 2014

Tabla 26. Aireación requerida en MBR

Parámetro	Valor
SOTR	165.3 kg/día
Demanda de aire	1719.5 m ³ /día
Demanda de aire	71.6 m ³ /hora
Demanda de aire	1.19 m ³ /minuto

Por último, se consideraron membranas sumergidas en el tanque biológico. La cantidad de membrana necesaria se mide en función al área de membrana. Así, el área requerida se calcula mediante la ecuación (14).

$$\text{Área} = \frac{\text{Caudal}}{\text{Flujo transmembrana}} \quad (14)$$

El diseño de las membranas se realizó en base a su área superficial, flujo trans membrana de diseño y dimensiones de los cassettes o módulos que las contienen, parámetros que son usualmente determinados por los fabricantes. Los valores de flujo transmembrana elevados pueden generar condiciones de obstrucción, debido a que las condiciones de presión de filtración y esfuerzos cortantes mantienen materia cerca de la membrana (Ognier et al., 2004). Con fines de cálculo, se empleó un modelo comercial del proveedor MICRODYN-NADIR (Lenntech, 2021), el cual recomienda flujos transmembrana entre 15 y 25 L/(m²h) como máximo para membranas sumergidas (MYCRODIN-NADIR, s.f.). De manera conservadora, se consideró un flujo transmembrana de diseño de 15 L/(m²h) para controlar problemas de obstrucción en las membranas. Además, el volumen total por cassettes incluye el 10% adicional para bordes libres. En la Tabla 27 se presentan las características de la membrana adoptada para el sistema MBR.

Tabla 27. Diseño preliminar de membranas - MBR

Parámetro	Valor
Flujo transmembrana (L/m ² h)	15
Área requerida (m ²)	1174
Modelo comercial de cassette	BC416F-C104-UP150
Área de membrana por cassette (m ² /cassette)	416
Altura del cassette (m)	2.76
Ancho del cassette (m)	1.298
Largo del cassette (m)	1.152
Número de cassettes requeridos	3
Volumen total por cassettes (m ³)	4.5
Volumen total reactor + cassettes (m ³)	29.1
Área total reactor + cassettes (m ²)	8.3

7.3.2. Simulación de MBR en Biowin

De manera similar al sistema de lodos activados, los resultados obtenidos en el acápite anterior se ingresaron al modelo de una PTAR con sistema de MBR en el programa Biowin. En la Figura 9 se presenta el diagrama de procesos simulado en Biowin.

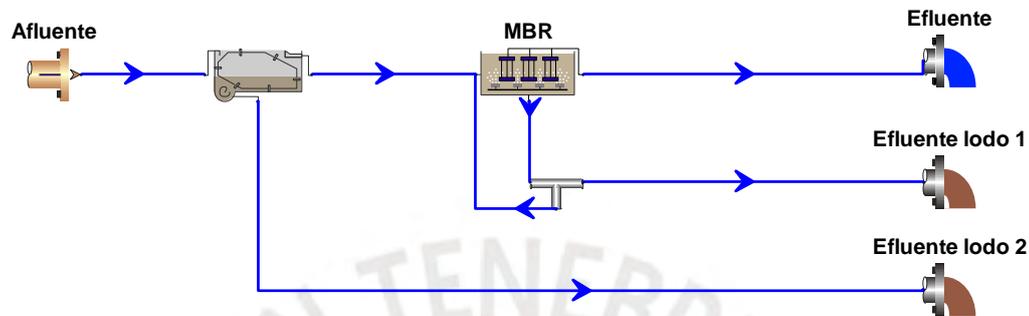


Figura 9. Diagrama de procesos en Biowin de MBR

Los procesos unitarios simulados corresponden al sedimentador primario, reactor biológico y sistema de membranas. En el programa se ingresaron los mismos parámetros que en lodos activados, además de número de cassetes, área de membrana por cassette y volumen de cassette. Se adoptaron el resto de parámetros cinéticos y operacionales pre establecidos en el programa BioWin, con la excepción del modelo de aireación, el cual se estableció para un sistema de burbujas finas, en lugar de burbujas gruesas. Se consideró un porcentaje de remoción de sólidos de 100 % en la membrana; es decir, se retienen todos los sólidos suspendidos. Los resultados de la simulación estática se presentan en la Tabla 28.

Tabla 28. Resultados de simulación del sistema MBR en Biowin

Elemento	Caudal [m ³ /d]	BOD total [mg/L]	BOD soluble [mg/L]	TSS [mg/L]	VSS [mg/L]	HRT [horas]	Carga de superficie [m ³ /(m ² d)]	Flujo trans membrana [L/m ² /hr]
Afluente	424.0	200	99	195.53	152	-----	-----	-----
Sedimentador	422.8	140	99	78.43	61	2.8	29.6	-----
Sedimentador (U)	1.2	21421	99	41451	32224	-----	-----	-----
MBR	421.6	3	3	0	0	0.3	-----	14.1
MBR (U)	1686.2	13837	4	33873	24687	-----	-----	-----
Tee	1.2	13837	4	33873	24687	-----	-----	-----
Tee (U)	1685.0	13837	4	33873	24687	-----	-----	-----
Efluente lodo 1	1.2	13837	4	33873	24687	-----	-----	-----
Efluente lodo 2	1.2	21421	99	41451	32224	-----	-----	-----
Efluente	421.6	3	3	0	0	-----	-----	-----

Como se aprecia en la Tabla 28, el proceso de sedimentación primaria es igual al modelado para los lodos activados; por lo tanto, guarda las mismas relaciones mencionadas en el subcapítulo anterior. Mediante la simulación en Biowin se obtuvo que el flujo trans membrana es igual a 14.1 L/m²/hr; ligeramente menor al estimado en los cálculos preliminares (15 L/m²/hr). De manera similar al de lodos activados, los parámetros de caudales, HRT y tiempo de retención de sólidos corresponden con los empleados en el diseño; sin embargo, se debe notar que el modelo calcula el HRT considerando el caudal recirculado. En este caso, el caudal recirculado es igual a 1685.0 m³/día, con una tasa de recirculación igual a 4, valor muy elevado en comparación con la tasa de recirculación de lodos activados (0.59). Según Tchobanoglous et al. (2014), los biorreactores de membrana poseen elevadas tasas de recirculación debido a que se requiere mantener mayores niveles de concentración de biomasa en el biorreactor.

Similarmente a los lodos activados, la mayor diferencia en los resultados se aprecia en la concentración de sólidos tanto en el reactor como en la línea de recirculación y desecho. La concentración de sólidos volátiles (MLVSS) en la línea de recirculación es igual a 24 687 mg/L;

por otro lado, se empleó 10 000 mg/L en el cálculo preliminar. Es importante notar que el valor de MLVSS en el reactor y en la línea de recirculación se mantiene constante ya que se ha considerado que la membrana retiene el 100% de los sólidos. Las posibles causas de las diferencias entre los valores de MLVSS simulados y de diseño pueden radicar en los modelos cinéticos empleados en el software y la simplificación realizada en el cálculo preliminar, como se explicó para el caso de lodos activados. Por otro lado, el valor de tiempo de retención de sólidos obtenido es igual a 12.5 días, mientras que el establecido inicialmente es igual a 10 días. Esto es debido a que el MLVSS en el reactor y la línea de recirculación se mantiene constante, a diferencia del cálculo preliminar, donde MLVSS recirculado es igual a 1.25 veces MLVSS en el reactor.

Por último, la calidad del efluente obtenida de la simulación es igual a 3 mg/L, mucho menor al límite máximo de 15 mg/L exigido por los estándares de calidad ambiental (ECA) para riego de áreas verdes. Se debe considerar que el BOD es integralmente soluble, dado que se estableció una remoción de sólidos del 100% en el proceso de membrana. Para cumplir con la calidad del agua recomendada por EPA para su reutilización en las edificaciones, según la Tabla 6, es necesario un proceso posterior de desinfección.

7.3.3. Consumo energético de biorreactor de membrana (MBR)

De manera similar a la alternativa anterior, las demandas de energía se establecieron en base a los valores presentados en la bibliografía existente y diferentes casos de estudio relacionados a la tecnología MBR. Un estudio realizado por Krzeminski, van der Graff y van Lier (2012) en plantas municipales a escala completa con sistema MBR muestra que el consumo energético requerido se encuentra en el rango 0.80 – 1.10 kWh/m³ cuando la planta opera en condiciones buenas, sin problemas críticos, pero por debajo de un rendimiento óptimo; bajo condiciones óptimas, el consumo energético llega reducirse a 0.70 kWh/m³. El reporte de desarrollo en agua y energía elaborado por la ONU (2014) propone que el consumo energético

de una PTAR bajo el sistema MBR varía entre 0.50 y 1.40 kWh/m³. Otro estudio realizado por Gabarrón et al. (2014) realizado en PTAR municipales con sistemas MBR en España reportan consumos energéticos de 0.71 a 1.54 kWh/m³.

Teniendo en cuenta los valores presentados, se adoptó un valor de consumo energético referencial igual a 1.00 kWh/m³ para la PTAR diseñada bajo el sistema MBR. A modo de referencia, la aireación calculada en el diseño preliminar es igual a 71.6 m³/hora, 1.2 veces el consumo energético en el sistema de lodos activados. Sin embargo, otro componente importante de aireación en el sistema MBR es la aireación requerida para limpieza de la membrana y evitar su obstrucción. Esto puede explicar que la energía requerida en el MBR sea en promedio 1.67 veces la requerida por el sistema de lodos activados según la literatura revisada (Barroso et al., 2017; Gikas, 2016; Li et al., 2015; Lier, 2012; Gabarron et al., 2014, ONU, 2014).

7.4. Alternativa 3 – Biorreactor anaerobio de membrana (AnMBR)

El diseño del sistema AnMBR se ha realizado en base a diversas investigaciones a escala laboratorio y piloto, debido a que sus procedimientos de cálculo para plantas a escala real aún no han sido definidos claramente. Por estos motivos, el sistema AnMBR no ha sido modelado en el programa Biowin. Por último, la demanda de energía y energía potencial generada se estimaron de acuerdo a los resultados de diversas investigaciones realizadas.

7.4.1. Diseño de AnMBR

Como se mencionó en el acápite 2.4, la tecnología AnMBR no ha logrado todavía expandir su aplicación práctica en las PTAR de tamaño real, debido, principalmente, al problema de obstrucción de membrana en escalas completas. Hasta la fecha, numerosas plantas de escala laboratorio y piloto han sido operadas siguiendo un sistema AnMBR, mostrando resultados prometedores en cuanto a calidad del efluente y consumo energético. Estas

investigaciones han sido enfocadas principalmente a efluentes industriales de alto contenido orgánico, y, en menor medida, a efluentes domésticos de concentración mediana.

Por otro lado, el diseño a escala completa de la tecnología AnMBR todavía no es claro y se trabaja bajo resultados empíricos; por ello, el diseño del sistema AnMBR del presente estudio se realizará mediante estimaciones provenientes de los resultados en diversas investigaciones a escala presentes en la literatura. Según Lin et al. (2011), el diseño del reactor biológico anaerobio de membrana es gobernado por el tiempo de retención hidráulica (HRT). Entonces, el volumen del reactor puede calcularse mediante la ecuación (17).

$$HRT = \frac{\text{Volumen}}{\text{Caudal}} \quad (17)$$

Diversas plantas a escala laboratorio y piloto han operado con valores de HRT similares al sistema aerobio MBR. Un rango típico de valores de HRT para AnMBR varía entre 4 y 12 horas, con resultados satisfactorios en la remoción de BOD o COD (Lew et al., 2009; Lin et al., 2011; Wen et al., 1999). A pesar de que las bacterias anaerobias requieren de tiempos largos de crecimiento, el sistema AnMBR permite retener estas bacterias en la membrana, mientras se mantienen tiempos de HRT pequeños; así, el volumen del reactor se mantiene pequeño (Martinez-Sosa et al., 2011). Se han realizado diversos estudios para el tratamiento de aguas residuales municipales, cuya composición es similar a la del presente estudio, donde el HRT varía entre 4 y 8 horas (Wu et al., 2017; Mei et al., 2016; Ozgun et al., 2015). Mei et al. (2018) realizó estudios a escala piloto para aguas residuales municipales operadas con HRT igual a 2.2 horas, donde se obtuvieron porcentajes de remoción de COD superiores a 87%.

Otros parámetros como el tiempo de retención de sólidos y la frecuencia de retrolavado influyen en la eficiencia de remoción de contenido orgánico, producción de lodos, producción de biogás y grado de obstrucción de membrana (Musa et al.; Lew et al., 2009). Para el proyecto PCTS-PUNKU se estableció de modo referencial un valor promedio de HRT = 6 horas para dimensionar el reactor anaerobio; sin embargo, es importante notar que el rendimiento de la

tecnología AnMBR dependerá también de otros parámetros de diseño, como el tiempo de retención de sólidos y la frecuencia de retrolavado de la membrana. Mediante la ecuación (17), el volumen requerido es igual a 106 m^3 . Considerando una profundidad de 3.5 m, el área requerida es igual a 30.3 m^2 . El área total de la PTAR empleando el sistema AnMBR es igual a 69.2 m^2 .

El grado de remoción de BOD y COD en la degradación anaerobia depende en gran medida del tiempo de retención celular, ya que las bacterias anaerobias crecen más lentamente que las aerobias. De acuerdo con un estudio realizado por Martínez-Sosa et al. (2011), la eficacia de remoción de BOD en el efluente varía entre 84 – 94 % en reactores AnMBR. Lew et al. (2009) trató aguas residuales domésticas en un reactor a escala laboratorio y obtuvo que la eficacia de remoción es igual a 88%. Lin et al. (2011) operó a escala piloto un reactor AnMBR y obtuvo una remoción igual al 90% de COD. Otra aplicación a escala piloto realizada por Wen et al. (1999) obtuvo un 97% de remoción de BOD de un efluente doméstico, alcanzando COD en el efluente menor 20 mg/L .

Para cumplir con el ECA para riego de áreas verdes se requiere una remoción del 92.5% del BOD y para cumplir los parámetros recomendados por EPA para la reutilización en la descarga de inodoros, se requiere una remoción del 95% del BOD; estos valores se encuentran dentro del rango reportado en la literatura. Es importante notar que las investigaciones mencionadas reportaron que el efluente estaba compuesto solamente por BOD soluble, debido a la retención total de sólidos de la membrana. Asimismo, para obtener la calidad de reutilización recomendada por EPA, es necesario un proceso de desinfección que permite cumplir de los parámetros mostrados en la Tabla 6.

7.4.2. Consumo energético de biorreactor anaerobio de membrana (AnMBR)

El consumo energético del sistema AnMBR es menor en comparación a los procesos de lodos activados y MBR debido a que no requiere aireación. Sin embargo, para remediar el

efecto de obstrucción en condiciones anaerobias, la membrana debe ser limpiada con burbujas de gas o carbón activado granular. Este proceso incrementa los costos energéticos en 0.20-0.60 kWh/m³, similar al consumo energético del proceso de lodos activados (Li et al, 2015).

Por otro lado, una de las principales ventajas del proceso AnMBR es la recuperación de energía. La energía es recuperada en el reactor anaerobio en forma de gas metano, el cual es un producto final primario de la descomposición anaerobia; no obstante, el efluente también contiene metano en forma disuelta. Lin et al. (2011) calculó la recuperación de gas metano en una planta piloto igual a 0.24 L CH₄/g COD removido. Similarmente, Martínez-Sosa et al. (2011) obtuvo una recuperación de gas metano igual a 0.27 L CH₄/g COD removido. En una revisión de plantas piloto, Shin y Bae (2018) calcularon el consumo energético de AnMBR, que emplean limpieza con burbujeo de gas, entre el rango 0.11 – 0.41 kWh/m³; la energía potencial generada por recuperación de metano se calculó entre 0.08 – 0.46 kWh/m³; y el balance energético mostró que la planta podría generar 0.40 kWh/m³.

Se observa que las plantas pilotos operadas con procesos AnMBR pueden llegar a ser productoras de energía cuando se aprovecha el contenido de metano generado por los procesos anaerobios. Por otro lado, un componente perjudicial a la producción de metano en las aguas residuales es el sulfato, ya que las bacterias sulfato reductoras consumen el COD, disminuyendo el contenido orgánico disponible para la producción de metano (Shin y Bae, 2018). Pretel et al. (2014) estudió el potencial energético de aguas residuales con altos contenidos de sulfato tratadas mediante la tecnología AnMBR. Cuando se recupera el gas metano, la energía consumida neta varía entre 0.11 – 0.41 kWh/m³; por otro lado, al recuperar tanto gas metano como gas disuelto, la energía consumida neta disminuye a 0.07 – 0.37 kWh/m³. Estos resultados muestran que, aun en aguas residuales rica en sulfato, el tratamiento por AnMBR posee potencial en eficiencia energética, comparado con otras tecnologías como lodos activados y MBR.

De manera conservadora, se ha adoptado un consumo energético neto referencial de 0.20 kWh/m³, el cual corresponde con un valor promedio para aguas residuales con alto contenido de sulfatos, condiciones desfavorables para la generación de energía (Pretel et al., 2014). Dicho valor contempla la energía potencial recuperable de las aguas residuales en forma de gas metano. Es importante resaltar que la caracterización de las aguas residuales y condiciones ambientales influyen notablemente en el consumo energético de la tecnología AnMBR.

En comparación con las dos alternativas anteriores, se aprecia una disminución considerable en el consumo energético; y, por consiguiente, en los costos de operación. Un estudio de factibilidad económica realizado por Lin et al. (2011) muestra que los costos de implementación de una PTAR con sistemas MBR y AnMBR son muy similares; sin embargo, los costos de operación son notoriamente distintos. Para un caudal de $Q = 20\,000\text{ m}^3/\text{d}$ se estima que el costo operacional con la tecnología AnMBR sería igual a 235 000 USD/año, mientras que con la tecnología MBR sería igual a 822 741 USD/año. Por otro lado, si se considera la recuperación de energía en el sistema AnMBR, se podría encontrar un beneficio económico de 341 640 USD/año, lo cual sería suficiente para cubrir los costos operacionales, e incluso, generar una ganancia.

7.5. Análisis de sensibilidad

Debido a que la caracterización de las aguas residuales se basó en valores típicos según literatura existente, se realizó un análisis de sensibilidad de los reactores biológicos en función de la concentración de BOD del afluente. Se evaluaron las concentraciones de BOD del afluente de 200, 300, 400 y 500 mg/L para las alternativas de lodos activados y MBR. Los resultados incluyen el tiempo de retención hidráulica, volumen de reactor, demanda de aire y producción de fangos para ambas alternativas. El diseño de la alternativa de AnMBR se obtuvo mediante estimaciones de otras investigaciones de plantas a escala laboratorio y pilotos; por lo cual, esta alternativa no fue evaluada dentro del análisis de sensibilidad.

7.5.1. Tiempo de retención hidráulica y volumen de reactor

En la Figura 10 se muestra el tiempo de retención hidráulica (HRT) requerido para cada concentración de BOD del afluente analizada. Se observa que las aguas residuales requieren un mayor HRT conforme se incrementa la concentración de BOD del afluente en ambas alternativas. La tasa de crecimiento del HRT es menor en la alternativa de MBR, debido a que el reactor puede operar a mayores concentraciones de biomasa, lo cual provee mayor robustez frente a incrementos en el BOD del afluente.

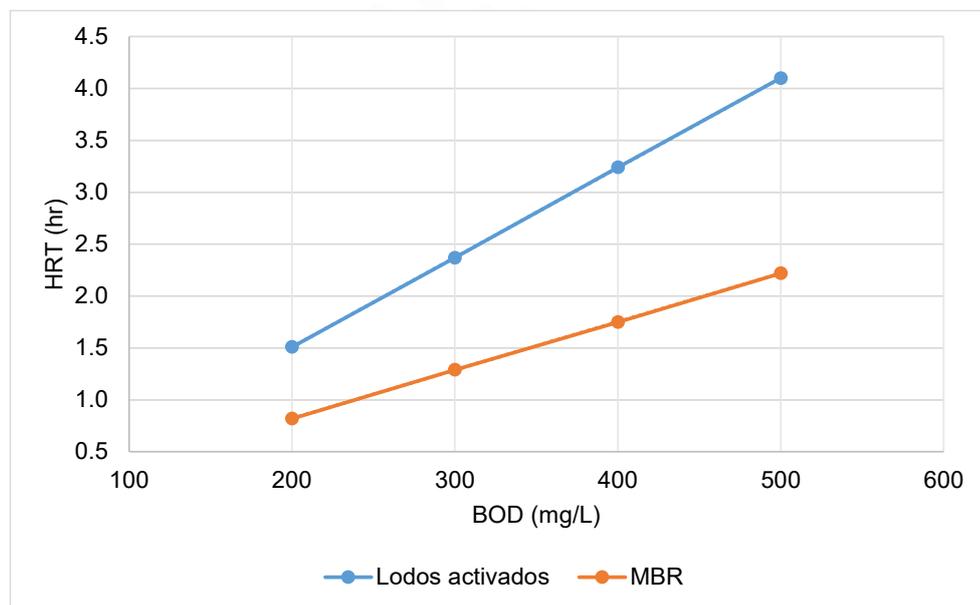


Figura 10. Análisis de sensibilidad – Tiempo de retención hidráulica

La tendencia del HRT requerido en ambas alternativas se refleja en el volumen de reactor, como se muestra en la Figura 11. En el caso de lodos activados, el volumen requerido se incrementa a 72.2 m^3 para un BOD del afluente de 500 mg/L . Si consideramos el volumen requerido por el clarificador secundario, este valor se incrementa a 140.9 m^3 . Por otro lado, el volumen requerido para el MBR se incrementa a 39.1 m^3 para un BOD del afluente igual a 500 mg/L .

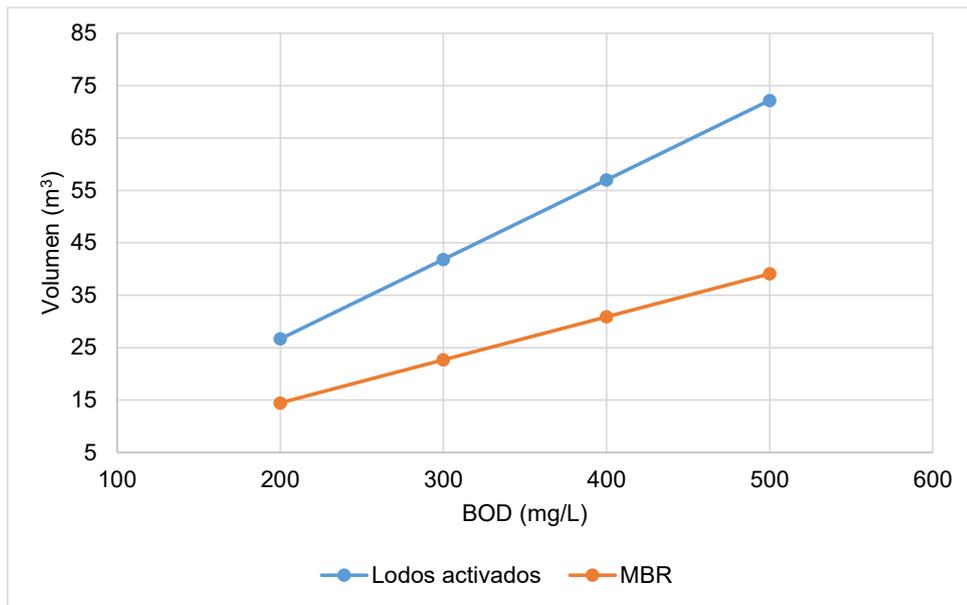


Figura 11. Análisis de sensibilidad - Volumen de reactor requerido

7.5.2. Demanda de aire

En la Figura 12 se muestra la variación de la aireación requerida por los lodos activados y MBR para diferentes concentraciones de BOD del afluente. Considerando una concentración de BOD del afluente igual a 500 mg/L, la demanda de aire se incrementa hasta 3800 m³/d y 4700 m³/d para los lodos activados y MBR, respectivamente.

Además, se observa que la demanda de aire del MBR es mayor por un factor aproximado de 1.2 respecto a los lodos activados, debido a que la mayor digestión de fangos en el MBR requiere de mayor aireación. Sin embargo, otros requerimientos de aireación en el MBR, tales como la limpieza de la membrana para evitar su obstrucción, resultarían en una mayor aireación requerida en esta tecnología.

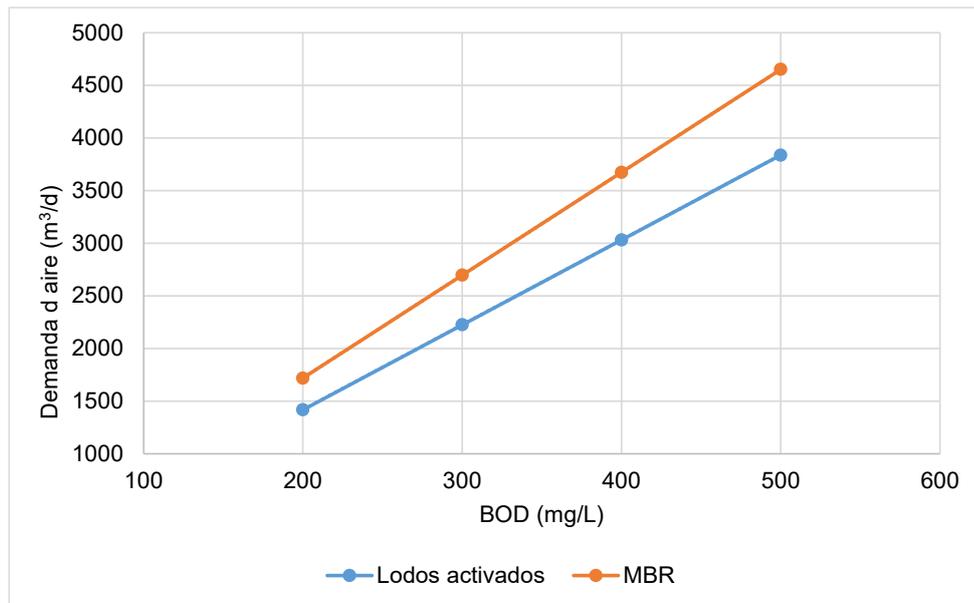


Figura 12. Análisis de sensibilidad - Demanda de aire

7.5.3. Producción de fangos

En la Figura 13 se muestra la variación de la producción de fangos respecto al BOD del afluente para la alternativa de lodos activados y MBR. Se observa que la alternativa de lodos activados genera la mayor cantidad de fangos, la cual alcanza una producción de 43 kg/d para un BOD del afluente igual a 500 mg/L.

Por otro lado, el MBR genera aproximadamente 0.7 veces la cantidad de fangos producidos en los lodos activados. Esto se debe a que el MBR permite mantener un mayor tiempo de retención de sólidos en el reactor, lo cual permite desarrollar una mayor digestión de lodos y reduce la cantidad de fangos producidos.

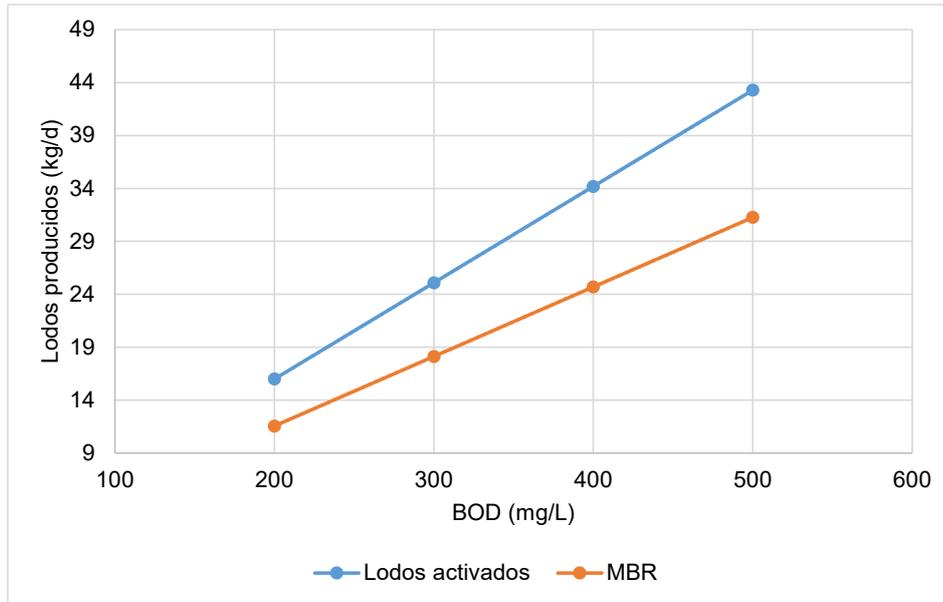


Figura 13. Análisis de sensibilidad - Producción de fangos

7.5.4. Resumen de análisis de sensibilidad

En la Tabla 29 se muestra un resumen de los resultados del análisis de sensibilidad.

Tabla 29. Análisis de sensibilidad – Resumen de resultados

BOD (mg/L)	Lodos activados				MBR			
	HRT (hr)	Volumen del reactor (m ³)	Demanda de aire (m ³ /d)	Producción de fangos (kg/d)	HRT (hr)	Volumen del reactor (m ³)	Demanda de aire (m ³ /d)	Producción de fangos (kg/d)
200	1.5	26.7	1418	16.0	0.8	14.4	1719	11.6
300	2.4	41.8	2225	25.1	1.3	22.7	2697	18.1
400	3.2	57.0	3032	34.2	1.8	30.9	3675	24.7
500	4.1	72.2	3838	43.3	2.2	39.1	4653	31.3

Capítulo 8. Evaluación multicriterio (MCDA) de las alternativas

La toma de decisiones para proyectos ambientales necesita diversas consideraciones socio-políticas, ambientales y de impacto económico. Este trabajo en conjunto con múltiples interesados conlleva a complicaciones para la elección de la alternativa más conveniente. Por ello, es importante establecer una herramienta que permita involucrar a los diversos interesados y la elección sea debidamente sustentada mediante criterios relevantes (Huang et al., 2011). El análisis multicriterio de toma de decisiones (MCDA) ha sido exitosamente utilizado en el área medioambiental debido a la interrelación de la información técnica disponible y las valoraciones de criterios de las partes involucradas que respaldan la toma de decisiones.

Muchas investigaciones concluyen que la aplicación del método MCDA les brinda mejoras significativas en el proceso de toma de decisiones (Huang et al., 2011). La aplicación del método multicriterio para una planta de tratamiento municipal de 720,000 habitantes en Italia, concluye que es recomendable evaluar más de una dimensión, tal como criterios orientados a la sostenibilidad, siendo el método MCDA capaz considerar la complejidad del asunto en discusión y brindar el resultado más adecuado de tratamiento (Gherghel et al, 2020). En la Figura 14 se muestra un diagrama de flujo para el Análisis Multicriterio de toma de decisiones establecido para el caso de estudio.

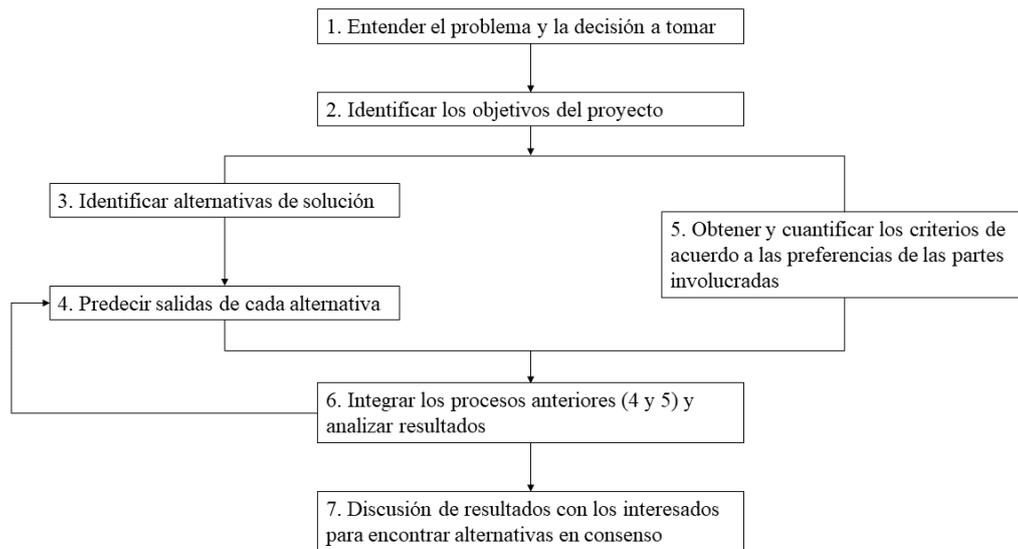


Figura 14. Proceso de evaluación Multi-criterio
Fuente: Adaptado de Lienert, 2016.

Como se muestra en la Figura 14, la propuesta planteada para el estudio inicia con entender el problema en profundidad. Esto conlleva a conocer quién decide y quiénes son los afectados en el proyecto; asimismo, comprender de una manera amplia cuáles son sus intereses y a quiénes incluir en el proceso de toma de decisión (Lienert, 2016). El segundo paso involucra identificar objetivos claros dentro del proyecto y criterios importantes de comparación entre las diversas alternativas de tratamiento. Al mismo tiempo, se deberá identificar alternativas de solución, predecir salidas de alternativas, obtener juicios de expertos o referencias de bibliografía y cuantificar los criterios establecidos como resultado del modelo MCDA seleccionado (Lienert, 2016). Finalmente, se procede a integrar los procesos trabajados de manera paralela para realizar el análisis de resultados y discusión de los mismos con los principales involucrados del proyecto para encontrar alternativas en consenso.

8.1. Elección del modelo MCDA

Se realizó la elección del modelo de MCDA para la elección de la alternativa de la PTAR en el PCTS-PUNKU. Para el caso de estudio se ha determinado comparar tres modelos MCDA, entre los cuales se encuentran AHP, MAUT y ELECTRE.

El modelo AHP (*Analytic Hierarchy Process*) o modelo analítico jerárquico contribuye a los tomadores de decisiones a establecer prioridades reduciendo la toma de decisiones compleja en serie de comparaciones por pares y sintetizándola en un solo resultado (Saaty, 1970). La construcción de una jerarquía de toma de decisiones conduce a un sistema eficiente de niveles de comparación. El modelo propone una escala de prioridades que varían entre 1 y 9, según la Tabla 30, para la comparación entre pares de criterios de un mismo nivel. Posteriormente, las preferencias ingresadas se transforman en una matriz de comparación y, de acuerdo al modelo matemático propuesto por Saaty (1970), se convierte en un problema de vectores y valores propios (Arancibia et al., 2018).

Tabla 30. Escala de preferencias

Juicios	Puntuación	Ampliación
Igual	1	Ambas actividades contribuyen al mismo objetivo
Moderado	3	El puntaje favorece ligeramente a un criterio sobre otro
Fuerte	5	El juicio favorece fuertemente a una actividad sobre otra
Muy fuerte	7	Un criterio es favorecido muy fuertemente sobre otra
Extremo	9	Se evidencia un criterio sobre otro en el rango más alto posible de afirmación

Nota. Fuente: Adaptado de Thomas Saaty (2008)

El modelo MAUT (*Multi Attribute Utility Theory*) se desarrolla mediante el uso de una función numérica llamada función de utilidad, la cual representa las preferencias de los interesados para cada criterio. La clave de comprensión del modelo radica en que después de realizar la función de utilidad esta puede ser utilizada para asignar puntajes de los criterios que contribuirán a la toma de decisiones. La ventaja del modelo de MAUT es la simplicidad aplicada en sus funciones de utilidad; es decir, los tomadores de decisiones solo se enfocarán en determinar las diversas funciones para cada alternativa. La construcción de las funciones se

basa en identificar primero el mejor y peor puntaje de cada criterio; esto es debido a que con ello se establece un rango entre 0 y 1 (San Cristóbal, 2012).

El modelo ELECTRE (*Elimination and choice expressing the reality*) permite definir pesos para cada criterio comparado entre pares de alternativas. El modelo ha sido definido como un acercamiento extremo de comparación, el cual permite comparar alternativas entre pares y diferenciar ciertos criterios significativos. Por otro lado, el modelo limita las compensaciones en los puntajes y permite la incomparabilidad e inconmensurabilidad; es decir, criterios imposibles de valores (Cinelli et al., 2014; Polatidis et al., 2006).

En la Tabla 31 se resume la información de entrada, el nivel de complejidad y los resultados de los modelos MCDA presentados. Se observa que el modelo MAUT presenta alta dificultad para la generación de funciones de utilidad a diferencia de los demás modelos que presentan una intermedia dificultad, los cuales realizan una comparación entre pares. La información de entrada para el desarrollo de los modelos se hace extensa para el modelo ELECTRE. Por otro lado, estos modelos brindan como resultado final la clasificación completa, a excepción del modelo ELECTRE que también brinda clasificaciones parciales debido a la comparación preferencial.

Tabla 31. Información de entrada y salida de cada método de MCDA

Información de entrada	Dificultad en la generación de información de entrada	Método MCDA	Resultados
Función de utilidad	Muy alta	MAUT	Clasificación completa con puntajes
Estructura jerárquica Comparación entre pares	Intermedia	AHP	Clasificación completa con puntajes
Comparación entre pares por indiferencia, preferencia, preferencia débil e incomparabilidad	Intermedia	ELECTRE	Clasificación parcial y completa con puntajes

Nota. Fuente: Adaptado de Raigoza, 2016

Existen diversas diferencias en cuanto a las ventajas, limitaciones y aplicaciones desarrolladas en cada modelo. En la Tabla 32 se muestra una tabla comparativa de los modelos analizados. El modelo MAUT, a pesar de ser un modelo sencillo, requiere la elaboración de funciones de utilidad, las cuales son complejas de definir para cada atributo. Por tal motivo, estas funciones dificultan la representación precisa de las preferencias de los tomadores de decisiones (Wang et al, 2010). Por otro lado, el modelo AHP es una herramienta flexible y cómoda de usar cuando los niveles jerárquicos no son muy extensos. Por ende, el modelo AHP resulta altamente atractivo, no solo por su simplicidad sino también por la integración de criterios cuantificables y cualitativos. Finalmente, el modelo ELECTRE, pese a ser un modelo simple y fácil de comprender, es considerado un modelo de caja negra. Esto se debe a su concepto de no comparabilidad entre alternativas debido a que estas no pueden ser adicionadas matemáticamente.

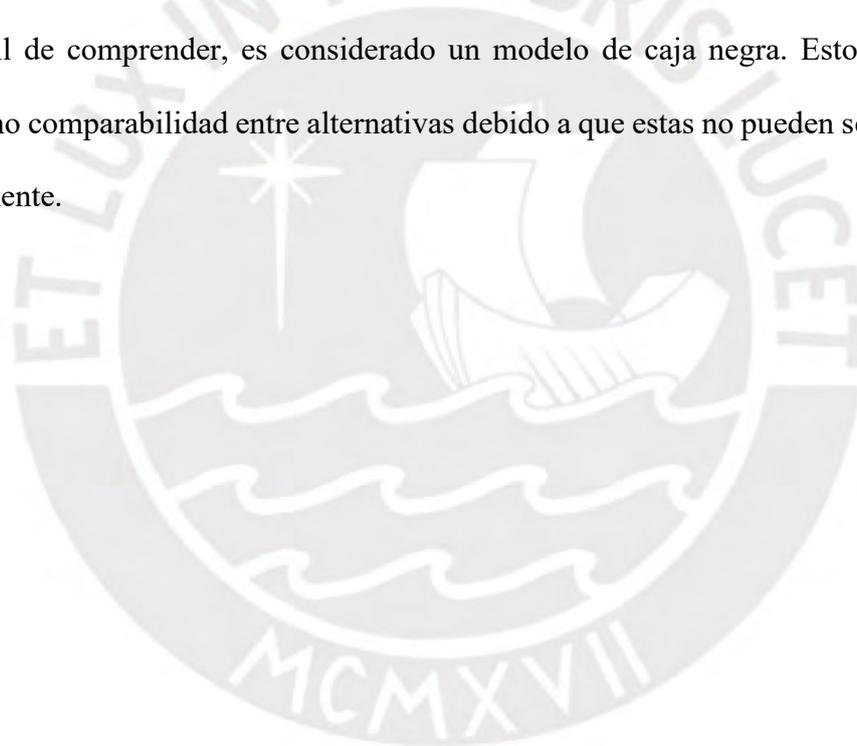


Tabla 32. Cuadro de diferencias y ventajas de los modelos

Método MCDA	Ventajas	Limitaciones	Aplicación
MAUT	Las funciones de utilidad ayudan en el proceso de toma de decisión. Es decir, identifica criterios importantes y evalúa las alternativas de acuerdo a los conflictos del problema.	Se dificulta la generación de funciones de utilidad, debido a la complejidad en la percepción de cada atributo y su incertidumbre o riesgo asociado.	Usualmente empleado para la elección de alternativas o estrategias de tecnologías energéticas.
AHP	El uso del modelo es simple, flexible y atractivo. Asimismo, permite involucrar criterios cuantificables y cualitativos durante la elección de la alternativa.	A pesar de ser un modelo simple, este requiere de mucho tiempo, más aún cuando la estructura jerárquica es extensa.	Comúnmente empleado para la elección de modelos energéticos o alternativas relacionadas con el recurso de energía y el agua.
ELECTRE	Modela preferencias del tomador de decisiones y permite identificar las intensidades de preferencias del mismo. Es un método simple, fácil de comprender y aplicar.	No es considerado un modelo de selección real sino un modelo adecuado para el proceso de selección inicial. En muchos casos, el modelo suele ser representado por una caja negra que brinda resultados insatisfactorios.	Implementado para la elección de evaluación de alternativas sobre energía renovables.

Nota. Fuente: Adaptado de Raigoza, 2016

Diversos estudios muestran que el modelo AHP está ampliamente utilizado para elección de alternativas relacionadas a energía. Además, el modelo es simple si se trabaja con una estructura jerárquica básica. Cabe mencionar que el modelo AHP tiene como principal objetivo establecer puntajes globales a las alternativas propuestas teniendo como base la puntuación individual de cada criterio. Finalmente, para el presente trabajo se opta por el modelo AHP debido a su menor complejidad y simplicidad para un nivel jerárquico básico.

8.2. Definición de criterios de evaluación

Los criterios de evaluación se establecieron realizando entrevista a los principales involucrados del proyecto. Entre los cuales se encuentra el Jefe de Proyecto del PCTS-PUNKU, especialista en gestión de proyectos y planificación estratégica e investigadores de la universidad, dedicados a la docencia e investigación en la PUCP sobre ingeniería y sostenibilidad ambiental. A continuación, se presenta los criterios más relevantes e importantes para la toma de decisión de la PTAR.

8.2.1. Criterios ambientales

El impacto ambiental global y local son indicadores de sostenibilidad; por tanto, se ha abarcado dos recursos importantes tales como el agua y energía. Estos criterios están íntegramente relacionados con el rendimiento energético neto consumido por la PTAR y la eficiencia de remoción de BOD.

- Subcriterio 1 - Energía neta consumida: se presenta como un ratio de energía por metro cúbico de agua tratada. Se calcula como la energía demandada menos la potencialmente generada durante los procesos del tratamiento.
- Subcriterio 2 - Eficiencia de remoción BOD: es el porcentaje de remoción del contenido orgánico (BOD) del afluente y el efluente de la PTAR.

8.2.2. Criterios económicos

Los indicadores económicos sostenibles están relacionados con los costos de implementación y operación de la PTAR. A continuación, se presentan cuatro criterios establecidos por los principales interesados del proyecto.

- Subcriterio 1 - Área requerida por la PTAR: superficie de la PTAR conformada por sedimentadores, reactores y clarificador, así como un tanque de homogeneización.
- Subcriterio 2 - Facilidad de operación y mantenimiento: se consideran procesos y requerimientos técnicos de operación en una escala de 1-5.

- Subcriterio 3 - Costo de implementación: incluye construcción de tanques, compra de membranas y demás equipos, según la escala de 1-5.
- Subcriterio 4 - Costo de operación: comprenden los costos de bombeo, aireación y suministros químicos, entre otros, según la escala 1-5.

Dentro de los criterios económicos se ha establecido una escala de 1-5 (1: Bajo 2: Regular 3: Moderado 4: Alto 5: Muy alto). Ello para dar más consistencia y precisión a algunos subcriterios cuantitativos y cualitativos que no se han considerados en el modelamiento BioWin de las alternativas propuesta del presente estudio, pero aun así son importantes para la toma de decisiones de la PTAR. En la Tabla 33 se establece la estructura jerárquica de los múltiples criterios propuestos.

Tabla 33. Criterios y subcriterios

Criterios	Subcriterios
Criterios ambientales	Energía neta consumida (Kwh/m ³) Eficiencia de remoción BOD (%)
Criterios económicos	Área requerida por la PTAR (m ²) Facilidad de operación y mantenimiento Costo de implementación Costo de operación

8.3. Evaluación multicriterio

La evaluación multicriterio se establece consultando a los diversos interesados de acuerdo los criterios necesarios e importantes para la selección de la alternativa. Los datos de entrada para la evaluación multicriterio jerárquico se presentan en la Tabla 34.

Tabla 34. Cuadro comparativo de alternativas

	Energía neta consumida (Kwh/m ³)	Eficiencia de remoción BOD (%)	Área requerida por la PTAR (m ²)	Facilidad de operación y mantenimiento	Costo de implementación	Costo de operación
Alternativa 1: Lodos activados	0.50	93.5	62.7	3	3	4
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	1.00	98.5	43.3	2	5	5
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	0.20	92.5	69.2	1	5	2

Como se puede apreciar en la Tabla 34, la alternativa 1 posee un consumo energético promedio, así como una buena eficiencia de remoción de BOD, además, presenta la mayor facilidad de operación, un costo de implementación moderado y operación alto. La alternativa 2 presenta el mayor consumo de energía y alcanza la mejor remoción de BOD; asimismo, requiere la menor área, pero sus costos de implementación y operación son más elevados. La alternativa 3 presenta el mejor rendimiento energético, y presenta una remoción ligeramente menor al de la alternativa 1; además, su área ocupada es similar al de la alternativa 1. Es la alternativa más difícil de operar y su costo de implementación es tan alto como el de la alternativa 2; por otro lado, su costo de operación es el menor de los tres.

Posteriormente, se procedió a realizar las encuestas de preferencias entre alternativas y criterios de acuerdo a la escala de Saaty. Este proceso se llevó a cabo mediante encuestas virtuales y presenciales. Las encuestas realizadas y los análisis de resultados se presentan en el Anexo D. El resumen de los resultados de cada experto se presenta en la Tabla 35, Tabla 36, Tabla 37 y Tabla 38.

Tabla 35. Resultados según preferencias del experto 1 – Jefe de proyecto del PCT PUNKU

	Energía neta consumida	Eficiencia de remoción BOD	Área requerida por la PTAR	Facilidad de operación y mantenimiento	Costo de implementación	Costo de operación	Total (%)
Peso de cada criterio	0.047	0.129	0.023	0.336	0.118	0.346	
Alternativa 1: Lodos activados	0.281	0.143	0.333	0.715	0.714	0.173	42.4
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.135	0.714	0.333	0.218	0.143	0.055	21.5
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	0.584	0.143	0.333	0.067	0.143	0.772	36.0

Tabla 36. Resultados según preferencias del experto 2 – Investigador de la universidad

	Energía neta consumida	Eficiencia de remoción BOD	Área requerida por la PTAR	Facilidad de operación y mantenimiento	Costo de implementación	Costo de operación	Total (%)
Peso de cada criterio	0.120	0.361	0.022	0.181	0.052	0.265	
Alternativa 1: Lodos activados	0.227	0.158	0.130	0.715	0.714	0.188	30.3
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.051	0.766	0.808	0.218	0.143	0.081	36.9
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	0.722	0.076	0.062	0.067	0.143	0.731	32.8

Tabla 37. Resultados según preferencias del experto 3 – Investigador de la universidad

	Energía neta consumida	Eficiencia de remoción BOD	Área requerida por la PTAR	Facilidad de operación y mantenimiento	Costo de implementación	Costo de operación	Total (%)
Peso de cada criterio	0.092	0.500	0.037	0.155	0.062	0.155	
Alternativa 1: Lodos activados	0.207	0.333	0.333	0.669	0.714	0.149	36.9
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.058	0.333	0.333	0.243	0.143	0.066	24.1
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	0.735	0.333	0.333	0.088	0.143	0.785	39.0

Tabla 38. Resultados según preferencias del experto 4 – Investigador de la universidad

	Energía neta consumida	Eficiencia de remoción BOD	Área requerida por la PTAR	Facilidad de operación y mantenimiento	Costo de implementación	Costo de operación	Total (%)
Peso de cada criterio	0.227	0.472	0.023	0.157	0.042	0.080	
Alternativa 1: Lodos activados	0.149	0.200	0.200	0.669	0.714	0.149	28.0
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.066	0.600	0.600	0.243	0.143	0.066	36.1
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	0.785	0.200	0.200	0.088	0.143	0.784	35.9

8.4. Discusión de resultados

En la Tabla 35 se presentan los resultados del análisis MCDA del experto 1 – Jefe de proyecto del PCTS-PUNKU. Se concluye que los criterios de facilidad de operación y mantenimiento, así como el costo de operación son los más relevantes para este experto; en cambio, los menos significativos son la energía neta consumida y el área requerida por la PTAR. Los principales factores que influyeron en los resultados de este experto fueron la facilidad de operación y los bajos costos de implementación de los lodos activados en comparación con las alternativas MBR y AnMBR. Por otro lado, el reactor anaerobio de membrana (AnMBR) presenta el mejor puntaje en el criterio de costo de operación y energía neta consumida debido a que esta tecnología recupera y reutiliza la energía en la operación de la PTAR. Las tres alternativas obtuvieron la misma puntuación en cuanto al criterio de área requerida por la PTAR, ya que, según el jefe de proyecto, la diferencia entre las áreas requeridas es mínima a comparación de toda el área dispuesta en el PCTS-PUNKU. Finalmente, la alternativa preferida por el experto 1 es lodos activados (42.4 %), seguido por AnMBR (36.0 %) y MBR (21.5 %).

Como se muestra en la Tabla 36, los criterios más relevantes para el experto 2 son la eficiencia de remoción de BOD y los costos de operación de la PTAR. En contraste, los criterios menos representativos son el área requerida y el costo de implementación. De manera similar a los resultados del experto 1, la alternativa de lodos activados destaca en la facilidad de operación y costos de implementación; mientras que la alternativa AnMBR, en la energía neta consumida y el costo de operación. Por otro lado, el criterio de remoción de BOD tuvo más importancia en la evaluación del experto 2, por lo cual, la alternativa MBR destacó entre las demás alternativas. Por último, la alternativa preferida por el experto 2 es MBR (36.9 %), seguida por AnMBR (32.8 %) y lodos activados (30.3%).

Como se muestra en la Tabla 37, el experto 3 identifica como principal criterio a la eficiencia de remoción BOD; sin embargo, las tres alternativas reciben el mismo grado de importancia en este criterio. De igual manera a los expertos anteriores, la alternativa de lodos activados presenta el mayor puntaje en cuanto a facilidad de operación costos de implementación, mientras que la alternativa AnMBR destaca por su rendimiento energético y menor costo de operación. Como resultado, la alternativa preferida por el experto 3 es AnMBR (39.0 %), seguida por lodos activados (36.9 %) y MBR (24.1 %).

Finalmente, en la Tabla 39, el experto 4 establece como principal criterio la eficiencia de remoción de BOD; por otro lado, los criterios menos relevantes fueron el área requerida, y los costos de implementación y operación. Un factor influyente en los resultados de este experto fue el grado de importancia elevado otorgado a la alternativa MBR en el criterio de remoción de BOD, de manera similar al experto 2. Otro factor relevante fue la importancia considerada en la eficiencia energética del AnMBR en relación al resto de alternativas. Finalmente, las alternativas preferidas por el experto 4 fueron MBR (36.1%) y AnMBR (35.9%), seguidos por lodos activados (28.0%).

En la Tabla 39 se presenta el resumen de resultados de cada experto según la evaluación multicriterio realizada. Se observa que las preferencias son variadas, y cada alternativa presenta ventajas importantes en ciertos criterios.

Tabla 39. Resumen de pesos - MCDA

	Experto 1 (%)	Experto 2 (%)	Experto 3 (%)	Experto 4 (%)
Alternativa 1: Lodos activados	42.4	30.3	36.9	28.0
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	21.5	36.9	24.1	36.1
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	36.0	32.8	39.0	35.9

Los criterios que han recibido mayor importancia son la eficiencia de remoción de BOD, la facilidad de operación y mantenimiento, y los costos de operación. La alternativa MBR destacó en la eficiencia de remoción de BOD, ya que el proceso de filtración de membrana en un reactor biológico aerobio provee una alta degradación de materia orgánica y retención de sólidos. La facilidad de operación fue uno de los criterios más destacados de la alternativa de lodos activados, debido a que esta tecnología es más empleada en el Perú en comparación con las otras alternativas. En cambio, la alternativa AnMBR es una tecnología reciente y en continuo estudio, por lo que requiere mayor inversión tanto en personal calificado, mantenimiento y equipamiento. Sin embargo, todos los expertos coinciden en que esta alternativa es fuertemente destacada en comparación con las demás en el criterio energético. Por otro lado, el criterio que menos ha influenciado en la elección de la alternativa ha sido el área requerida de la PTAR. A pesar de que los sistemas AnMBR y MBR requieran menor área, no se ha apreciado en la evaluación multicriterio debido al relativamente bajo caudal y a la extensión del terreno disponible. Esta diferencia de áreas puede ser más significativa para caudales de diseño mayores.

Capítulo 9. Conclusiones

En el presente trabajo se han expuesto diversas tecnologías que representan una oportunidad de desarrollo sostenible del PCTS-PUNKU mediante la recuperación de recursos. Las tecnologías de lodos activados, biorreactor de membrana (MBR) y biorreactor anaerobio de membrana (AnMBR) son capaces de cumplir los requerimientos ambientales de reutilización en el PCTS-PUNKU según normativa nacional y guías internacionales. Cada una de estas alternativas presenta un conjunto de dimensiones ambientales, energéticas, económicas y funcionales diferente; sin embargo, el análisis multicriterio de alternativas realizado no resultó en una tecnología superior a las otras.

El proyecto requiere reutilizar las aguas tratadas para el riego de áreas verdes y diversos usos de los edificios, por ejemplo, descarga de inodoros. Por lo tanto, la calidad del efluente debe cumplir con los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) correspondientes; asimismo, se recomienda seguir guías internacionales, tales como los recomendados por la Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos (EPA) para la reutilización del agua.

El diseño preliminar y el modelamiento de las alternativas en el programa Biowin muestran que las tecnologías propuestas logran la calidad exigida según los ECA actuales para su reutilización en el riego de parques y jardines. La simulación en Biowin validó satisfactoriamente el diseño preliminar realizado de los procesos de lodos activados y biorreactor de membrana (MBR). Asimismo, para obtener una calidad recomendada por EPA, se sugiere incluir procesos de filtración y desinfección del efluente del tratamiento biológico; para las alternativas biorreactor de membrana (MBR) y biorreactor anaerobio de membrana (AnMBR) solo se requiere una desinfección final debido a la separación física provista por la membrana.

La evaluación multicriterio según el modelo jerárquico AHP es un proceso relativamente subjetivo donde la perspectiva de cada evaluador influye significativamente la asignación de

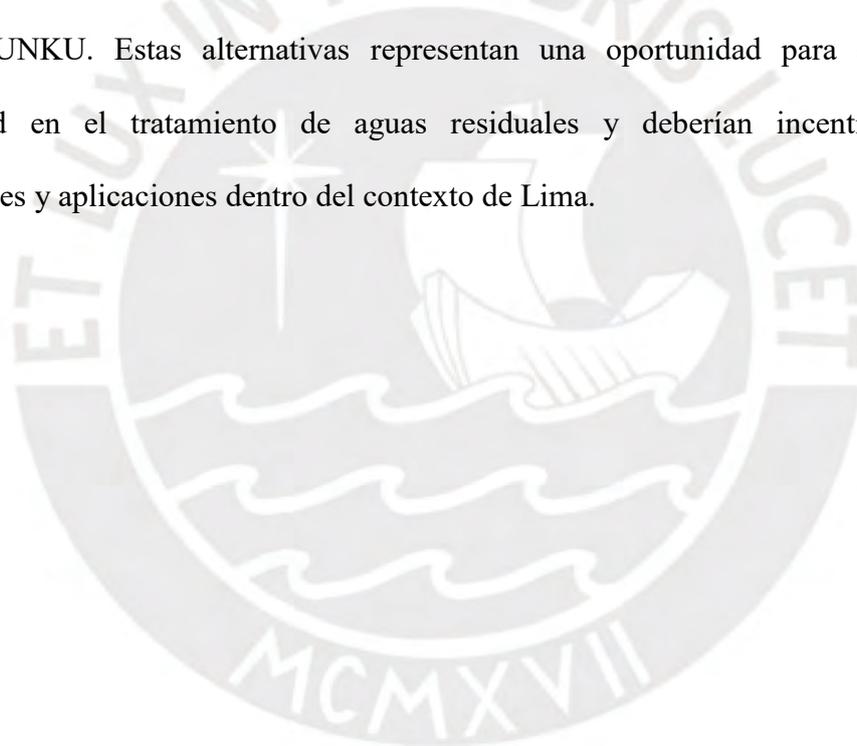
pesos entre criterios y alternativas. Al respecto, la evaluación del jefe de proyectos encargado del PCTS-PUNKU ha provisto la investigación de un punto de vista práctico, la cual ha sido complementada con las evaluaciones de investigadores de la universidad relacionados al ámbito de sostenibilidad y tratamiento de aguas residuales. Durante el análisis de resultados debe considerarse el componente subjetivo de cada evaluación.

Los criterios más relevantes considerados por los expertos fueron la eficiencia de remoción de BOD, la facilidad de operación y mantenimiento, y los costos de operación. En general, todos los expertos coinciden en que los lodos activados destacan notablemente por su facilidad de operación y mantenimiento y sus costos de implementación. Por otro lado, la tecnología MBR destaca notablemente por su eficiencia en la remoción de BOD, mientras que la tecnología AnMBR destaca por su rendimiento energético y costos de operación. El criterio de área requerida por la PTAR obtuvo la menor significancia entre todos los criterios de acuerdo a los expertos evaluados; sin embargo, para caudales más elevados o un diferente contenido de materia orgánica, la variación del área requerida puede ser considerable. Según los resultados, el experto 1 favoreció la tecnología de lodos activados; el experto 2, la tecnología MBR; el experto 3, la tecnología AnMBR; y el experto 4, tanto las tecnologías MBR como AnMBR.

Es importante mencionar que los criterios de evaluación empleados en el análisis de tecnologías se establecieron en base a las necesidades del PCTS-PUNKU y a lo reportado en la literatura. Sin embargo, otros criterios, tales como la remoción de nutrientes y producción de lodos pueden influenciar en el potencial de reutilización y costos de operación, respectivamente. En el aspecto social, la generación de olores, generación de ruidos, e impacto visual son criterios que pueden ser importantes; no obstante, los efectos negativos que estos puedan tener deben ser atendidos durante la etapa de diseño (Molinos-Senante et al., 2014; Bradley et al., 2002).

De acuerdo con Rittmann et al. (2005), la tecnología AnMBR permitiría el desarrollo más sostenible en el tratamiento de aguas residuales. Se ha evidenciado que plantas piloto han logrado no solo un balance energético, sino también una ganancia económica por medio del metano gaseoso recuperado. No obstante, la capacidad técnica profesional en la ciudad de Lima puede representar un limitante en la aplicación y desarrollo de nuevas tecnologías como esta. Desde un punto de vista práctico, aplicar la tecnología AnMBR puede conllevar un problema importante en la operación de una PTAR.

Mediante el presente trabajo se han identificado y analizado diversas alternativas de tratamiento de aguas residuales que logran cumplir las necesidades de reutilización de recursos del PCTS-PUNKU. Estas alternativas representan una oportunidad para desarrollar la sostenibilidad en el tratamiento de aguas residuales y deberían incentivar mayores investigaciones y aplicaciones dentro del contexto de Lima.



Referencias

- Acosta, M., Díaz, R., y Anaya, Á. (2009). Revisión de técnicas de análisis de decisión multicriterio (multiple criteria decision analysis –MCDA) como soporte a problemas complejos: pronósticos de demanda. *Revista Científica Guillermo de Ockham*, 7(2), 21 doi: <http://dx.doi.org/10.21500/22563202.547>.
- Amador, A., Veliz, E. y Bataller, M. (2014). Tratamiento de lodos, generalidades y aplicaciones. *Revista CENIC Ciencias Químicas*, 46, 16-25. <https://revista.cnic.cu/index.php/RevQuim/article/view/167>.
- Aiyuk, S., Odonkor, P., Theko, N., Van Haandel, A. y Verstraete, W. (2010). Technical problems ensuing from UASB reactor application in domestic wastewater treatment without pre-treatment. *International Journal of Environmental Science and Development*, 1 (5), 392-398. doi: 10.7763/ijesd.2010.v1.76
- Autoridad Nacional del Agua (18 de marzo del 2021). Evaluación de recursos hídricos de doce cuencas hidrográficas del Perú. Recuperado de <https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/202>
- Arancibia, S., Contreras, E., Mella, S., Torres, P., y Villablanca, I. (2018). *Evaluación Multicriterio: aplicación para la formulación de proyectos de infraestructura deportiva*. Recuperado de <http://www.dii.uchile.cl/~ceges/publicaciones/ceges48.pdf>
- Barroso, R., Santos, M., Pereira, R. y Franci, R. (2017). Comparative analysis of the energy consumption of different wastewater treatment plants. *International Journal of Architecture, rts and Applications*, 3(6), 79-86. doi: 10.11648/j.ijaaa.20170306.11
- Belton, V. y Stewart, T. (2001). *Multiple criteria Decision Analysis: An Integrated Approach*. Springer.
- Bradley, B., Daigger, G., Rubin, R. y Tchobanoglous, G. (2002). Evaluation of onsite wastewater treatment technologies using sustainable criteria. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 4, 87-99. doi: 10.1007/s10098-001-0130-y
- Bluefield Research. (13 de enero 2014). U.S. and Chinese suppliers lead global membrane bioreactor market, according to Bluefield Research. <https://www.bluefieldresearch.com/ns/u-s-and-chinese-suppliers-lead-global-membrane-bioreactor-market-according-to-bluefield-research/>
- Blume, T., Martinez, I. y Neis, U. (2002). *Wastewater disinfection using ultrasound and UV light*. Alemania: TU Hamburg-Harburg Reports on Sanitary Engineering. <https://www.osti.gov/etdeweb/biblio/20339937>
- Brown, S., Ippolito, J., Hundal, L. y Basta, N. (2020). *Municipal biosolids – A resource for sustainable communities*. United States: Environmental Science &Health. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2020.02.007>

- Chang, S. (2014). Anaerobic membrane biorreactors (AnMBR) for wastewater treatment. *Advances in Chemical Engineering and Science*, 4, 56-61. <http://dx.doi.org/10.4236/aces.2014.41008>
- Cheremisinoff, N. (2002). *Handbook of water and Wastewater treatment Technologies*. Woburn: Butterworth- Heinemann.
- Cinelli, M., Coles, S. y Kirwan, K. (2014). Analysis of the potentials of multi criteria decision analysis methods to conduct sustainability assessment. *Ecological Indicators*, 46, 138-148. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.011>
- Comisión Nacional del Agua. (2016). *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento: alternativas tecnologías de tratamiento de aguas residuales para la recarga artificial de acuíferos*. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Collivignarelli, M., Abba, A., Benigna, I, Sorlini, S y Torretta, V. (2017). Overview of the main disinfection processes for wastewater and drinking water treatment plants. *Sustainability*, 10(1), 86. <https://doi:10.3390/su10010086>
- Crittenden, C., Rhodes, R., Hand, D., Howe, K. y Tchobanoglous, G. (2012). *MWH's water treatment: Principles and design*. Third Edition. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc.
- Daigger, G. y Boltz, J. (2011). Trickling filter and trickling filter- suspended growth process design and operation: A state of the art review. <https://doi:10.2175/106143010X12681059117210>.
- Decreto Supremo N°001-2010-AG. *Aprueban Reglamento de las Ley N°29338, Ley de Recursos Hídricos* (2010). Recuperado del sitio de internet de la Autoridad Nacional del Agua: https://www.ana.gob.pe/sites/default/files/publication/files/reglamento_lrh_-_no_29338_0.pdf
- Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM, Aprueban estándares de calidad ambiental (ECA) para agua y establecen disposiciones complementarias (7 de junio de 2017). Recuperado del sitio de internet del Ministerio de Ambiente: <http://www.minam.gob.pe/disposiciones/decreto-supremo-n-004-2017-minam/>
- De Montis, A., Droste-Franke, B., De Toro, P., Omann, I. y Stagl, S. (2005). Assessing the quality of different MCDA methods. *Alternatives for environmental evaluation*, 99-133.
- Diario Oficial de la Unión Europea. (2019). Dictamen del Comité Económico y Social Europeo sobre la propuesta de Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo relativo a los requisitos mínimos para la reutilización del agua (Programa evolutivo). Unión Europea. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX:52018AE2925>
- Dvorák, L., Gómez, M., Dolina, J. y Cernín, A. (2016). Anaerobic membrane biorreactors—a mini review with emphasis on industrial wastewater treatment: applications, limitations and perspectives. *Desalination and Water Treatment*, 57(41), 19062-19076. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1100879>

- Edzwald, J. (2011). *Water quality & treatment: A handbook on drinking water*. United States: Mc Graw Hill.
- EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 2000. *Biosolids Technology Fact Sheet: Alkaline Stabilization of biosolids*. United States: EPA. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2018-11/documents/alkaline-stabilization-biosolids-factsheet.pdf>
- EPA (2012). *Guidelines for water reuse*. EPA/600/R-12/618. Washington, DC: EPA, National Risk Management Research Laboratory y U.S. Agency for International Development. Recuperado del sitio de internet de la EPA: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2019-08/documents/2012-guidelines-water-reuse.pdf>
- European Commission [COM] (2018). *Annexe to the proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on minimum requirements for water reuse*. <https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/1774-Proposal-for-a-Regulation-of-the-European-Parliament-and-of-the-Council-on-minimum-requirements-for-water-reuse>
- Gabarrón, S., Ferrero G., Dalmau, M., Comas, J. y Rodriguez-Roda, I.(2014). Assessment of energy-saving strategies and operational costs in full-scale membrane bioreactors. *Journal of Environmental Management*, 134, 8 – 14. doi: 10.1016/j.jenvman.2013.12.023
- Ganoulis, J. (2011). Risk Analysis of Wastewater Reuse in Agriculture. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 1:3, doi: <https://doi.org/10.1186/2251-7715-1-3>.
- García, J., Mujeriego, R., Bourrouet, A., Peñuelas, G. y Freixes, A. (2000). Wastewater treatment by pond systems: experiences in Catalonia. *Water Science and Technology*, 10-11(42), 35-42. doi:10.2166/wst.2000.0603
- Gherghel A., Teodosiu C., Notarnicola M. y De Gisi S. (2020). Sustainable design of large wastewater treatment plants considering multi-criteria decision analysis and stakeholders' involvement. *Journal of Environmental Management* 261 (2020) <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110158>
- Gikas, P. (2016). Towards energy positive wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, 203(2), 621-629. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.061>
- Google. (s.f.). [Mapa satelital de Santa María del Mar, Lima, Perú en Google maps]. Recuperado el 28 de setiembre, 2018, de: <https://www.google.com/maps/place/Santa+Mar%C3%ADa+del+Mar/@-12.4290359,-76.7825389,17495m/data=!3m1!1e3!4m5!3m4!1s0x91059ee865d50fe1:0x99f5560c6d29b9d4!8m2!3d-12.4058611!4d-76.7743383>
- Gunda M., Riyadh I. y Ibrahim M. (2020). Integrating electrochemical and bioelectrochemical systems for energetically sustainable treatment of produced water. *Fuel*, 285, 119104. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.119104>

- Guo, J. S., Fang F., Yan P., y Chen Y. P. (2019). Sludge reduction based on microbial metabolism for sustainable wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 297, 122506. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122506>
- Hassen, A., Mahrouk, M., Ouzari, H., Cherif, M., Boudabous, A. y Damelin-court, J. (2000). UV disinfection of treated wastewater in a large-scale pilot plant and inactivation of selected bacteria in a laboratory UV device. *Bioresource Technology*, 74(2), 141-150. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)00179-0](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00179-0)
- Harb, M. y Hong, P. (2017). Anaerobic membrane bioreactor effluent reuse: A review of microbial safety concerns. *Fermentation*, 3 (39), 1-28. doi:10.3390/fermentation3030039
- Huang, I., Keisler, J. y Linkov, I. (2011). Multi-criteria decision analysis in environmental sciences. *Science of the Total Environment*, 409(19), 3578-3594. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.06.022>
- Hwang, J., Church, J., Lim, J. y Lee, W.H. (2018). Photosynthetic biohydrogen production in a wastewater environment and its potential as renewable energy. *Energy*, 149, 222-229. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.02.051>
- IDOM (2015). Master Plan del Parque Científico, Tecnológico y Social en Santa María del Mar. Lima. Pontificia Universidad Católica del Perú
- Iglesias, R., Simón, P., Moragas, L., Arce, A. y Rodriguez-Roda, I. (2017). Cost comparison of full-scale water reclamation technologies with an emphasis on membrane bioreactors. *Water Science and Technology*, 11-12 (75), 2562-2570. doi: 10.2166/wst.2017.132
- Ji, J., Kakade, A., Yu, Z., Khan, A., Liu, P. y Li, X. (2020). Anaerobic membrane bioreactors for treatment of emerging contaminants: A review. *Journal of Environmental Management*, 270, 110913. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110913>
- Kazmierczak, M. (2012). *Sewage sludge stabilization indicators in aerobic digestion – a review*. Polonia: SGGW. <https://doi:10.2478/v10060-011-0066-9>
- Kaviyarasan, K. (2014). Application of UASB reactor in industrial wastewater treatment. *International Journal of Scientific & Engineering Research*, 5(1), 584-589. Recuperado de <https://pdfs.semanticscholar.org/8f89/eded08875a6d924bf6d89579214cc889cd06.pdf>
- Krzeminski, P., van der Graff, J.H. y van Lier, J.B. (2012). Specific energy consumption of membrane bioreactor (MBR) for sewage treatment. *Water Science & Technology*, 65(2), 380-392. doi: 10.2166/wst.2012.861.
- Lebofa, M. y Huba, E. (2011). Biogas systems in Lesotho: an effective way to generate energy while sanitizing wastewater. *Sustainable sanitation practice*, 9(10), 10-17. Recuperado de http://www.ecosan.at/ssp/issue-09-biogas-systems/SSP-09_Okt2011_10-17.pdf/view
- Lenntech (01 de mayo 2021). BIO-CEL-Modules. The solution for state-of-the-art- MBR-Technology. <https://www.lenntech.com/Data-sheets/Microdyn-Nadir-BIO-CEL-L.pdf>

- Lew, B., Tarre, S., Beliaevski, M., Dosoretz, C. y Green, M. (2009). Anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for domestic wastewater treatment. *Desalination*, 243(1-3), 251-257. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.04.027>
- Li, N., Fane, A., Ho, W.S. y Matsuura, T. (2008). *Advanced membrane technology and applications*. United States:Wiley.
- Li, W., Yu, H. y Rittmann, B.E. (2015). Reuse water pollutants. *Nature*, 528, 29-31. doi: 10.1038/528029a
- Lienert, J. (20 de Octubre de 2016). Multi-Criteria Decision Analysis. ETH Zürich Höggerberg, Suecia: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology.
- Lin, H., Chen, J., Wang, F., Ding, L. y Hong, H. (2011). Feasibility evaluation of submerged anaerobic membrane bioreactor for municipal secondary wastewater treatment. *Desalination*, 280(1-3), 120-126. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.06.058>
- Liwarska-Bizykojc, E., Biernacki, R., Gendaszewska, D. y Ledakowicz, S. (2013). Improving the operation of the full scale wastewater treatment plant with use of a complex activated sludge model. *Environment Protection Engineering*, 39(1), 183-195. doi: 10.5277/epe130114
- Loose, D. (2015). *Diagnóstico de las plantas de tratamiento de aguas residuales en el ámbito de operación de las entidades prestadoras de servicios de saneamiento*. Lima. Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS) y Cooperación Alemana.
- López, C. M., Buitrón, G., García, H. A. y Cervantes, F. J. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño*. Water Intelligence. <https://doi:10.2166/9781780409146>
- Mac Kenzie, W., Hoxie, N., Proctor, M., Gradus, M., Blair, K., Peterson, D., Kazmierczak, J., Addiss, D., Fox, K., Rose, J. y Davis, J. (1994). *A massive outbreak in Milwaukee of Cryptosporidium infection transmitted through the public water supply*. The New England Journal of Medicine. <https://doi: 10.1056/NEJM199407213310304>
- Mara, D. (2003). *Domestic wastewater treatment in developing countries*. London: Sterling. <https://doi:10.4324/9781849771023>
- Mara, D. (2006). *Good practice in water and environmental management: natural wastewater treatment*. Wakefield: Aqua Enviro Technology Transfer.
- Martin, I., Pidou, M., Soares, A., Judd, S. y Jefferson, B. (2011). Modelling the energy demands of aerobic and anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment. *Environmental Technology*, 32(9), 921-932. doi: 10.1080/09593330.2011.565806
- Martinez-Sosa, D., Helmreich, B., Netter, T., Paris, S. y Bischof, F. (2011). Anaerobic submerged membrane bioreactor (AnSMBR) for municipal wastewater treatment under mesophilic and psychrophilic temperature conditions. *Bioresource Technology*, 102(22), 10377-10385. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.09.012>

- Masters, G. y Ela, W. (2008). *Introducción a la ingeniería medioambiental* (3.a. ed.). Madrid: Pearson.
- McCabe, B., Hamawand, I. y Baillie, C (2013). Investigating wastewater modelling as a tool to predict anaerobic decomposition and biogas yield of abattoir effluent. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 1(4), 1375-1379. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2013.07.015>
- McCarty, P., Bae, J., Kim, J. (2011). Domestic wastewater treatment as a net energy producer-can this be achieved. *Environmental Science & Technology*, 45(17), 7100-7106. doi: 10.1021/es2014264
- Mei, X., Wang, Z. y Wu, Z. (2018). A pilot-scale anaerobic membrane bioreactor under short hydraulic retention time for municipal wastewater treatment: performance and microbial community identification. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 8(1), 58-67. <https://doi.org/10.2166/wrd.2017.164>
- Mei, X., Wang, Z., Miao, Y. y Wu, Z. (2016). Recovery energy from domestic wastewater using anaerobic membrane bioreactor: operating parameters optimization and energy balance analysis. *Energy*, 98, 146-154. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2016.01.011>
- MICRODYN-NADIR (s.f.). User manual BIO-CEL: submerged membrane module wastewater treatment. Version M_BC_V6_04e. <https://static1.squarespace.com/static/54e2b7aee4b0902efd671f90/t/59f90fca27ef2d23681e75af/1509494737513/MICRODYN+BIO-CEL%C2%AE+MBR+User+Manual.pdf>
- Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento. Norma IS.010 Instalaciones Sanitarias para edificaciones. Recuperado de http://www3.vivienda.gob.pe/Direcciones/Documentos/RNE_Actualizado_Solo_Saneamiento.pdf
- Molinos-Senante, M., Gómez, T., Garrido-Baserba, M., Caballero, R. y Sala-Garrido, R. (2014). Assessing the sustainability of small wastewater treatment systems: A composite indicator approach. *Science of the Total Environment*, 497-498, 607-617. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.026>
- Musa M., Idrus, S., Che Man, H. y Nik Daud, N. (2018). Wastewater treatment and biogas recovery using anaerobic membrane bioreactors (AnMBR): Strategies and achievements. *Energies*, 11(7), 1675. <https://doi.org/10.3390/en11071675>
- National Water Quality Management Strategy (2006) *Australian Guidelines for water recycling managing health and environmental risks* (Phase 1). <https://www.waterquality.gov.au/sites/default/files/documents/water-recycling-guidelines-full-21.pdf>
- Libhaber, M. y Orozco-Jaramillo, A. (2012). *Sustainable treatment and reuse of municipal wastewater: for decision makers and practicing engineers*. London: IWA Publishing.

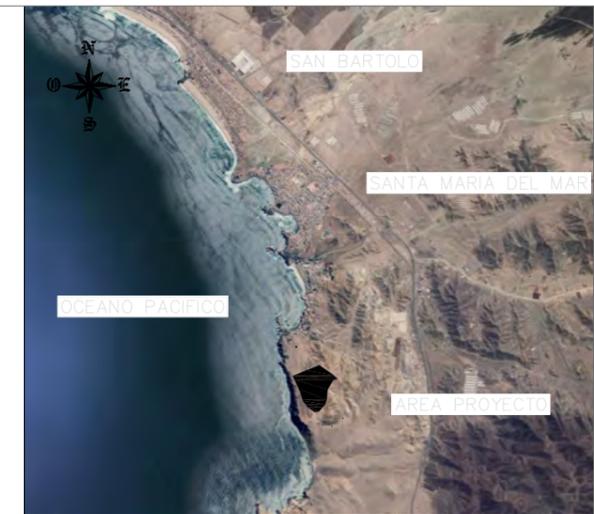
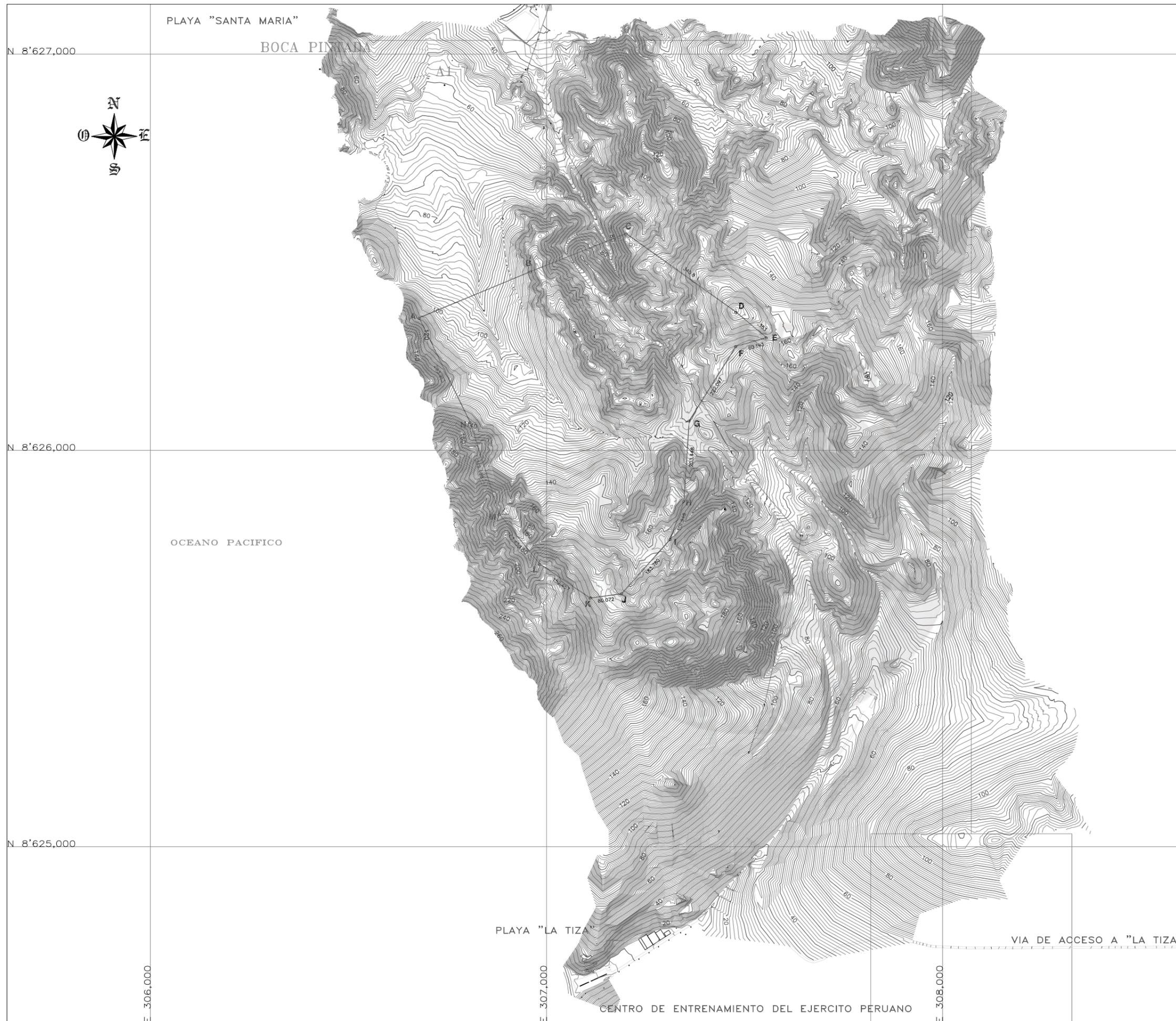
- O'Connor, J., O'Connor, T. y Twait, R. (2009). *Water treatment plant performance evaluations and operations*. United States: Wiley.
- Organización de las Naciones Unidas. (07 de julio del 2018). The united nations world water development report 2014. Recuperado de <http://www.unwater.org/publications/world-water-development-report-2014-water-energy/>
- Organización de las Naciones Unidas. (07 de julio del 2018). The united nations world water development report 2017. Recuperado de <http://www.unwater.org/publications/world-water-development-report-2017/>
- Organización Mundial de la Salud (2017). *Guidance for producing safe drinking-water*. Geneva, Switzerland: WHO Document Production Services. Recuperado de <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/258715/9789241512770-eng.pdf?sequence=1>
- Ognier, S., Wisniewski, C., y Grasmik, A. (2003). Membrane bioreactor fouling in sub-critical filtration conditions: a local critical flux concept. *Journal of Membrane Science*, 229, 171-177. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2003.10.026>
- Ozgun, H., Tao, Y., Ersahin, M., Zhou, Z., Gimenez, J., Spanjers, H. y van Lier, J. (2015). Impact of temperature on feed-flow characteristics and filtration performance of an upflow anaerobic sludge blanket coupled ultrafiltration membrane treating municipal wastewater. *Water Research*, 83, 71-83. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.06.035>
- Peypoch, N. y Botti, L. (2013). Multi-criteria ELECTRE method and destination competitiveness. *Tourism Management Perspectives*, 6, 108-113. doi: <https://doi.org/10.1016/j.tmp.2013.01.001>
- Polatidis, H., Haralambopoulos, D., Munda, G. y Vreeker, R. (2006). Selecting an Appropriate Multi-Criteria Decision Analysis Technique for Renewable Energy Planning. *Energy Sources Part B Economics Planning and Policy*, 1(2), 181-193. doi:10.1080/009083190881607
- Pontificia Universidad Católica del Perú [PUCP] (s.f.). Parque Científico Tecnológico y Social de Santa María del Mar - PUNKU. Recuperado de <http://administrativo.pucp.edu.pe/proyectos/parque-cientifico-tecnologico-y-social-de-santa-maria-del-mar/>
- Public Utilities Board [PUB] (s.f.). NEWater. Recuperado de <https://www.pub.gov.sg/>
- Pretel, R., Robles A., Ruano, M., Seco A. y Ferrer, J. (2014). The operating cost of an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) treating sulphate-rich urban wastewater. *Separation and Purification Technology*, 126(1), 30-38. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2014.02.013>
- Pretel, R., Robles Martínez, A., Ruano García, MV., Seco Torrecillas, A. y Ferrer, J. (2016). Economic and environmental sustainability of submerged anaerobic MBR based (AnMBR-based) technology compared to aerobic-based technologies for moderate-/high-loaded urban wastewater treatment. *Journal of Environmental Management*, 166, 45-54. <https://doi.org/10.1016/j.envman.2015.10.004>

- Rahman, M. y Al-Malack, M. (2012). Biochemical kinetics of cross flow membrane bioreactor processes in the treatment of refinery wastewater. *Int. J. Environ. Res.*, 6(1), 285-296. Recuperado de https://ijer.ut.ac.ir/article_494_cce67d918ef5dd38fdab99d07e2c55ed.pdf
- Reynolds, T. y Richards, P. (1995). *Unit operations and processes in environmental engineering* (2.^a ed.). Boston: PWS Publishing Co.
- Rittmann, B.E., Adham, S. y Andreottola, G. (2005). Are membrane biorreactor ready for widespread application?. *Environmental Science and Technology*, 39 (19), 399-406. doi: 10.1021/es053358+
- Rosa, A., Conesa, J., Fullana, A., Melo, G., Borges, J. y Chernicharo, C. (2016). Energy potential and alternative usages of biogas and sludge from UASB reactors: case study of the Laboreaux wastewater treatment plant. *Water Science and Technology*, 73 (7), 1680-90. doi: 10.2166/wst.2015.643
- Russell, D. (2012). *Tratamiento de aguas residuales: un enfoque práctico*. Barcelona: Editorial Reverté
- Saaty, T. (1980). *The Analytic Hierarchy Process*. New York: McGraw-Hill.
- Saaty, T. (2008). Decision making with the analytic hierarchy process. *International Journal of Services Sciences*, 1(1), 83-98. doi: 10.1504/IJSSCI.2008.017590
- San Cristóbal, J. (2012). Introduction to Multi-Attribute Utility Theory (MAUT). *International Journal of Scientific and Engineering Research*, 9(3), 698-706. doi:10.1007/978-1-4471-2346-0
- Sedmak, G., Bina, D., MacDonald, J. y Couillard, L. (2005). Nine-year Study of the Occurrence of culturable viruses in source water for two drinking water treatment plants and the influent and effluent of a wastewater treatment plant in Milwaukee, Wisconsin (August 1994 through July 2003). *Applied and Environmental Microbiology*, 71(2), 1042-50. <https://doi:10.1128/AEM.71.2.1042-1050.2005>
- Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú [Senamhi] (s.f.). Mapa climático del Perú. Recuperado de <https://www.senamhi.gob.pe/?&p=mapa-climatico-del-peru>
- Shin, C. y Bae, J. (2018). Current status of the pilot-scale anaerobic membrane bioreactor treatments of domestic wastewaters: A critical review. *Bioresource Technology*, 247, 1038-1046. <https://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.002>
- Skaggs, R.L., Coleman, A.M., Seiple, T.E. y Milbrandt, A.R. (2018). Waste-to-energy biofuel production for selected feedstock in the conterminous United States. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82, 2640-2651. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.09.107>
- Sperling, M. (1996). Comparison among the most frequently used systems for wastewater treatment in developing countries. *Water Science and Technology*, 33 (3), 59-72. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00301-0](https://doi.org/10.1016/0273-1223(96)00301-0)

- Sperling, M. (2007). *Wastewater Characteristics, Treatment and disposal*. Volume one. Brasil: IWA.
- Sperling, M. (2007). *Basic principles of wastewater treatment*. Volume two. Brasil: IWA.
- Standard Methods (2012). *Standard Methods for the Examination of Water of Waste Water* (22.^a ed.). Washington DC: The American Public Health Association American Water Works Association y Water Environment Federation.
- Radcliffe, J. y Page, D. (2020). Water reuse and recycling in Australia-history, current situation and future perspective. *Water Cycle*, 1, 19-40. <https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2020.05.005>
- Raigoza, J. (2016). Aplicación de Métodos Multi-criterio (MCDA) para planeamiento energético de largo plazo en la industria del cemento. [Tesis de maestría: Universidad Nacional de Colombia]. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/57828>
- Taoufikallah, A. (s.f.). *El método AHP*. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Sevilla: Universidad de Sevilla. Recuperado de: <http://bibing.us.es/proyectos/abreproy/70496/fichero/Capitulo+4+El+m%C3%A9todo+AHP.pdf>
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Trillo, M. J. D., Trillo, F. I., y Metcalf & Eddy, Inc. (1995). *Ingeniería de las aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización* (3.^a ed.). Madrid: McGraw-Hill Education.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D., y Metcalf & Eddy, Inc. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and reuse* (4.^a ed.). Madrid: McGraw-Hill Education.
- Tchobanoglous, G., Abu-Orf, M., Bowden, G., Pfrang, W., y Metcalf & Eddy, Inc. (2014). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery* (5.^a ed.). New York: McGraw-Hill Education.
- Torre, A., Vásquez-Rowe, I., Parodio, E. y Kahhat, R. (2021). Wastewater treatment decentralization: Is this the right direction for megacities in the Global South? *Science of the Total Environment*, 778, 146227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146227>
- Trapote, A. (2011). *Depuración de aguas residuales urbanas*. España: Universidad Alicante
- Uma, S. P., Rupnarayan R., y Onkar T. (2017). Performance improvement of microbial fuel cells for waste water treatment along with value addition: A review on past achievements and recent perspectives. *Renewable and sustainable Energy Reviews*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.098>
- Unión Europea. (s.f.). *Acerca de la EU*. Recuperado el 29 de abril de 2021 https://europa.eu/european-union/about-eu/institutions-bodies/european-commission_es
- URVIA (2020). Plan de desarrollo urbano 2020-2030 – Ciudad de Santa María del Mar. Recuperado de <https://munisantamariadelmar.gob.pe/>

- Wang, X., Hu, X., Wang, H. y Hu, C. (2012). Synergistic effect of the sequential use of UV irradiation and chlorine to disinfect reclaimed water. *Water Research*, 46(4), 1225-1232. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.027>
- Wang M., Lin S. y Lo Y. (2010). The comparison between MAUT and PROMETHEE. *IEEE International Conference on Industrial Engineering and Engineering Management, 2010*, 753-757. doi: 10.1109/IEEM.2010.5675608
- WaterWorld (5 de junio de 2020). *Minimum requirements for water reuse: new rules adopted by the EU*. <https://www.waterworld.com/international/wastewater/article/14177296/minimum-requirements-for-water-reuse-new-rules-adopted-by-the-eu>
- Wen, C., Huang, X. y Qian, Y. (1999). Domestic wastewater treatment using an anaerobic bioreactor coupled with membrane filtration. *Process Biochemistry*, 35(3), 335-340. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(99\)00076-X](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(99)00076-X)
- Wu, B., Li, Y., Lim, W., Lee, S., Guo, Q., Fane, A y Liu, Y. (2017). Single-stage versus two-stage anaerobic fluidized bed bioreactor in treating municipal wastewater: performance, foulant characteristics, and microbial community. *Chemosphere*, 171, 158-167. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.069>
- Winkler, M. A. (1986). *Tratamiento biológico de aguas de desecho*. México: Limusa
- Wu, L., Chen, W., French, C. y Chang, A. (2009). *Safe application of reclaimed water reuse in the Southwestern United States*. University of California Division of Agriculture and Natural Resources. <https://doi.org/10.3733/ucanr.8357>
- Young, M.N., Krajmalnik-Brown, R., Liu, W., Doyle, M.L. y Rittmann, B.E. (2013). The role of anaerobic sludge recycle in improving anaerobic digester performance. *Bioresource Technology*, 128, 731-737. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.11.079>
- Zibrida, J. F., Amjad, Z., Zuhl, R. W., y Lewis, J. (2000). *Advances in Reverse Osmosis Application in Water Reuse*. NACE International.

ANEXO A



UBICACION

ESCALA 1 : 150,000
 SISTEMA DE COORDENADAS:
 UNIVERSAL TRANSVERSE MERCATOR U.T.M.
 WGS 84 ZONA 18 SUR

LEYENDA

- PERIMETRO DEL TERRENO
- CURVA DE NIVEL PRINCIPAL
- CURVA DE NIVEL SECUNDARIA
- LINEA AEREA ALTA TENSION
- POSTE MEDIA TENSION EXISTENTE
- POSTE DE TELEFONO EXISTENTE
- PUNTO DE CONTROL TOPOGRAFICO

PUNTOS DE CONTROL TOPOGRAFICO

PUNTO	NORTE	ESTE	COTA
A1	8626921.810	306742.697	60.720
BOCA PINTADA	8626961.994	306427.842	89.799

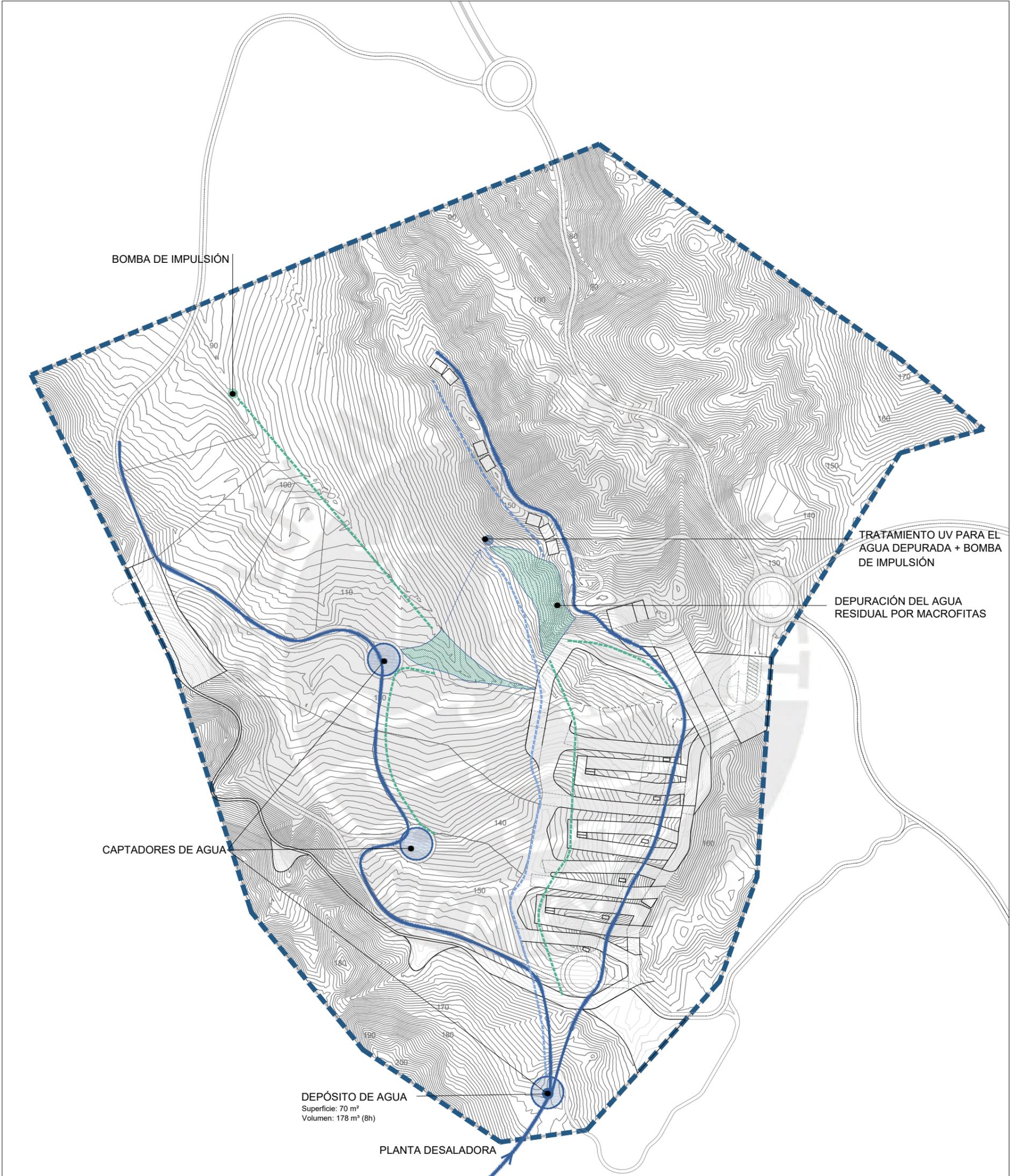
REVISION	DESCRIPCION	FECHA	REALIZO	REVISION	APROBO	FIRMA
A	PARA REVISION INTERNA	15/06/19	PBN	FMC	PUCP	

REPUBLICA DEL PERU
 DISTRITO: SANTA MARIA DEL MAR PROVINCIA: LIMA DEPARTAMENTO: LIMA

PROYECTO
 PARQUE CIENTIFICO, TECNOLOGICO
 Y SOCIAL
 SANTA MARIA - LIMA

 ING. FERNANDO MORA CARRILLO C.O. N° 26348	PLANO:	LAMINA:
	TOPOGRAFICO PLANTA	PT-01
TOPOGRAFIA:	DIBUJO:	ESCALA:
..	P.B.N.	1 / 10,000
		FECHA:
		13/06/2019

ANEXO B



E:1/3500_(DIN A3)



- DEPÓSITO DE AGUA (PROVENIENTE DE LA DESALADORA)
- RED DE ABASTECIMIENTO DE AGUA
- - - RED DE RECOGIDA DE AGUAS RESIDUALES
- ▨ DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES (MACROFITAS Y FILTRO UV)
- - - RED DE TRANSPORTE DE AGUA DEPURADA
- CAPTADORES DE AGUA (PARA RIEGO)

ANEXO C

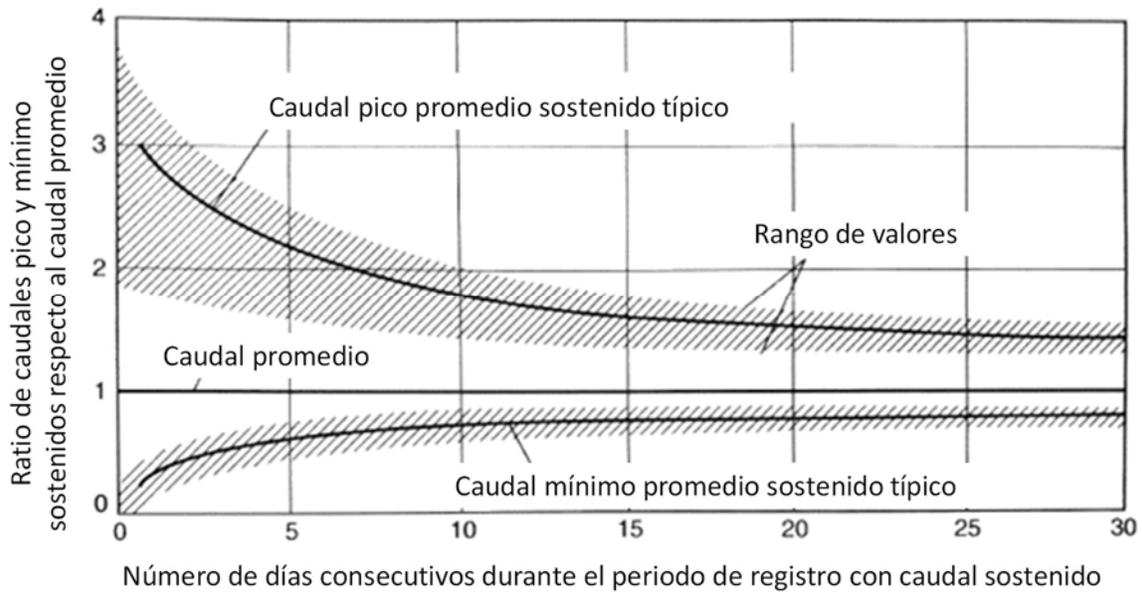


Gráfico C1: Ratios típicos de caudales promedios máximos y mínimos diarios respecto al caudal promedio diario basados en una medición de hasta 30 días (Fuente: Tchobanoglous et al., 2014)

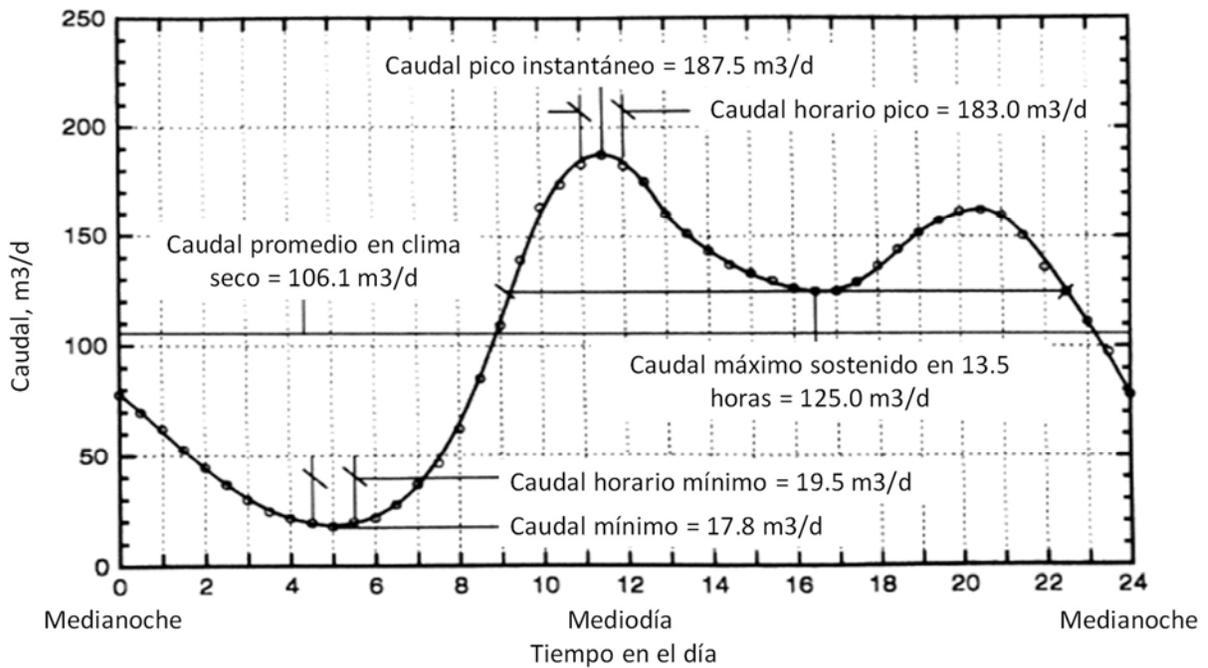


Gráfico C2: Identificación de caudales promedio basados en la variación observada durante un día (Fuente: Tchobanoglous et al., 2014)

ANEXO D.1 Análisis de decisión multicriterio del experto 1

TABLA 1: Asignación de valores por criterios pares

Matriz de comparación de criterios								
Cuadro comparativo	Energía neta consumida (Kwh/m3)	Eficiencia de remoción BOD	de Área requerida por la PTAR	Facilidad de operación y mantenimiento	Costo implementación	de Costo operación	de Raíz enésima	Eigen vector (w)
Energía neta consumida (Kwh/m3)	1.00	0.20	5.00	0.14	0.20	0.20	0.423	0.047
Eficiencia de remoción BOD	5.00	1.00	7.00	0.33	1.00	0.20	1.152	0.129
Área requerida por la PTAR	0.20	0.14	1.00	0.14	0.14	0.14	0.209	0.023
Facilidad de operación y mantenimiento	7.00	3.00	7.00	1.00	5.00	1.00	3.004	0.336
Costo de implementación	5.00	1.00	7.00	0.20	1.00	0.20	1.058	0.118
Costo de operación	5.00	5.00	7.00	1.00	5.00	1.00	3.093	0.346
							8.938	

AXP		N	6
0.33	6.99	$CI=(nmax.n)/(n-1)$	0.1414
0.83	6.43	$RI=1.98*(n-2)/n$	1.2400
0.17	7.08	$CR=CI/RI$	0.114
2.16	6.41		
0.78	6.62		
2.32	6.70		
	6.71		

Energía neta consumida (Kwh/m3)					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raíz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1.00	3.00	0.33	1.00	0.28
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.33	1.00	0.33	0.48	0.14
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	3.00	3.00	1.00	2.08	0.58
				3.56	

Nivel de remoción del contenido orgánico					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raíz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1	0.20	1.00	0.58	0.14
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	5	1.00	5.00	2.92	0.71
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	1	0.2	1	0.58	0.14
				4.09	

Área requerida por la PTAR					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raiz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1	1.00	1.00	1.00	0.33
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	1	1.00	1.00	1.00	0.33
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	1	1	1	1.00	0.33
				3.00	

Facilidad de operación y mantenimiento					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raiz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1	5.00	7.00	3.27	0.71
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.20	1.00	5.00	1.00	0.22
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	0.14	0.2	1	0.31	0.07
				4.58	

Costo de implementación					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raiz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1	5.00	5.00	2.92	0.71
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.20	1.00	1.00	0.58	0.14
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	0.20	1	1	0.58	0.14
				4.09	

Costo de operación					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raíz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1	5.00	0.14	0.89	0.17
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.20	1.00	0.11	0.28	0.05
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	7.00	9.00	1.00	3.98	0.77
				5.15	

TABLA 2: Resumen de resultados

	Energía consumida neta por la PTAR	Nivel de remoción del contenido orgánico	Área requerida por la PTAR	Facilidad de operación y mantenimiento	Costo de implementación	Costo de operación	Total
Alternativa 1: Lodos activados	0.281	0.143	0.333	0.715	0.714	0.173	0.424
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.135	0.714	0.333	0.218	0.143	0.055	0.215
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	0.584	0.143	0.333	0.067	0.143	0.772	0.360
Ponderación	0.047	0.129	0.023	0.336	0.118	0.346	

ANEXO D.2 Análisis de decisión multicriterio del experto 2

TABLA 1: Asignación de valores por criterios pares

Matriz de comparación de criterios								
Cuadro comparativo	Energía neta consumida (Kwh/m3)	Eficiencia de remoción BOD	Área requerida por la PTAR	Facilidad de operación y mantenimiento	Costo implementación de	Costo de operación de	Raíz enésima	Eigen vector (w)
Energía neta consumida (Kwh/m3)	1.00	0.33	7.00	0.33	5.00	0.33	1.044	0.120
Eficiencia de remoción BOD	3.00	1.00	7.00	3.00	5.00	3.00	3.133	0.361
Área requerida por la PTAR	0.14	0.14	1.00	0.11	0.14	0.14	0.189	0.022
Facilidad de operación y mantenimiento	3.00	0.33	9.00	1.00	5.00	0.33	1.570	0.181
Costo de implementación	0.20	0.20	7.00	0.20	1.00	0.14	0.447	0.052
Costo de operación	3.00	0.33	7.00	3.00	7.00	1.00	2.297	0.265
							8.681	

AXP		N	6
0.80	6.65	$CI=(n \max .n)/(n-1)$	0.18
2.47	6.84	$RI=1.98*(n-2)/n$	1.24
0.16	7.14	$CR=CI/RI$	0.144
1.20	6.66		
0.37	7.27		
1.80	6.81		
	6.89		

Energía neta consumida (Kwh/m3)					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raíz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1.00	7.00	0.20	1.12	0.23
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.14	1.00	0.11	0.25	0.05
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	5.00	9.00	1.00	3.56	0.72
				4.93	

Eficiencia de remoción BOD					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raíz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1.00	0.14	3.00	0.75	0.16
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	7.00	1.00	7.00	3.66	0.77
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	0.33	0.14	1.00	0.36	0.08
				4.78	

Área requerida por la PTAR					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raiz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1.00	0.11	3.00	0.69	0.13
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	9.00	1.00	9.00	4.33	0.81
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	0.33	0.11	1.00	0.33	0.06
				5.35	

Facilidad de operación y mantenimiento					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raiz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1.00	5.00	7.00	3.27	0.71
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.20	1.00	5.00	1.00	0.22
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	0.14	0.20	1.00	0.31	0.07
				4.58	

Costo de implementación					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raiz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1.00	5.00	5.00	2.92	0.71
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.20	1.00	1.00	0.58	0.14
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	0.20	1.00	1.00	0.58	0.14
				4.09	

Costo de operación					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raíz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1.00	3.00	0.20	0.84	0.19
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.33	1.00	0.14	0.36	0.08
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	5.00	7.00	1.00	3.27	0.73
				4.48	

TABLA 2: Resumen de resultados

	Energía neta consumida (Kwh/m3)	Eficiencia de remoción BOD	Área requerida por la PTAR	Facilidad de operación y mantenimiento	Costo de implementación	Costo de operación	Total
Alternativa 1: Lodos activados	0.227	0.158	0.130	0.715	0.714	0.188	0.303
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.051	0.766	0.808	0.218	0.143	0.081	0.369
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	0.722	0.076	0.062	0.067	0.143	0.731	0.328
Ponderación	0.120	0.361	0.022	0.181	0.052	0.265	

ANEXO D.3 Análisis de decisión multicriterio del experto 3

TABLA 1: Asignación de valores por criterios pares

Matriz de comparación de criterios								
Cuadro comparativo	Energía neta consumida (Kwh/m3)	Eficiencia de remoción BOD	Área requerida por la PTAR	Facilidad de operación y mantenimiento	Costo de implementación	Costo de operación	Raíz enésima	Eigen vector (w)
Energía neta consumida (Kwh/m3)	1.00	0.14	5.00	0.33	3.00	0.33	0.787	0.092
Eficiencia de remoción BOD	7.00	1.00	7.00	5.00	5.00	5.00	4.277	0.500
Área requerida por la PTAR	0.20	0.14	1.00	0.33	0.33	0.33	0.319	0.037
Facilidad de operación y mantenimiento	3.00	0.20	3.00	1.00	3.00	1.00	1.325	0.155
Costo de implementación	0.33	0.20	3.00	0.33	1.00	0.33	0.530	0.062
Costo de operación	3.00	0.20	3.00	1.00	3.00	1.00	1.325	0.155
							8.563	

AXP	N		6
0.64	6.95	$CI=(n \cdot \max(n)/(n-1))$	0.116
3.26	6.53	$RI=1.98 \cdot (n-2)/n$	1.24
0.25	6.73	$CR=CI/RI$	0.09
0.98	6.35		
0.41	6.58		
0.98	6.35		
	6.58		

Energía neta consumida (Kwh/m3)					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raíz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1.00	5.00	0.20	1.00	0.21
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.20	1.00	0.11	0.28	0.06
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	5.00	9.00	1.00	3.56	0.74
				4.84	

Eficiencia de remoción BOD					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raíz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1.00	1.00	1.00	1.00	0.33
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	1.00	1.00	1.00	1.00	0.33
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	1.00	1.00	1.00	1.00	0.33
				3.00	

Área requerida por la PTAR					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raiz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1.00	1.00	1.00	1.00	0.33
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	1.00	1.00	1.00	1.00	0.33
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	1.00	1.00	1.00	1.00	0.33
				3.00	

Facilidad de operación y mantenimiento					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raiz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1.00	3.00	7.00	2.76	0.67
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.33	1.00	3.00	1.00	0.24
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	0.14	0.33	1.00	0.36	0.09
				4.12	

Costo de implementación					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raiz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1.00	5.00	5.00	2.92	0.71
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.20	1.00	1.00	0.58	0.14
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	0.20	1.00	1.00	0.58	0.14
				4.09	

Costo de operación					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raíz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1.00	3.00	0.14	0.75	0.15
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.33	1.00	0.11	0.33	0.07
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	7.00	9.00	1.00	3.98	0.79
				5.07	

TABLA 2: Resumen de resultados

	Energía neta consumida (Kwh/m3)	Eficiencia de remoción BOD	Área requerida por la PTAR	Facilidad de operación y mantenimiento	Costo de implementación	Costo de operación	Total
Alternativa 1: Lodos activados	0.207	0.333	0.333	0.669	0.714	0.149	0.369
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.058	0.333	0.333	0.243	0.143	0.066	0.241
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	0.735	0.333	0.333	0.088	0.143	0.785	0.390
Ponderación	0.092	0.500	0.037	0.155	0.062	0.155	

ANEXO D.4 Análisis de decisión multicriterio del experto 4

TABLA 1: Asignación de valores por criterios pares

Matriz de comparación de criterios								
Cuadro comparativo	Energía neta consumida (Kwh/m3)	Eficiencia de remoción BOD	de Área requerida por la PTAR	Facilidad de operación y mantenimiento	Costo implementación de	Costo operación de	Raíz enésima	Eigen vector (w)
Energía neta consumida (Kwh/m3)	1.00	0.11	9.00	3.00	7.00	5.00	2.172	0.227
Eficiencia de remoción BOD	9.00	1.00	9.00	3.00	7.00	5.00	4.518	0.472
Área requerida por la PTAR	0.11	0.11	1.00	0.14	0.33	0.20	0.221	0.023
Facilidad de operación y mantenimiento	0.33	0.33	7.00	1.00	5.00	3.00	1.506	0.157
Costo de implementación	0.14	0.14	3.00	0.20	1.00	0.33	0.400	0.042
Costo de operación	0.20	0.20	5.00	0.33	3.00	1.00	0.765	0.080
							9.582	

AXP	N		6
1.65	7.28	$CI=(nmax.n)/(n-1)$	0.179
3.88	8.23	RI	1.24
0.15	6.62	$CR=CI/RI$	0.14
1.00	6.36		
0.27	6.44		
0.51	6.42		
	6.89		

Energía neta consumida (Kwh/m3)					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raíz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1.00	3.00	0.14	0.75	0.15
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.33	1.00	0.11	0.33	0.07
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	7.00	9.00	1.00	3.98	0.79
				5.07	

Eficiencia de remoción BOD					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raíz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1.00	0.33	1.00	0.69	0.20
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	3.00	1.00	3.00	2.08	0.60
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	1.00	0.33	1.00	0.69	0.20
				3.47	

Área requerida por la PTAR					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raiz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1.00	0.33	1.00	0.69	0.20
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	3.00	1.00	3.00	2.08	0.60
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	1.00	0.33	1.00	0.69	0.20
				3.47	

Facilidad de operación y mantenimiento					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raiz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1.00	3.00	7.00	2.76	0.67
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.33	1.00	3.00	1.00	0.24
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	0.14	0.33	1.00	0.36	0.09
				4.12	

Costo de implementación					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raiz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1.00	5.00	5.00	2.92	0.71
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.20	1.00	1.00	0.58	0.14
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	0.20	1.00	1.00	0.58	0.14
				4.09	

Costo de operación					
Cuadro comparativo	Alternativa 1: Lodos activados	Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	Raíz enésima	Eigen vector (w)
Alternativa 1: Lodos activados	1.00	3.00	0.14	0.75	0.15
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.33	1.00	0.11	0.33	0.07
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	7.00	9.00	1.00	3.98	0.79
				5.07	

TABLA 2: Resumen de resultados

	Energía neta consumida (Kwh/m3)	Eficiencia de remoción BOD	Área requerida por la PTAR	Facilidad de operación y mantenimiento	Costo de implementación	Costo de operación	Total
Alternativa 1: Lodos activados	0.15	0.20	0.20	0.67	0.71	0.15	0.280
Alternativa 2: Reactor de membrana (MBR)	0.07	0.60	0.60	0.24	0.14	0.07	0.361
Alternativa 3: Reactor anaerobio de membrana (AnMBR)	0.79	0.20	0.20	0.09	0.14	0.79	0.359
Ponderación	0.23	0.47	0.02	0.16	0.04	0.08	

