



Universidad del Azuay

Maestría en Hidrosanitaria

*Evaluación de una planta piloto de lodos activos en régimen convencional y
determinación de velocidades de sedimentación*

**Trabajo de graduación previo a la obtención del título de
Magister en Hidrosanitaria**

Autores: Luis Alberto Vintimilla González

Juan Diego Moreira Tapia

Director: Josué Bernardo Larriva Vásquez

Cuenca, Ecuador

2025

Vintimilla González, Moreira Tapia I

Declaratoria

A la empresa ETAPA EP que a través de sus colaboradores han permitido la finalización de este proyecto y del que esperamos retribuya en algo su labor

Agradecimientos

Esta investigación pudo ser posible gracias a la empresa ETAPA EP que nos brindó las facilidades en sus instalaciones en la PTAR de Ucubamba. De manera especial a los ingenieros Josué Larriva Vázquez PhD y Santiago Rivera Ochoa Mgtr, por brindar la guía en cuanto al correcto funcionamiento y operación de la planta piloto y los operadores de la PTAR de Ucubamba, quienes estuvieron atentos ante eventuales fallas y las respectivas tomas de muestras en horarios nada favorables.

Resumen

Esta investigación analiza el funcionamiento de una planta piloto de lodos activos en régimen convencional, con el objetivo de evaluar la calidad del agua tratada y su capacidad para eliminar contaminantes. Los resultados muestran que la planta opera dentro de los niveles recomendados, asegurando un tratamiento adecuado del agua residual y una reducción efectiva de la materia orgánica.

Se observó que el agua del efluente cumple con parámetros recomendables de descarga, lo que indica que el sistema es eficiente en la descomposición de compuestos orgánicos. Además, los niveles de sólidos en suspensión y totales se mantienen dentro de los parámetros recomendados, aunque con algunas variaciones. También se monitorearon elementos clave como fósforo y nitrógeno, los cuales se mantuvieron estables.

En general, la planta ha demostrado un buen desempeño en la eliminación de contaminantes, aunque se recomienda un monitoreo constante para optimizar su eficiencia mientras cumple con las normativas ambientales.

Palabras clave: Lodos activos, Tratamiento de Aguas Residuales, Régimen convencional, Caracterización, Calidad de agua.

Abstract

This research analyzes the operation of a pilot activated sludge plant in a conventional regime, with the aim of evaluating the quality of the treated water and its ability to eliminate contaminants. The results show that the plant operates within the recommended levels, ensuring proper wastewater treatment and effective reduction of organic matter.

It was observed that the treated water contains a considerable amount of biodegradable matter, indicating that the system is efficient in the decomposition of organic compounds. In addition, the levels of suspended and total solids remain within the recommended parameters, although with some variations. Key elements such as phosphorus and nitrogen were also monitored, which remained stable.

Overall, the plant has demonstrated good performance in removing contaminants, although constant monitoring is recommended to optimize its efficiency and ensure it complies with environmental regulations.

Keywords: Activated sludge, Wastewater treatment, Conventional regime, Characterization, Water quality.

Translated by:

Ing, Moreira Tapia Juan Diego

Ing. Luis Alberto Vintimilla González

Phd. Josué Bernardo Larriva Vásquez

Índice de contenido

Declaratoria	I
Agradecimientos	II
Resumen.....	III
Abstract	IV
1. Introducción	1
2. Objetivos	3
6.1 Objetivo general	3
6.2. Objetivos específicos.....	3
Capítulo 1	4
3. Fundamentación teórica	4
7.1. Descripción del proceso de lodos activos	4
7.2. Cálculo del Consumo de Oxígeno en un Reactor de una Planta Piloto de Lodos Activos	5
7.2.1. Determinación de la Demanda de Oxígeno (DO).....	5
7.2.2. Cálculo de la tasa de Consumo de Oxígeno (OUR).....	5
7.3. Interacciones cinéticas entre alimento y microorganismos en los lodos activados	6
7.4. Mecanismo de degradación aerobia del sustrato.....	7
7.5. Consumo de oxígeno en un sistema de lodos activos (RO).....	8
7.6. Balance de Oxígeno en el Reactor	8
7.7. Tiempo de retención celular, TRC	9
7.8. Tiempo de retención hidráulica, TRH.....	9
7.9 Relación de tiempo de retención hidráulica y celular	10
7.10. Cálculo de la Relación A/M en Plantas de Lodos Activados.....	10
7.11. Caudal de recirculación (licor mezcla)	11

7.12. Índice volumétrico de lodos	12
7.13. Velocidad de Sedimentación, VS30.....	13
7.14. Relación entre IVL y velocidad de Sedimentación.....	14
7.14.1. Relación Estratégica entre la aireación y el lodo recirculado	14
Capítulo 2	16
8. Marco metodológico	16
8.1 Descripción de la PTAR Ucubamba y sistema de alcantarillado en la ciudad de Cuenca.....	16
8.2 Descripción del proceso	17
8.3. Cronograma y variables de muestreo.....	19
8.4 Análisis de laboratorio	19
8.5. Instrumentos de medición y pruebas.....	20
Capítulo 3 Resultados	21
9. Caracterización del agua de ingreso de la PTAR Ucubamba	21
10. Operación de la planta piloto	27
10.1 Caracterización del inóculo.....	28
10.2 Programación de caudales de funcionamiento.....	29
10.3 Caracterización del afluente a la planta piloto.	31
10.4 Parámetros de remoción.....	33
10.5 Tasa de utilización del sustrato	35
10.6 Caudal de recirculación de lodo activo	36
10.7 Relación A/M.....	37
10.8 Análisis de IVL y Velocidad de sedimentación.....	38
10.9. Descripción de las características físicas del lodo	39
10.9.1. Lodo en sedimentador.....	39

10.9.2. Lodo en reactor	40
10.9.3. Efluente de la Planta.....	40
10.9.4. Volumen de lodos generados en TRC 15, 10 y 8 días	41
10.9.5. Bulking generado en sedimentador.....	41
10.9.6. Sedimentador en condiciones normales	42
10.9.7. Programación de la purga de lodo.....	43
10.9.9. Volumen sedimentado en 30 minutos, VS30.....	44
10.10 Análisis consumo energético.....	45
13. Conclusiones y recomendaciones	48
14. Bibliografía	49
15. Anexos	51
15.1. Fotografías de la Planta (Proyecto).....	51

Índice de figuras

Figura 1 Fotografía de la PTAR Ucubamba – Cuenca.....	17
Figura 2 Esquema general de la planta de lodos activados	18
Figura 3 Variación de DBO ₅ y DQO en el año del 2024	22
Figura 4 Distribución de frecuencias de la relación DBO ₅ /DQO	23
Figura 5 Variación entre ST, SSTV y SST en el período del 2024.....	24
Figura 6 Variación entre el Ptotal y N amoniacal y el N orgánico	26
Figura 7 Variaciones de Ptotal N Amoniacal y DBO ₅ durante el 2024	27
Figura 8 Muestra de inóculo Parroquia Honorato Vásquez.....	29
Figura 9 Lodo en sedimentador.....	39
Figura 10 Lodo en reactor	40
Figura 11 Efluente de la Planta	41
Figura 12 Volumen de lodos generados promedio TRC 8, 10 y 15 días	41
Figura 13 Bulking generado en sedimentador.....	42
Figura 14 Agua en sedimentador en condiciones normales	43
Figura 15 Purga de loro realizada en intervalos de 1 h	44
Figura 16 Volumen sedimentado en 30 min	45

Índice de tablas

Tabla 1 Tiempos de retención hidráulica y celular para los sistemas de lodos activos.	10
Tabla 2 Caracterización del inóculo.....	28
Tabla 3 Programación planta piloto.....	30
Tabla 4 Caracterización afluente agua cruda.....	32
Tabla 5 Caracterización típica de afluente en plantas de tratamiento.....	32
Tabla 6 Caracterización efluente planta piloto.....	33
Tabla 7 Eficiencia en la remoción.....	34
Tabla 8 Valores recomendados para descarga de agua urbana tratada a un cuerpo receptor.....	34
Tabla 9 Rangos de q recomendados.....	36
Tabla 10 Relación A/M planta piloto.....	37
Tabla 11 Valores recomendados A/M.....	37
Tabla 12 Rango para VS30.....	45

Índice de anexos

Anexo 1 | Planta piloto: Interior..... 51

Anexo 2 | Planta piloto: Ubicación en la PTAR Ucubamba (Junto a desarenadores)
..... 52

Anexo 3 | Medidor WTW Multi 3630 IDS 53

1. Introducción

El acceso al agua, saneamiento e higiene constituye un derecho humano fundamental. No obstante, según datos de la ONU, (2023), más de 2.400 millones de personas aún carecen de servicios básicos, y más del 80 % de las aguas residuales a nivel mundial se vierten sin tratamiento, generando impactos negativos en los cuerpos de agua receptores. En el caso ecuatoriano, el INEC, (2023) indica que el 23 % de los municipios no dispone de sistemas de tratamiento de aguas residuales, predominando descargas directas a ríos y quebradas. A nivel nacional, el sistema de lagunaje, aún con su necesidad de áreas extensas, sigue siendo la tecnología más utilizada, presente en ciudades como Guayaquil, Cuenca, Manta y Riobamba.

En este escenario, el tratamiento biológico mediante lodos activados representa una alternativa viable y eficiente, especialmente en contextos urbanos donde la densidad poblacional demanda mayor capacidad de depuración en zonas de tratamientos delimitada. Esta tecnología ha demostrado eficacia en la remoción de materia orgánica y nutrientes, siempre que se mantenga un adecuado control de parámetros operativos como el suministro de oxígeno, la relación alimento/microorganismo, los tiempos de retención celular e hidráulica, así como la sedimentación de lodos Metcalf & Eddy, (2016)

La presente investigación se desarrolló en la planta piloto de lodos activados ubicada en la PTAR de Ucubamba, Cuenca, donde se analizó su funcionamiento bajo régimen convencional. El objetivo fue evaluar la calidad del efluente tratado y su capacidad para eliminar contaminantes, mediante la caracterización del sistema ante distintos tiempos de retención celular y periodos de recirculación de lodo. Para ello, se monitorearon parámetros de agua y lodo, se determinaron velocidades de sedimentación, consumos energéticos y volúmenes de purga, con el fin de establecer relaciones entre el comportamiento del sistema y su rendimiento de tratamiento.

En el contexto ecuatoriano, este tipo de tecnologías se ha implementado en ciudades como Quito, Cuenca, Azogues, Ambato e Ibarra, aunque carece de información técnica sistematizada sobre su eficiencia. Las condiciones demográficas, climáticas y de altitud de estas ciudades —entre 2.300 y 2.900 m.s.n.m.— condicionarán que los desafíos operativos sean similares a la ciudad de Cuenca, esto permitirá que los

resultados de nuestro estudio puedan ser extrapolados a las distintas plantas y plantear posibles mejoras en su operación Rivera, (2022).

Uno de los desafíos operativos a evaluar es el referente a la sedimentación de los sólidos. Cuando la purga o recirculación de lodos es inadecuada, se generan pérdidas de biomasa activa, afectando la eficiencia del sistema y la calidad del efluente. Por esta razón, se plantearon las siguientes cuestiones: si es posible caracterizar una planta piloto de lodos activados bajo régimen convencional que opere con tiempos de retención hidráulico menores a 24 horas y cumpla con los estándares de calidad; y en qué medida inciden los diferentes tiempos de retención celular en la calidad del lodo y su velocidad de sedimentación.

A partir de estos cuestionamientos, se definió como problema central la necesidad de identificar tiempos de recirculación y volúmenes de purga que optimicen la sedimentación y el desempeño general de la planta. Esta evaluación técnica se vuelve indispensable para mejorar el diseño y operación de sistemas a escala real, sobre todo en regiones con limitaciones de espacio, altitud elevada o cargas variables.

La relevancia de esta investigación radica en que optimizar el proceso de sedimentación no solo mejora la eficiencia del tratamiento, sino que también permite reducir costos operativos, estabilizar el sistema y garantizar el cumplimiento de las normativas ambientales. Además, al profundizar en la cinética de sedimentación y en los factores que la afectan, este estudio aporta evidencia técnica útil para el diseño de futuras plantas y para la toma de decisiones en proyectos de saneamiento a nivel local y regional.

2. Objetivos

6.1 Objetivo general

Evaluar diferentes parámetros de funcionamiento en un prototipo de planta de aguas residuales con tecnología de fangos activos.

6.2. Objetivos específicos

1. Evaluar la calidad del efluente tratado con diferentes tiempos de retención celular en rango convencional y tiempos de retención hidráulica cortos.
2. Determinar consumos energéticos y volúmenes de purga para diferentes tiempos de retención celular en rango convencional en un modelo a escala piloto de una planta fangos activos.
3. Determinar velocidades de sedimentación que definan la calidad del lodo en función de su estructura.

Capítulo 1

3. Fundamentación teórica

Arias, (2024) afirma que la evaluación de plantas piloto de lodos activos en régimen convencional es una variante eficiente en el tratamiento de aguas residuales. Este tipo de sistemas, ampliamente utilizados en la depuración de aguas, se basa en el uso de microorganismos que degradan la materia orgánica presente en el agua residual. La eficiencia de estos procesos depende de varios factores, entre los cuales se destaca la velocidad de sedimentación de los lodos, que es crucial para asegurar una separación efectiva de los sólidos y el agua tratada.

7.1. Descripción del proceso de lodos activos

El proceso de lodos activos es un método comúnmente utilizado en el tratamiento de aguas residuales que implica la mezcla de aguas residuales con microorganismos en un tanque de aireación. Estos microorganismos, principalmente bacterias, se alimentan de la materia orgánica presente en el agua residual, llevando a cabo un proceso de degradación biológica, según indica Ramalho, (1983).

Posteriormente, los flóculos formados se separan del agua tratada en un clarificador secundario, permitiendo la recirculación de una parte de los lodos activos al tanque de aireación para mantener la población microbiana y la actividad biológica Hernández, (2018).

Según indican Quintuña y Tigse, (2021), en un sistema de lodos activados se manejan dos flujos principales: la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), que suele ser el componente soluble, y los sólidos suspendidos volátiles (SSV). La DBO es una medida indirecta de la cantidad de materia orgánica presente en el agua residual que se va a tratar. El objetivo principal de este sistema es reducir la DBO a través de la degradación biológica aerobia.

El agua tratada en el reactor biológico se envía a un sedimentador, donde se separa en dos flujos: el lodo reciclado, que regresa al reactor, y el lodo purgado, que se elimina del sistema. Los sólidos suspendidos volátiles en el reactor representan la cantidad de lodo biológico presente, que se mantiene relativamente constante Ramalho, (1983).

El reactor se mantiene en condiciones de mezcla completa, por lo que la concentración de lodo biológico se mide como sólidos suspendidos volátiles en el licor mezcla

(SSVLM), con concentraciones típicas entre 2000 y 3000 mg/l, según lo indica Ramalho, (1983).

Los sólidos suspendidos volátiles en el agua entrante son mínimos ya que no ha habido un proceso de aireación significativo. Estos sólidos se generan continuamente en el reactor debido a la síntesis de materia orgánica, y para mantener una concentración constante, se purga lodo de manera continua Ramalho, (1983).

7.2. Cálculo del Consumo de Oxígeno en un Reactor de una Planta Piloto de Lodos Activos

El consumo de oxígeno en un reactor de una planta piloto de lodos activos es un factor clave para garantizar un tratamiento eficiente del agua residual. Este parámetro permite evaluar la cantidad de oxígeno necesaria para que los microorganismos descompongan la materia orgánica y mantengan su actividad biológica. Proschle, (2017) afirma que un control adecuado de este proceso es esencial para optimizar el rendimiento del sistema y asegurar la calidad del efluente tratado.

7.2.1. Determinación de la Demanda de Oxígeno (DO)

Ramalho, (1983) indica que para calcular el consumo de oxígeno, primero es necesario conocer la demanda de oxígeno en el sistema. Esto incluye:

- Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO): Representa el oxígeno consumido por los microorganismos para degradar la materia orgánica, medido en mg/L.
- Demanda Química de Oxígeno (DQO): Relacionada con la DBO, proporciona una estimación de la carga orgánica presente en el afluente.

7.2.2. Cálculo de la tasa de Consumo de Oxígeno (OUR)

Según plantea Dotro, et al (2017) la velocidad de consumo de oxígeno (OUR, mg O₂/L·h) es un indicador clave en el tratamiento de aguas residuales, ya que mide la actividad de los microorganismos encargados de degradar la materia orgánica. Para calcularlo, se utiliza una sonda de oxígeno en un reactor sin aireación, observando cómo disminuye el oxígeno disuelto con el tiempo.

Este análisis es fundamental para ajustar la operación de las plantas de lodos activados, asegurando que los microorganismos trabajen en condiciones óptimas y que el proceso de depuración sea eficiente.

Proschle, (2017) indica que medir velocidad de consumo de oxígeno el (OUR), permite detectar posibles problemas en el sistema, como una baja actividad biológica o una sobrecarga de materia orgánica, lo que ayuda a tomar decisiones para mejorar el tratamiento del agua. Además, este parámetro se combina con otros factores, como la concentración de sólidos y la relación alimento-microorganismo, para optimizar el consumo de energía y reducir costos operativos. Se calcula según la ecuación:

$$OUR = -\left(\frac{dC}{dt}\right) \quad ec. 1$$

Donde:

C es la concentración de oxígeno disuelto (OD) en el reactor.

t es el tiempo de medición.

7.3. Interacciones cinéticas entre alimento y microorganismos en los lodos activados

Según lo descrito por Gary, et al. (2017), las interacciones cinéticas en los lodos activados son cruciales para la eficiencia del tratamiento de aguas residuales, ya que afectan la velocidad de consumo del sustrato por los microorganismos. Mantener una relación adecuada entre la carga orgánica y la biomasa activa es esencial para optimizar el proceso y asegurar un efluente de calidad.

Según lo indicado por Gary, et al. (2017), en concentraciones bajas de sustrato (menos de 500 mg/l), el consumo sigue una cinética de primer orden, lo que significa que la velocidad de consumo es proporcional a la concentración restante del sustrato.

El análisis de la cinética de los lodos activados es crucial porque permite determinar la velocidad a la que los microorganismos descomponen los residuos. El consumo sigue una cinética de primer orden, lo que significa que la velocidad de consumo es proporcional a la concentración restante del sustrato. En un reactor biológico continuo, la velocidad de consumo de sustrato, q en [kg DBO₅ consumida/d/kg SSVLM], se describe mediante la ecuación 2.

$$q = \frac{Q_0 * (S_0 - S_e)}{V * X_{V,a}} \quad (ec. 2)$$

Donde:

Q_0 es el caudal de ingreso al reactor (agua residual cruda más recirculación), en m³/día

S_0 es la concentración del sustrato que ingresa al reactor, mg/l

S_e es la concentración de sustrato que sale del sistema, en mg/l

V es el volumen del reactor m³

$X_{V,a}$, representa la concentración de SSVLM, en mg/l

Los nutrientes como nitrógeno, fósforo y carbono son esenciales para el metabolismo celular de los microorganismos en un sistema de lodos activos. Estos nutrientes son necesarios para el crecimiento y la actividad metabólica de la biomasa, y su disponibilidad influye en la eficiencia del proceso de tratamiento Hernández, (2018).

El control y la remoción adecuada de estos nutrientes son fundamentales para mantener un equilibrio nutricional y garantizar un rendimiento óptimo en la remoción de contaminantes.

7.4. Mecanismo de degradación aerobia del sustrato

El mecanismo de degradación aerobia del sustrato en los lodos activos implica una serie de reacciones bioquímicas llevadas a cabo por microorganismos aerobios, según lo indicado por Zambrano y Zambrano, (2024). Estos microorganismos utilizan el oxígeno disuelto para descomponer la materia orgánica presente en el agua residual en compuestos más simples como dióxido de carbono y agua.

El sustrato se utiliza de dos maneras durante el proceso biológico. En primer lugar, los microorganismos usan una parte del sustrato para crear nuevas células, lo que aumenta la biomasa. La porción restante del sustrato se oxida y produce CO₂ y H₂O, elementos cruciales para generar la energía que las células necesitan para sus funciones vitales, un proceso conocido como metabolismo energético tal y como lo indica Ramalho, (1983).

Por lo tanto, el sustrato se consume continuamente para sostener tanto el metabolismo celular como el energético, disminuyendo la cantidad de materia orgánica. Una vez que se ha agotado el sustrato, los microorganismos entran en la fase de respiración endógena.

Rivera, (2022) establece que un valor típico para la degradación aerobia del sustrato es 0.73, mientras que Von Sperling, (2016) y Metcalf & Eddy, (2016) sugieren un rango de 0.4 a 0.8, con un valor común de 0.60. El metabolismo energético mediante

la oxidación del sustrato es igual al consumo de oxígeno necesario para la oxidación del sustrato.

7.5. Consumo de oxígeno en un sistema de lodos activos (RO)

El consumo de oxígeno en un sistema de lodos activos está directamente relacionado con la actividad metabólica de los microorganismos presentes en el proceso. Durante la degradación de la materia orgánica, los microorganismos utilizan oxígeno para llevar a cabo reacciones bioquímicas que resultan en la mineralización de los contaminantes, tal y como lo describe Gary, et al. (2017). Es crucial controlar el suministro de oxígeno para mantener condiciones aeróbicas adecuadas y evitar la inhibición de la actividad biológica.

El requerimiento total de oxígeno del reactor se estima mediante la ecuación 3:

$$RO \left[\text{kg} \frac{\text{O}_2}{\text{día}} \right] = Q * (\text{DBO}_n - \text{DBO}_s) * F \quad \text{ec. 3}$$

Donde:

Q = Caudal del influente (m³/día).

DBO_n y DBO_s = DBO en el influente y efluente (mg/L).

F, es un factor (1.5 - 2.0) = Considera las necesidades de nitrificación y eficiencia de transferencia.

7.6. Balance de Oxígeno en el Reactor

Para que un sistema de lodos activados funcione de manera óptima en una planta piloto de tratamiento de aguas residuales, es fundamental garantizar un suministro adecuado de oxígeno. Según lo indicado por Dotro, et al. (2017) esto se logra a través del cálculo de la Tasa de Aireación (NAR), que determina la cantidad de oxígeno necesaria por hora.

Para obtener este valor, se divide la demanda de oxígeno (RO) entre la Eficiencia de Transferencia de Oxígeno (OTE%), la cual varía según el tipo de aireador utilizado y la profundidad del tanque. Este cálculo permite conocer con precisión el oxígeno requerido para mantener un ambiente ideal en el proceso biológico.

Al suministrar la cantidad adecuada, se estimula la actividad de los microorganismos encargados de descomponer la materia orgánica, lo que optimiza la eficiencia del tratamiento del agua residual y contribuye a la estabilidad del sistema.

7.7. Tiempo de retención celular, TRC

Según Dotro, et al. (2017) el Tiempo de Retención Celular (TRC) indica el tiempo promedio que los microorganismos permanecen en el sistema. Es fundamental para asegurar que tengan suficiente tiempo para degradar la materia orgánica y nutrientes antes de ser removidos.

Se lo calcula con la ecuación 4:

$$TRC = \frac{V * X_{Reactor}}{Q_w * X_w} \quad (ec. 4)$$

Donde:

V es el volumen del reactor, m³

X reactor es la concentración de sólidos suspendidos volátiles en el reactor (mg/l)

Q_w es el caudal de purga o extracción de lodo (en m³/d),

X_w es la concentración de sólidos en el lodo purgado (en kg SSV/m³)

7.8. Tiempo de retención hidráulica, TRH

El tiempo de retención hidráulico (TRH) determina cuánto tiempo el agua permanece en el reactor, permitiendo así la eliminación efectiva de contaminantes tal y como lo indican Tchobanoglous, et al (2017).

Un tiempo de retención hidráulico bajo puede resultar en un tratamiento ineficiente, mientras que uno excesivo puede causar sedimentación de sólidos. Un adecuado ajuste del tiempo de retención hidráulico (TRH), es esencial para maximizar la calidad del efluente tratado y se calcula mediante la ecuación 5:

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad (ec. 5)$$

Donde:

V: Volumen del reactor (m³).

Q: Caudal de ingreso al sistema (m³/día).

7.9 Relación de tiempo de retención hidráulica y celular

En la Tabla 1 se indica los tiempos de retención hidráulica (TRH) y celular (TRC) para plantas de lodos activados de régimen convencional y de aireación extendida recomendados por Von Sperling, (2016).

Tabla 1 | Tiempos de retención hidráulica y celular para los sistemas de lodos activos.

Parámetro	Unidades	Convencional	Aireación extendida
TRH	h	6 - 8	16 -24
TRC	días	4 - 10	18 - 30

Fuente: Von Sperling, (2016)

Para que el tratamiento de aguas residuales sea realmente efectivo, es fundamental mantener un equilibrio entre el tiempo de retención hidráulica (TRH) y el tiempo de retención celular (TRC). Según indica Palmero, (2016), el tiempo de retención hidráulica (TRH) determina cuánto tiempo permanece el agua en el sistema para ser tratada correctamente, mientras que el tiempo de retención celular (TRC) influye en la estabilidad de los microorganismos encargados de degradar los contaminantes. Si los microorganismos tienen el tiempo suficiente para crecer y desarrollarse, se evita que sean arrastrados antes de completar su trabajo, asegurando una depuración más eficiente.

Cuando este equilibrio se rompe, pueden surgir problemas en el proceso. Si el tiempo de retención hidráulica (TRH) es demasiado corto, el agua no recibe el tratamiento necesario, y si el tiempo de retención celular (TRC) no es el adecuado, la comunidad microbiana puede verse afectada, reduciendo la capacidad del sistema para limpiar el agua. Mantener este balance no solo mejora la calidad del efluente, sino que también permite que el sistema funcione de manera estable y eficiente, evitando complicaciones operativas y garantizando un mejor rendimiento a largo plazo.

7.10. Cálculo de la Relación A/M en Plantas de Lodos Activados

Atendiendo a lo explicado por Dotro, et al. (2017); la relación alimento-microorganismos es clave para garantizar un tratamiento eficiente de las aguas residuales. Mantener una relación adecuada permite una mejor transferencia de oxígeno, lo que favorece la actividad de los microorganismos encargados de descomponer los contaminantes.

Un equilibrio óptimo en esta relación es fundamental para el diseño adecuado de los tanques de aireación y sedimentación. Además, su monitoreo constante ayuda a realizar ajustes que optimizan el rendimiento del sistema y aseguran un tratamiento eficaz del agua.

La relación A/M (Alimento/Microorganismos) es un factor clave para medir la eficiencia de los procesos de lodos activados en el tratamiento de aguas residuales. Básicamente, representa la cantidad de materia orgánica disponible (DBO₅) en comparación con la biomasa activa que la procesa dentro del sistema. Mantener un equilibrio adecuado en esta relación es esencial para asegurar un tratamiento eficiente y estable del agua según lo indicado por Tchobanoglous, et al (2017). La relación A/M se calcula mediante la ecuación 6:

$$\frac{A}{M} = \frac{Q * S_o}{V * MLVSS} \quad (ec. 6)$$

Donde:

A/M: Relación alimento microorganismo mg DBO₅/día/ mg SST

Q: Caudal de entrada (m³/d)

S_o: Concentración de DBO₅ en el influente (mg/L)

V: Volumen del tanque de aireación (m³)

MLVSS: Concentración de sólidos volátiles suspendidos en el tanque de aireación (mg/L)

7.11. Caudal de recirculación (licor mezcla)

Según afirma Gómez, (2015), el caudal de recirculación, o licor mezcla, es fundamental en los sistemas de lodos activados, ya que permite devolver una parte del efluente tratado al reactor biológico. Esto ayuda a mantener la concentración de microorganismos activos, optimizando la degradación de contaminantes y mejorando la eficiencia del tratamiento. Un ajuste adecuado del caudal es crucial, ya que un exceso puede causar sedimentación, mientras que una insuficiencia puede reducir la efectividad del proceso.

La ecuación de balance de masas es un principio fundamental en la ingeniería de procesos y se utiliza para describir la conservación de masa en un sistema. La ecuación

7 permite calcular el caudal de recirculación requerido según las características en la planta piloto:

$$Q_r = \frac{Q * (X - X_o)}{X_r - X} \quad (ec. 7)$$

Donde:

Q_r : Caudal de recirculación (m^3/h).

X_o : Concentración de sólidos en el afluente (mg/L o g/L).

Q : Caudal de entrada de agua residual al sistema (m^3/h).

X : Concentración de sólidos en el lodo mezclado (MLSS) en el tanque de aireación (mg/L o g/L).

X_r : Concentración de sólidos en el lodo recirculado (mg/L o g/L).

7.12. Índice volumétrico de lodos

Gary, et al. (2017) indica que el Índice Volumétrico de Lodos (IVL) es utilizado para analizar la capacidad de sedimentación de los lodos en el tratamiento biológico de aguas residuales. También denominado Índice de Sedimentación de Lodos (ISL), se obtiene midiendo el volumen que ocupa una muestra de lodo activado después de 30 minutos de sedimentación en un cilindro graduado, expresado en mL/L.

Este índice refleja características como la calidad, densidad y capacidad de sedimentación del lodo: valores elevados indican lodos más ligeros y expansivos, mientras que valores bajos corresponden a lodos más compactos y densos. Controlar el Índice Volumétrico de Lodos (IVL) es esencial en las plantas de tratamiento para mejorar la clarificación y evitar inconvenientes operativos, como el bulking. El Índice Volumétrico de Lodos (IVL) se calcula mediante la ecuación 8:

$$IVL = \frac{V_{30}}{MLSS} * 1000 \quad (ec. 8)$$

Donde,

IVL: Índice Volumétrico de lodos (mL/g)

V_{30} : Volumen de lodos sedimentados en 30 minutos (en mL/L).

MLSS: Sólidos en suspensión en lodos mixtos (Mixed Liquor Suspended Solids) en el tanque de aireación (en mg/L).

7.13. Velocidad de Sedimentación, VS_{30}

La velocidad con la que los sólidos se separan del agua es un factor clave en el tratamiento de aguas residuales. Este proceso de sedimentación ocurre gracias a la gravedad y depende de varios elementos, como el tamaño, la forma y la densidad de las partículas, así como de la viscosidad del líquido. En general, las partículas más grandes y densas caen más rápido, mientras que un líquido más viscoso dificulta su descenso, tal y como lo indican Andreoli, et al (2007).

En las plantas de tratamiento, la sedimentación es esencial para eliminar los sólidos suspendidos y mejorar la claridad del agua tratada. Para optimizar este proceso, se utiliza la ley de Stokes, que permite calcular la velocidad de asentamiento de las partículas. Gracias a este análisis, es posible diseñar y operar de manera más eficiente los tanques de sedimentación, garantizando un tratamiento más efectivo y reduciendo el impacto ambiental.

Si el Índice Volumétrico de Lodos (IVL) y el tiempo de sedimentación (t) son conocidos, la velocidad de sedimentación promedio puede expresarse como:

$$VS_{30} = \frac{IVL * MLSS}{30} \quad (ec. 9)$$

Donde:

VS_{30} : Velocidad de sedimentación en 30 minutos (mL/L/min)

IVL: Índice Volumétrico de lodos (mL/g)

MLSS: Sólidos en suspensión en lodos mixtos (Mixed Liquor Suspended Solids) en el tanque de aireación (en mg/L).

t: Tiempo de sedimentación de 30 minutos.

7.14. Relación entre IVL y velocidad de Sedimentación

Dotro, et al, (2017) indica que la velocidad de sedimentación depende del Índice Volumétrico de Lodos (IVL), ya que este parámetro refleja las características físicas del lodo. Un Índice Volumétrico de Lodos (IVL) menor a 100 mL/g indica lodos compactos con alta densidad y rápida sedimentación, mientras que un Índice Volumétrico de Lodos (IVL) mayor a 150 mL/g sugiere lodos dispersos con menor densidad y asentamiento más lento. Cuando el Índice Volumétrico de Lodos (IVL) supera los 250 mL/g, es probable que haya problemas de sedimentación, como la expansión de lodos, lo que puede afectar la eficiencia del sistema.

En los clarificadores de sistemas de lodos activados, es importante que la sedimentación ocurra a la velocidad adecuada, idealmente entre 10 y 15 mL/L/min Metcalf y Eddy, (2016). Esto permite que la mayor parte de los lodos se asienten correctamente, evitando que los sólidos pasen al efluente y asegurando un tratamiento eficiente del agua. Si la velocidad es demasiado baja, el proceso puede volverse lento e ineficiente; si es demasiado alta, se corre el riesgo de perder biomasa valiosa para el tratamiento, tal y como lo indica Chen, K, (2024).

De esta manera podemos indicar que el Índice Volumétrico de Lodos (IVL) permite evaluar qué tan bien sedimentan los flóculos, siendo este un indicador de su capacidad de asentamiento. Un buen Índice Volumétrico de Lodos (IVL) está asociado con flóculos compactos y pesados, que facilitan una sedimentación eficiente dentro del rango adecuado. Aunque no hay un valor único que garantice el mejor desempeño, mantener un Índice Volumétrico de Lodos (IVL) estable ayuda a optimizar el proceso y a garantizar que el sistema funcione de manera equilibrada y efectiva Chen, K, (2024).

7.14.1. Relación Estratégica entre la aireación y el lodo recirculado

Para que un sistema de tratamiento funcione de manera eficiente, es fundamental mantener un equilibrio en la aireación. Chen, (2024) asegura que un suministro adecuado de oxígeno ayuda a formar flóculos compactos sin desintegrarlos, lo que facilita su sedimentación. Además, es importante ajustar la intensidad y la distribución

del aire para evitar la formación de flóculos demasiado finos, ya que estos pueden tardar más en asentarse y afectar la calidad del efluente.

Chen, (2024) afirma que el manejo del recirculado de lodos también juega un papel clave en la estabilidad del sistema. Mantener una tasa de recirculación adecuada permite retener la biomasa sin saturar el clarificador, asegurando que los sólidos se concentren de manera eficiente. Un lodo recirculado bien ajustado no solo mejora la sedimentación, sino que también favorece la formación de flóculos con una estructura más estable y resistente.

Por último, es esencial garantizar un balance adecuado entre la carga orgánica y los nutrientes en el sistema, según lo indicado por Andreoli, et al (2007). Una alimentación equilibrada mantiene una comunidad microbiana saludable, lo que facilita la formación de flóculos con buena capacidad de sedimentación. Este equilibrio contribuye a mejorar el rendimiento del tratamiento y a mantener la estabilidad del proceso a largo plazo.

Capítulo 2

8. Marco metodológico

Se reactivó la planta piloto existente en la PTAR Ucubamba, Cuenca – Ecuador, ubicada en la zona de cribado. En la planta piloto se realizaron las variantes en temporizadores que se requerían para el desarrollo de esta investigación, esto permitió disminuir el tiempo de retención hidráulica, el tiempo de retención celular y aumentar el caudal de recirculación sin que esto cause problemas de desborde y pérdida de lodo a través del efluente del sedimentador.

Realizada las calibraciones y verificando el funcionamiento del sistema de bombeo, compresores y válvulas fue necesario arrancar el sistema de tratamiento, es decir, generar un crecimiento de biomasa dentro del reactor, por lo que requerimos de un inóculo el cual se obtendrá de la planta de lodos activos ubicada en la Parroquia Honorato Vásquez, del Cantón Cañar. Se evaluó de manera visual según las recomendaciones bibliográficas la estabilidad del reactor piloto y se verificó cuantitativamente el funcionamiento del sistema.

Una vez estabilizado el reactor, se procedió con el análisis de la calidad del efluente ante la variación de tiempos de retención celular, además de su relación con la producción de fangos y consumo energético. Se realizó un muestreo de agua siguiendo la Norma Técnica Ecuatoriana INEN, (2014), realizando los análisis en el laboratorio de ETAPA EP. Además, se realizaron mediciones periódicas in situ de pH, conductividad, temperatura y oxígeno disuelto con la ayuda de equipos electrónicos calibrados.

8.1 Descripción de la PTAR Ucubamba y sistema de alcantarillado en la ciudad de Cuenca

La ciudad de Cuenca, situada en el sur de Ecuador, se encuentra a una altitud promedio de 2560 metros sobre el nivel del mar, con temperaturas que varían entre 21°C y 10°C. Según proyecciones del Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (2022), en 2020 el cantón Cuenca tenía una población de 659,540 habitantes. La ciudad cuenta con una red de alcantarillado combinado de aproximadamente 1400 km, que atiende a cerca de 520,600 personas según ETAPA EP (2025). Además, el sistema sirve a un parque industrial de 0.73 km², al efluente del matadero municipal y a los lixiviados del relleno sanitario municipal. Los colectores descargan en una red de interceptores marginales

a ríos y quebradas que se extiende por unos 260 km, y finalmente, confluyen con un caudal promedio de 1800 l/s en la Planta de Tratamiento de Agua Residual de Ucubamba, ver figura 1.



Figura 1 | Fotografía de la PTAR Ucubamba – Cuenca

8.2 Descripción del proceso

Se instaló una bomba de 2HP en el canal de entrada de la PTAR Ucubamba (Figura 2), que succiona el agua residual hacia el pozo de bombeo a través de una tubería de 3/4". Antes de entrar al pozo, el agua pasa por una criba con perforaciones rectangulares de 5x3mm. Desde el pozo de bombeo, el agua es aspirada con la Bomba 1 de 0.5HP a un caudal de 13 l/min utilizando una tubería de 1/2" y es impulsada hacia el reactor.

El reactor está conectado al sedimentador secundario mediante una tubería de 1" situada cerca de la base del reactor, justo antes del inicio del fondo inclinado del sedimentador. Desde la base del fondo inclinado del sedimentador secundario, el lodo es succionado hacia el reactor por la Bomba 2 de 0.5HP a un caudal de 30 l/min, utilizando una tubería de 1". Además, hay dos compresores: uno de 100 litros (compresor 1, Figura 2) y otro de 50 litros (compresor 2).

El primer compresor inyecta aire al reactor a un caudal de 20 l/min durante todo el día, distribuyéndolo desde la base mediante tres difusores de burbuja fina hechos de

polietileno expandible de 4" de diámetro. El segundo compresor descarga aire de manera intermitente a través de una tubería de 5/16" de diámetro con perforaciones de 1mm, ubicada en el fondo del sedimentador secundario.

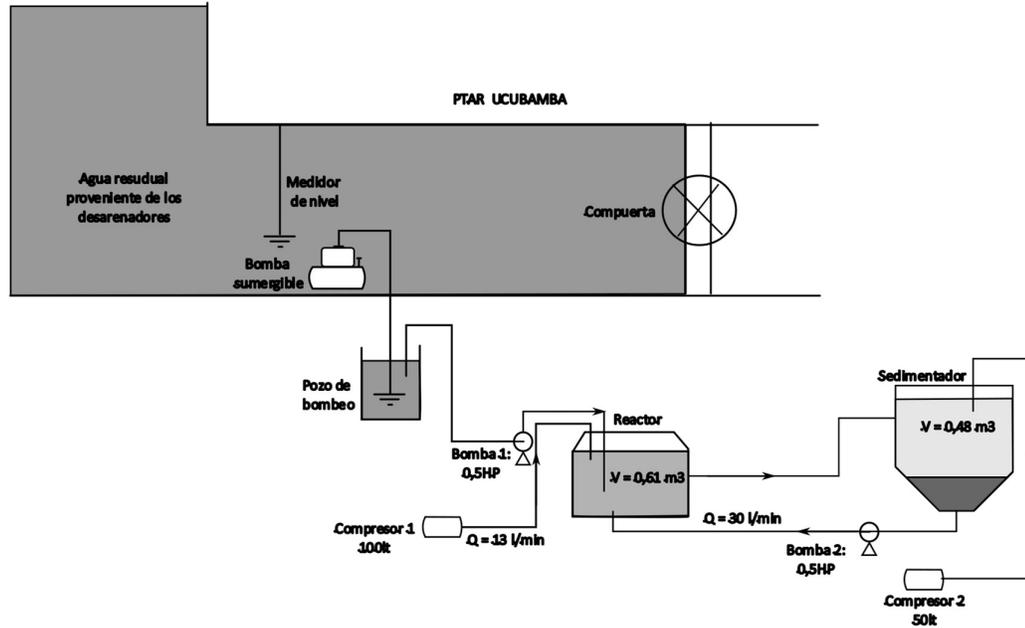


Figura 2 | Esquema general de la planta de lodos activados

Definido un volumen de 0.61 m^3 para el reactor y tiempos de retención celular de 15, 10 y 8 días, se calculó el caudal de purga. Para sistemas piloto como el mencionado, donde la concentración de sólidos en el efluente es baja, se asume que X_w es igual a X , se obtienen los siguientes caudales de purga por día:

$$Q_w = \frac{0.61 \text{ m}^3 * 1000}{15 \text{ días}} = 40.66 \text{ lt/día}$$

$$Q_w = \frac{0.61 \text{ m}^3 * 1000}{10 \text{ días}} = 61 \text{ lt/día}$$

$$Q_w = \frac{0.61 \text{ m}^3 * 1000}{8 \text{ días}} = 76.25 \text{ lt/día}$$

Se determinó un tiempo de llenado del reactor de 3:24 minutos, mientras que el efluente del sedimentador se descarga en 16 minutos, lo que permite realizar hasta dos ciclos de llenado por hora y airear el sedimentador una vez al día para evitar el bulking. Debido a la baja carga orgánica, es necesario un caudal de entrada elevado para preservar un equilibrio adecuado en la relación A/M (Alimento/Microorganismos) y prevenir el desbordamiento del reactor.

8.3. Cronograma y variables de muestreo

El estudio de la planta piloto se centra en el consumo de materia orgánica, por lo que se analizan parámetros clave como la DBO₅ y la Demanda Química de Oxígeno (DQO). Además, el análisis de sólidos suspendidos totales y volátiles es esencial para evaluar el funcionamiento del reactor, ya que están directamente relacionados con el contenido de lodo activo, el tiempo de retención celular y la relación A/M (Alimento/Microorganismos). A nivel operativo, se monitorean indicadores como pH, conductividad, temperatura, oxígeno disuelto y sólidos sedimentables para asegurar el correcto desempeño del sistema.

Durante el arranque de la planta, se consideró la necesidad de nutrientes esenciales para el metabolismo adecuado de los microorganismos. Por ello, se realiza un seguimiento de los niveles de nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal y fósforo total.

Para el monitoreo, se estableció un cronograma dividido en tres campañas experimentales, donde la variable principal fue el tiempo de retención celular (TRC) con valores de 15, 10 y 8 días. Cada campaña tiene una duración de una semana, durante la cual se recolectan tres muestras compuestas en el intervalo de 24 horas los domingos, martes y jueves. Estas muestras se entregan al laboratorio al día siguiente para su análisis, asegurando así la continuidad en la evaluación del proceso.

Al realizar el cambio de tiempo de retención celular, se estableció un periodo de aclimatación de 10 días antes de iniciar la nueva campaña. Este periodo de ajuste permitió que el sistema se estabilice y que los microorganismos se adapten a las nuevas condiciones, garantizando la fiabilidad de los resultados obtenidos.

8.4 Análisis de laboratorio

Las muestras fueron remitidas para su análisis al Laboratorio de Saneamiento de ETAPA EP, el cual posee la Acreditación N° SAE LEN 06-004 otorgada por el Servicio de Acreditación Ecuatoriano. Los análisis se ejecutan siguiendo los procedimientos específicos del laboratorio y de la edición 23 del Standard Methods.

8.5. Instrumentos de medición y pruebas

Los instrumentos de medición de parámetros en plantas de tratamiento de aguas residuales pueden variar dependiendo de los parámetros específicos que se deseen monitorear Andreoli, (2007) en nuestro caso se usó el WTW Multi 3630 IDS (Anexo 3) que nos permitió monitorear los siguientes parámetros en el agua en el reactor:

- **Medidor de pH:** El valor promedio registrado fue de 7,70 correspondiente a una condición neutra-ligeramente alcalina, favorable para el crecimiento y actividad de los microorganismos presentes. Según Metcalf & Eddy (2016), el rango óptimo de pH para sistemas de lodos activados oscila entre 6,5 y 8,5, lo que confirma que el medio es adecuado.
- **Medidor de oxígeno disuelto (OD):** El valor promedio fue de 6,60 mg/L, superior al rango mínimo recomendado de 2,0 mg/L para mantener condiciones aerobias efectivas en el reactor. Este nivel elevado de OD puede indicar una buena aireación y bajo consumo inmediato de oxígeno, lo que es positivo para evitar condiciones anóxicas Metcalf & Eddy, (2016).
- **Conductividad:** El valor promedio fue de 385 $\mu\text{S}/\text{cm}$, indicando una concentración moderada de sales disueltas. Este valor es típico en aguas en tratamiento biológico y no representa riesgo de toxicidad para la biomasa activa Metcalf & Eddy (2016).
- **Temperatura:** El valor promedio registrado osciló entre 16,2 y 16,3 °C, lo cual, si bien es un valor moderadamente bajo, sigue estando dentro del rango aceptable para la actividad microbiológica (entre 15 y 35 °C). No obstante, temperaturas por debajo de 20 °C pueden reducir la tasa de degradación biológica Metcalf & Eddy, (2016).

Capítulo 3 Resultados

9. Caracterización del agua de ingreso de la PTAR Ucubamba

La evaluación de la calidad del agua residual de la ciudad de Cuenca se realiza en el ingreso de la PTAR Ucubamba, de donde se obtiene el agua a tratar en la planta piloto por lo que resulta relevante contar con una caracterización histórica de este flujo en el último año para poder establecer vínculos con los parámetros analizados en el presente estudio.

La figura 3 muestra la evolución de la DQO y la DBO₅ entre el 1 y el 12 de enero de 2024. La DQO presenta mayores valores y fluctuaciones, con picos cercanos a 580 mg/l, mientras que la DBO₅ se mantiene más estable, entre 60 y 140 mg/l. Esto sugiere que la carga total de materia orgánica varía más que su fracción biodegradable, que permanece relativamente constante.

Por otro lado, la DBO₅ al no superar los 200 mg/L indica una baja presencia de compuestos orgánicos refractarios y una posible dilución del afluente con aguas de menor contaminación, esto en una planta de lodos activos implicará reducir el tiempo de retención hidráulico para evitar la desnutrición de la biomasa, tal y como describe Mancinelli, (2011).

Rivera, (2022) indica valores promedio de DBO₅ de 65,7mg/l y DQO de 267 mg/l dentro del período de enero hasta agosto del 2022 en el ingreso a la PTAR de Ucubamba provenientes de descargas domesticas en mayor medida y de zonas industriales; mientras Tchobanoglous, et al. (2017) indica valores promedio esperados de DBO₅ de 133 mg/l y DQO de 339 mg/l para descargas domésticas. Al relacionar lo mencionado con los valores promedio de DBO₅ y DQO (109,7 mg/l y 333,3 mg/l respectivamente) de la figura 3 se puede destacar que dichos valores correspondientes al período del 2024 se encuentran dentro de lo histórico en el ingreso de la planta de Ucubamba.

Cabe señalar que presentar valores de DBO₅ inferiores a 300 mg/L no implica necesariamente contar con valores bajos de DQO, así como lo evidenció Sánchez (2016) en su estudio en una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) en São João de Iracema (Brasil) en la cual analizó cómo varían los niveles de contaminación en las distintas etapas del proceso y evidenció que, pese a una reducción significativa

de la DBO₅, los niveles de DQO seguían siendo elevados, lo que indica la presencia de compuestos orgánicos no biodegradables.

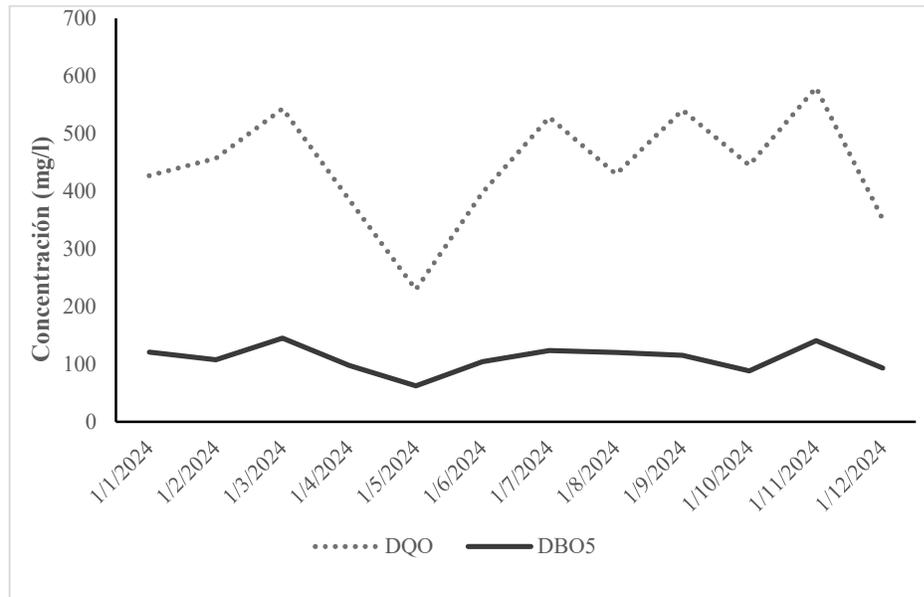


Figura 3 | Variación de DBO₅ y DQO en el año del 2024

El gráfico de barras de la figura 4 muestra la distribución de la relación DBO₅/DQO en distintos rangos de frecuencia. Se observa que la mayoría de los valores (alrededor del 42%) se encuentran en el intervalo de 0.35 a 0.4, seguido por los rangos de 0.3–0.35 (33%) y 0.25–0.3 (25%). Esto indica que, en la mayoría de los casos, la fracción biodegradable de la materia orgánica representa entre el 35% y 40% de la carga total. Esta relación sugiere una biodegradabilidad media del agua residual, lo cual es importante para evaluar la eficiencia potencial de los procesos biológicos de tratamiento.

De esta manera los valores de la relación DBO₅/DQO cercanos a 0.40, indican una fracción orgánica moderadamente biodegradable, adecuada para procesos biológicos como lodos activados, siempre que se mantenga un control eficiente de las condiciones operativas. En comparación, en plantas municipales de tratamiento en Rumanía, se reportaron valores cercanos a 0.40, lo que representa una buena biodegradabilidad y que permitió una remoción más eficiente de la carga orgánica sin necesidad de tratamientos adicionales, reduciendo costos operativos y cumpliendo con los límites de vertido exigidos por la normativa europea Zaharia & Şuteu, (2013).

En general, las relaciones DBO_5/DQO presentadas evidencian una biodegradabilidad moderada, en cuyo caso, si se desea mejores niveles de remoción, se podrían plantear alternativas en la fase operativa, tales como ajustar el tiempo de retención hidráulica y la edad de lodo o pretratamientos físicos que eliminen contaminantes no biodegradables según lo descrito por Metcalf y Eddy, (2016).

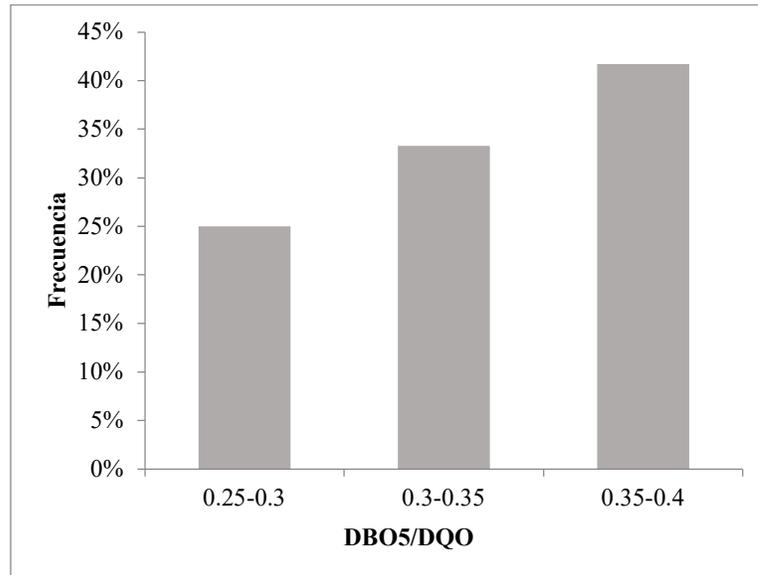


Figura 4 | Distribución de frecuencias de la relación DBO_5/DQO

La Figura 5 muestra la variación de la concentración (mg/L) de sólidos totales (ST), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSTV) a lo largo del año 2024. Se observa que los sólidos totales presentan una tendencia decreciente en el primer cuatrimestre del año seguida de fluctuaciones a lo largo del tiempo. Por otro lado, los sólidos suspendidos volátiles muestran una disminución significativa el primer cuatrimestre y luego mantienen una relativa estabilidad con ligeras oscilaciones. Los sólidos suspendidos totales, son los que presentan una tendencia más estable, esto se debe a su composición predominantemente inorgánica como arcillas, la cual es menos susceptible a variaciones biológicas o ambientales en comparación con los sólidos suspendidos volátiles (SSTV), que contienen materia orgánica biodegradable Metcalf & Eddy, (2016), lo anteriormente expuesto coincide con la poca variación en las precipitaciones del 2024.

Al comparar estos valores con estudios previos estos presentan una tendencia parecida, Rivera, (2022) reportó valores promedio de 497 mg/L para ST, 214 mg/L para SST y

197 mg/L para SSTV en el período de enero a agosto de 2022 en el ingreso de la planta de tratamiento de Ucubamba.

Por su parte, Tchobanoglous, et. al. (2017) mencionan valores típicos de aguas residuales domesticas de 537 mg/L para ST, 130 mg/L para SST y 101 mg/L para SSTV. Los valores obtenidos en 2024 presentan promedios de 508 mg/L para ST, 193,8 mg/L para SST y 170,1 mg/L para SSTV, esto nos indica que los valores observados en el 2022 por Rivera, (2022) y en el 2024 por el presente trabajo, se encuentran dentro de los rangos aceptables, aunque los sólidos suspendidos volátiles (SSTV) presentan un valor ligeramente superior al valor de referencia recomendado.

Por lo anteriormente expuesto, los niveles de sólidos totales (ST) en el 2024 permitieron una buena sedimentación, de igual manera los niveles de sólidos suspendidos volátiles (SSTV) permanecieron estables lo que evitó demandas adicionales de oxígeno para garantizar una buena biodegradabilidad.

En comparativa con los estudios realizados por Sánchez (2016) en la planta de tratamiento de São João de Iracema, en el que se presentaron valores iniciales más elevados, siendo estos de 842 mg/L para ST, 187 mg/L para SST y 131 mg/L para SSTV para un sistema de lagunaje, pero que no presentaron inconvenientes en el desempeño en la remoción de sólidos como sugiere Sánchez, (2016).

En conclusión, los valores observados en la figura 5 reflejan tendencias consistentes con estudios previos, aunque se identifican necesidades de mejorar la estabilidad de la carga para un mejor desempeño del tratamiento.

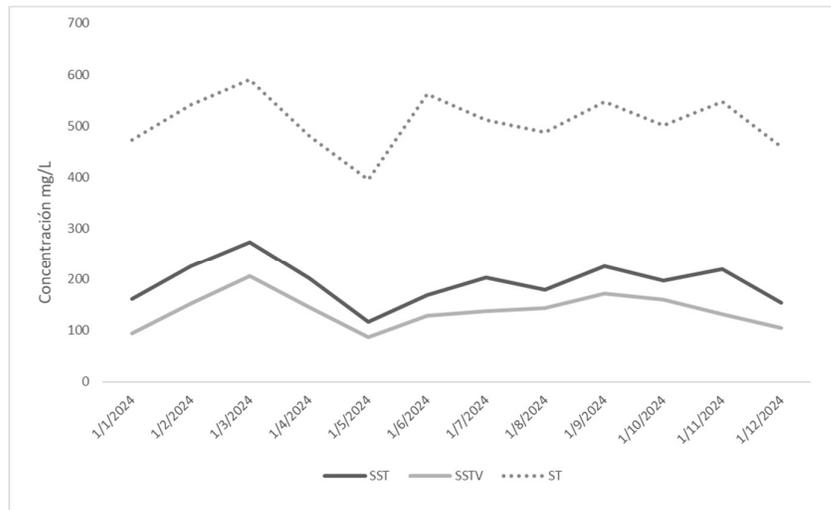


Figura 5 | Variación entre ST, SSTV y SST en el periodo del 2024

La figura 6 muestra la variación de los niveles de fósforo total (Ptotal), nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺) y nitrógeno orgánico (N-org) en el agua cruda del ingreso a la planta de tratamiento de Ucubamba durante el año 2024. Se observa que Ptotal y N-NH₄⁺ varían de manera moderada en el transcurso del año, mientras que el N-org exhibe un pico de 160 mg/L en el mes de abril, lo cual podría estar relacionado con descargas puntuales industriales según lo describe Zhou, et al. (2020) y lo que podría incidir negativamente en plantas de lagunaje como la de Ucubamba, ya que este tipo de sistemas tiene baja capacidad para manejar sobrecargas. Por lo que se podría generar condiciones anaerobias excesivas, malos olores y riesgo de eutrofización si el efluente no se trata adecuadamente Tchobanoglous et al. (2014). Las variaciones en amonio (15–30 mg/L) y fósforo total (hasta 8 mg/L) también pueden estimular el crecimiento de algas, dificultando la estabilidad del sistema.

En lodos activados, una carga tan alta de nitrógeno orgánico puede desestabilizar el proceso biológico, aumentar el consumo de oxígeno y afectar la eficiencia de nitrificación. Aunque el amonio está en rangos tratables, sus picos pueden inhibir a los nitrificantes si hay deficiencia de oxígeno. El fósforo, si bien menos crítico, puede requerir tratamiento adicional para cumplir normativas Metcalf & Eddy, (2016).

La variabilidad en los niveles de ingreso de los parámetros antes mencionados y su efecto en el tratamiento se ha analizado en estudios similares, Por ejemplo, en la planta de tratamiento de São João de Iracema, se presentaron fluctuaciones en fósforo total, nitrógeno amoniacal y nitrógeno orgánico durante el proceso de depuración, presentándose una remoción limitada de fósforo, lo que podría contribuir a la eutrofización en los puntos de descarga según lo descrito por Sánchez, (2016).

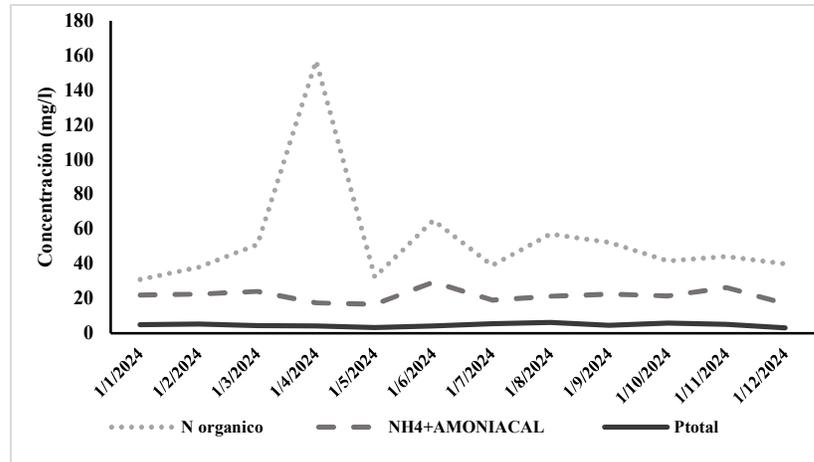


Figura 6 | Variación entre el Ptotal y N amoniacal y el N orgánico

La figura 7 muestra la variación en la relación entre la DBO₅, fósforo total (Ptotal) y nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺) en el afluente a lo largo del año 2024. Se observa que la DBO₅ presentó valores fluctuantes en el transcurso del año, alcanzando su máximo en marzo y noviembre (superior a 140 mg/L) y su mínimo en mayo (alrededor de 62 mg/L).

Estas variaciones reflejan cambios en la carga orgánica del agua, influenciados principalmente por eventos de precipitación según afirma Metcalf y Eddy, (2016) debido a que la red de Cuenca funciona de manera combinada.

El nitrógeno amoniacal presentó un comportamiento más estable al considerar que sus fluctuaciones estuvieron en un rango intermedio, mientras que el fósforo total mantuvo valores bajos y sin variación considerable en el transcurso del año.

De acuerdo con Tchobanoglous, et al. (2017), la proporción óptima DBO₅:N:P para el tratamiento biológico de aguas residuales es aproximadamente 100:5:1. Sin embargo, los datos de la figura 7 sugieren un desequilibrio en esta proporción, teniendo un DBO₅ más alto en comparación con el nitrógeno y fósforo disponibles.

Esto podría afectar la eficiencia en la remoción de materia orgánica y generar condiciones desfavorables para los microorganismos nitrificantes y desnitrificantes tal y como lo indica Von Sperling, (2016), condición en la que coincide al establecer que un equilibrio en esta relación puede afectar la eficiencia de los procesos de remoción biológica provocando limitaciones en la actividad microbiana.

Los tres parámetros anteriormente expuestos se analizaron en un estudio realizado por Sánchez, (2016), en la planta de tratamiento de São João de Iracema, en el cual se evidenció una reducción del fósforo total en un 70% (de 10 mg/L a 3 mg/L), del nitrógeno amoniacal en un 78% (de 45 mg/L a 10 mg/L) y de la DBO₅ en un 73,3% (de 300 mg/L a 80 mg/L). Sin embargo, según lo describen Gao, et al. (2021), estos valores superaron los límites establecidos, por lo que se puede concluir la necesidad de mejorar los procesos de tratamiento para estabilizar esta relación para garantizar los procesos de remoción.

Para los rangos recomendados por Zhou, et al. (2020), se evidencia la necesidad de buscar estabilizar la relación DBO₅:N:P previo al inicio del tratamiento del agua ya que una excesiva carga orgánica sin suficiente nitrógeno y fósforo puede afectar la eficiencia de la degradación biológica, mientras que niveles elevados de fósforo y nitrógeno pueden contribuir a procesos de eutrofización en cuerpos de agua receptores.

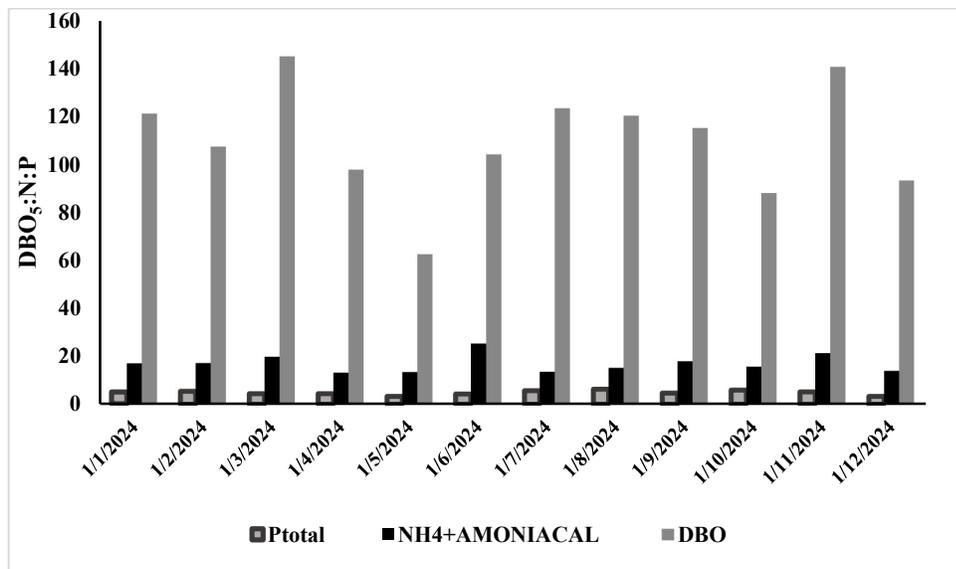


Figura 7 | Variaciones de Ptotal N Amoniacal y DBO₅ durante el 2024

10. Operación de la planta piloto

En el estudio de la planta piloto de lodos activos, se analizaron factores que permitan optimizar el tratamiento del agua residual. Se evaluó el equilibrio entre el tiempo de retención hidráulica (TRH) y el tiempo de retención celular (TRC), además del caudal de recirculación del licor mezcla.

También se monitorearon parámetros como la DBO₅ y los sólidos suspendidos volátiles, fundamentales para medir la eficiencia del proceso. Estos análisis permitieron mejorar el desempeño del sistema y asegurar que el tratamiento cumpla con los estándares ambientales establecidos.

10.1 Caracterización del inóculo

Para el arranque de la planta, se recolectaron 15 litros de lodo activado de la planta ubicada en Honorato Vázquez para usarlo como inóculo. Su caracterización, detallada en la Tabla 2, muestra que sus valores están dentro de un rango adecuado para un lodo activo

Tabla 2 | Caracterización del inóculo

Parámetro	Método	Unidad	Resultados
DBO ₅	PEE/LS/FQ/01	mg/l	20500
DQO	PEE/LS/FQ/06	mg/l	28096
SST	PEE/LS/FQ/04	mg/l	32300
SSV	SM 2540 E	mg/l	20900
COLIFORMES TOTALES	SM 9221 E	mg/l	1,10E+08
COLIFORMES TERMOTOLERANTES	SM 9221 E	mg/l	7,80E+06

Fuente: Laboratorio de la PTAR Ucubamba

Los resultados indican que el lodo analizado tiene una alta carga de materia orgánica y microorganismos. La DBO₅ y DQO son elevadas, lo que sugiere una gran cantidad de compuestos orgánicos en descomposición. Además, la presencia de sólidos en suspensión es considerable, lo que podría afectar su tratamiento. Por otro lado, los altos niveles de coliformes totales y termo tolerantes evidencian una fuerte contaminación microbiológica, lo que refuerza la necesidad de un proceso de depuración adecuado.

El inóculo obtenido aportó la biomasa microbiana necesaria para el arranque de la planta piloto, al incorporar microorganismos adaptados a condiciones climáticas similares al lugar donde se ubica nuestra planta piloto permitieron su incorporación y rápida adaptabilidad. Físicamente el inóculo obtenido presentaba un color marrón oscuro y una alta densidad como se observa en la Figura 8 .



Figura 8 Muestra de inóculo Parroquia Honorato Vásquez

10.2 Programación de caudales de funcionamiento

La programación operativa de la planta piloto de lodos activados buscó optimizar su funcionamiento limitando el tiempo de retención hidráulica para evitar desbordes de los biodigestores y formación de bulking mientras se evaluaba su eficiencia en el tratamiento del afluente. La operación se basó en la activación cíclica de bombas y compresores mediante temporizadores para que mediante el uso de un patrón coordinado controlar el proceso de ingreso de agua residual, la aireación del sedimentador y biodigestor y la recirculación de lodos.

La programación considera la activación y desactivación de la Bomba 1 (reactor), Bomba 2 (recirculación) y un compresor 2 (sedimentador) en los intervalos de tiempo de la Tabla 3.

Bomba 1: Permite el ingreso del agua cruda al biodigestor encendiéndose en intervalos regulares cada 30 a 60 minutos, con un tiempo de funcionamiento de aproximadamente 4 minutos por evento, esto considerando el volumen del biodigestor como limitante, de esta manera tenemos un caudal máximo de 1,66 m³/día.

Bomba 2: Funciona para la recirculación del lodo con tiempos de operación cortos, evitando sobreponerse al ingreso de agua cruda, con una duración de 2 minutos por evento y un caudal máximo de 0.60 m³/día.

Compresor 2: Se enciende en condiciones puntuales y evitando sobreponerse al encendido de la bomba 1 y 2 con el objetivo de no realizar purgas de lodo no programadas a través del efluente.

Tabla 3 | Programación planta piloto

EVENTO	BOMBA 1		BOMBA 2		COMPRESOR 2	
	ON	OFF	ON	OFF	ON	OFF
1	2:00	2:04				
2	2:30	2:34				
3			3:00	3:02		
4	4:30	4:34				
5			5:00	5:02		
6	5:30	5:34				
7	6:00	6:04				
8	6:30	6:34				
9			7:00	7:02		
10	7:30	7:34				
11	8:00	8:34				
12	9:00	9:34				
13			10:00	10:02		
14	11:00	11:04				
15	11:30	11:34				
16			12:00	12:02	12:10	12:17
17	12:30	12:34				
18	13:00	13:04				
19	13:30	13:34				
20			14:00	14:02		
21	14:30	14:34				
22	15:00	15:04				
23	15:30	15:34				
24			16:00	16:02		

EVENTO	BOMBA 1		BOMBA 2		COMPRESOR 2	
	ON	OFF	ON	OFF	ON	OFF
25	17:00	17:04				
26	17:30	17:34				
27			18:00	18:02		

28	18:30	18:34		
29	19:00	19:02		
30	19:30	19:34		
31			20:00	20:02
32	20:30	20:34		
33	21:00	21:04		
34	21:30	21:34		
35			22:00	22:02
36	22:30	22:34		
37	23:00	23:04		
38	23:30	23:34		
39	0:00	0:04		
40	0:30	0:34		
41	1:00	1:04		
42	1:30	1:34		

Fuente: Elaboración propia

10.3 Caracterización del afluente a la planta piloto.

Los valores de DBO₅ indicados en la Tabla 4 oscilaron entre 92.00 y 120.00 mg/L, lo que indica una carga orgánica moderada-baja en comparación con los valores característicos de agua residual urbana mostrados en la Tabla 5 e indicados por Metcalf y Eddy (2016), a nivel de tratamiento esto incidirá en una dificultad para la formación y mantenimiento del flóculo biológico necesario para la remoción de contaminantes.

Los valores de DQO se registraron entre 191.00 y 348.00 mg/L, indicando una importante carga orgánica en el efluente, estando en el rango que se espera encontrar en agua residual urbana, mostrados en la Tabla 4 e indicados por Metcalf y Eddy, (2016). Por otra parte, la relación DBO₅/DQO en este caso varía entre 0.31 y 0.48, lo que indica que la materia orgánica es biodegradable, favoreciendo su tratamiento mediante lodos activados tal y como lo indica Rittmann y McCarty, (2012), Sin embargo, esto también sugiere la presencia de compuestos recalcitrantes.

Se observó una disminución del fósforo total entre la primera y la segunda medición, pasando de 8.76 mg/L a 4.68 mg/L, manteniéndose estable en la última medición (4.74 mg/L), no obstante, las tres mediciones estuvieron en el rango de agua residual urbana según lo indica Rittmann & McCarty, (2012). Estos valores sugieren que si el fósforo del efluente no es eliminado por la actividad biológica, podría contribuir a la eutrofización en los puntos de descarga según lo indica Tchobanoglous, et al (2017).

Se observó una carga nitrogenada moderada en un rango de 18.21 y 21.73 mg/L en las mediciones de Nitrógeno Kjeldahl Total (NKT) proveniente de materia orgánica y amonio, estos valores oscilan en el rango mínimo para agua residual según establece Rittmann y McCarty, (2012), no obstante, no se presentaron problemas en la nitrificación y posterior desnitrificación del tratamiento.

Los niveles de sólidos suspendidos totales (SST) tuvieron un incremento significativo en la segunda medición, alcanzando los 296 mg/L estando cerca del valor máximo para aguas residuales urbanas según lo indica Rittmann y McCarty, (2012), lo que podría indicar un evento de carga hidráulica alta o una mayor presencia de sólidos orgánicos. Por otra parte, los valores de la primera y tercera medición estuvieron cercanos al valor mínimo característico de aguas residuales urbanas.

Los niveles de SSV, que representan la fracción orgánica de los sólidos suspendidos, presentaron un comportamiento similar a los niveles de sólidos suspendidos totales (SST), lo que sugiere que los sólidos presentes en el afluente son en su mayoría biodegradables, lo que resulta ventajoso, debido a que, en el proceso de lodos activados, la biomasa activa depende de niveles suficientes de materia biodegradable tal y como lo indica Rittmann McCarty, (2012).

Tabla 4 | Caracterización afluente agua cruda

Parámetro	Método	Unidad	Fecha toma de muestras 27/01/2025	Fecha toma de muestras 03/02/2025	Fecha toma de muestras 12/02/2025
DBO ₅	PEE/LS/FQ/01	mg/l	113.00	120	92.00
DQO	PEE/LS/FQ/06	mg/l	299.00	348	191.00
P TOTAL	PEE/LS/FQ/03	mg/l	8.76	4.68	4.74
NKT	SM 4500 NORG B	mg/l	18.79	18.21	21.73
SST	PEE/LS/FQ/04	mg/l	132.00	296	189.00
SSV	SM 2540 E	mg/l	102.00	236	105.0

Fuente: Laboratorio de la PTAR Ucubamba

Tabla 5 | Caracterización típica de afluente en plantas de tratamiento

Parámetro	Método	Unidad	Valor Típico Mínimo	Valor Típico Máximo
DBO ₅	PEE/LS/FQ/01	mg/L	100	300
DQO	PEE/LS/FQ/06	mg/L	250	600
P Total	PEE/LS/FQ/03	mg/L	4	15
NKT	SM 4500 NORG B	mg/L	20	85
SST	PEE/LS/FQ/04	mg/L	100	350
SSV	SM 2540 E	mg/L	50	250

Fuente: Metcalf y Eddy (2016)

10.4 Parámetros de remoción

La eficiencia del proceso de tratamiento se evaluó a través de los parámetros fisicoquímicos de la DBO₅, DQO, PTotal, NKT, SST y los SSV según lo descrito por Metcalf y Eddy, (2016).

Los parámetros antes mencionados se evaluaron en tres tiempos de retención celular (TRC): 15, 10 y 8 días, cuyos resultados se indican en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** 6 y mediante una comparativa con la Tabla 8 se pueden detallar los porcentajes de remoción logrados en cada día de monitoreo, los cuales se indican en la Tabla 7.

Los resultados mostrados en la Tabla 7 indican que la eficiencia de remoción de DBO₅ y SST es superior al 90 % para tiempos de retención celular de 15 y 10 días y del 85% para 8 días, sin embargo, esto posiblemente este más relacionado a algún componente inhibitorio en el reactor que al tiempo de retención celular. En cuanto a la remoción de nitrógeno Kjeldahl total esta decae a medida que el tiempo de retención celular (TRC) se reduce, teniendo su causa en una menor actividad microbológica en el reactor biológico según lo indicado por Tchobanoglous, et al (2017).

En cuanto a los niveles de Ptotal, SST Y SSV estos se mantuvieron estables en los tres tiempos de retención celular, por lo que se concluye que la materia biodegradable como nutriente, fue constante en el transcurso del monitoreo.

Los valores de DBO₅, DQO, PTOTAL y SST obtenidos en la Tabla 6 cumplen con los límites establecidos por la normativa vigente indicados en la Tabla 8, lo que indica una adecuada eficiencia en la remoción de contaminantes. Aunque el valor de Nitrógeno Kjeldahl Total (NKT) se encuentra en los parámetros recomendados su remoción es bajo en comparación con los otros parámetros, lo que sugiere la necesidad de optimizar los procesos de nitrificación y desnitrificación en el reactor mediante la variación del tiempo de retención celular Metcalf y Eddy (2016).

Tabla 6 | Caracterización efluente planta piloto

Parámetro	Método	Unidad	TRC		
			15 días	10 días	8 días
			27/1/2025	5/2/2025	12/2/2025
			mg/l	mg/l	mg/l

DBO ₅	PEE/LS/FQ/01	mg/l	6	3.3	12
DQO	PEE/LS/FQ/06	mg/l	29	35	22
PTOTAL	PEE/LS/FQ/03	mg/l	0.91	1.25	0.5
NKT	SM 4500 NORG B	mg/l	3.23	4.7	4.7
SST	PEE/LS/FQ/04	mg/l	7	7	8
SSV	SM 2540 E	mg/l	7	5	8

Fuente: Laboratorio de la PTAR Ucubamba

Tabla 7 | Eficiencia en la remoción

Parámetro	%remoción		
	TRC		
	15	10	8
DBO ₅	94.69%	97.08%	85.19%
DQO	90.30%	88.29%	88.48%
PTOTAL	89.61%	85.73%	89.45%
NKT	82.81%	74.99%	78.37%
SST	94.70%	94.70%	95.77%
SSV	93.14%	95.10%	92.38%

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8 | Valores recomendados para descarga de agua urbana tratada a un cuerpo receptor

Parámetro	OMS (mg/L)	Acuerdo 097-A (mg/L)
DBO ₅	10	50
DQO	50	250
PTOTAL	1	10
NKT	10	40
SST	10	100

Fuente: Ministerio del Ambiente del Ecuador (2015)

10.5 Tasa de utilización del sustrato

Los valores de q obtenidos indican la relación entre la velocidad de consumo del sustrato y la biomasa activa en el sistema. Se observa que la tasa de utilización de sustrato varía con el tiempo de retención celular (TRC), cuyo valor máximo se obtuvo con TRC = 10 días ($q=1.69 d^{-1}$) y fue menor en TRC = 15 días ($q=0.69d^{-1}$).

$$q = \frac{1.66m^3/dia * (102 mg/L - 7mg/L)}{0.61m^3 * 370 mg/L} = 0.69 d^{-1} \quad (TRC = 15 dias)$$

$$q = \frac{1.66m^3/dia * (236 \frac{mg}{L} - 5mg/L)}{0.61m^3 * 370 mg/L} = 1.69 d^{-1} \quad (TRC = 10 dias)$$

$$q = \frac{1.66m^3/dia * (105 \frac{mg}{L} - 8mg/L)}{0.61m^3 * 370 mg/L} = 0.71 d^{-1} \quad (TRC = 8 dias)$$

De acuerdo con Metcalf & Eddy, (2016), la tasa de utilización de sustrato está influenciada por el tiempo de retención celular, su concentración y la eficiencia del proceso de biodegradación, por lo que una actividad metabólica alta se verá reflejada en valores de q elevados y lo que a nivel de tratamiento mejorará la conversión del sustrato en biomasa según Grady, et al. (2011). Sin embargo, tasas muy altas reducirán la eficiencia del tratamiento debido a una inestabilidad en la biomasa.

En nuestro monitoreo el valor máximo de q se dió para un tiempo de retención celular de 10 días. Por otro lado, el valor más bajo para TRC = 15 días podría indicar una menor eficiencia en la biodegradación debido a una posible limitación en la disponibilidad de sustrato o una menor actividad microbiana dado en ese periodo de análisis.

Los resultados obtenidos se encuentran en el rango típico para lodos activados en régimen convencional indicados en la Tabla 9 aunque ligeramente superior para un tiempo de retención celular de 10 días, tal y como lo describe Rittmann y McCarty (2012), esto debido al aumento de materia biodegradable reflejada en el análisis de DQO del día de muestreo programado, aunque no se presentaron problemas en acumulación de biomasa vieja.

Tabla 9 | Rangos de q recomendados

Tipo de Proceso	Rango típico de q (d ⁻¹)
Lodos activados convencional	0.3 – 1.5
Tratamientos de alta carga	1.0 – 3.0
Sistemas acelerados (MBR, SBR)	2.0 – 4.0

Fuente: Metcalf y Eddy (2016)

10.6 Caudal de recirculación de lodo activo

Los valores de caudal de recirculación obtenidos (0.72 m³/día y 0.29 m³/día) representan entre un 17.5% y 43.3% del caudal de tratamiento (1.66 m³/día). Esto se encuentra dentro del rango recomendado para plantas de lodos activados convencionales, donde el caudal de recirculación suele estar entre 25% y 50% del caudal de entrada según con lo indicado por Tchobanoglous, et al (2017).

$$Qr = \frac{1.66 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} * (236 \frac{\text{mg}}{\text{L}} - 5 \text{ mg/l})}{900 \text{ mg/l} - 370 \text{ mg/l}} = 0.72 \text{ m}^3/\text{día}$$

$$Qr = \frac{1.66 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} * (102 \frac{\text{mg}}{\text{L}} - 7 \text{ mg/l})}{900 \text{ mg/l} - 370 \text{ mg/l}} = 0.29 \text{ m}^3/\text{día}$$

El primer caso (0.72 m³/día) corresponde al escenario en el que la carga de sólidos en el afluente alcanza valores máximos, por lo que se requerirá una mayor recirculación de lodo entre el sedimentador y el reactor biológico y garantizar una buena remoción de materia orgánica. Por el contrario, en el segundo escenario (0.29 m³/día) la carga de sólidos presente será menor, por lo que se requiere un caudal de recirculación reducido.

El rango establecido anteriormente en función de la variación en la carga de sólidos operativamente permitirá según Metcalf y Eddy (2016), mejorar la sedimentación en el clarificador secundario, garantizar un nivel correcto de biomasa en el reactor y optimizar equipos de bombeo.

10.7 Relación A/M

Los valores de A/M (Alimento/Microorganismos) registrados en la Tabla 10 varían entre 0.40 y 0.96 kg DBO₅/kg MLVSS·d, lo cual ubica al sistema dentro de un régimen de carga media indicados por Tchobanoglous, et al (2017) y presentados en la Tabla 10 alcanzando un pico de 0.96 el 20 de enero, por temas de frecuencia en la realización de análisis de laboratorio se consideró que los niveles de MLVSS fueron constantes en la fase operativa.

El rango de valores A/M (Alimento/Microorganismos) obtenidos indican la suficiente disponibilidad de alimento respecto a la biomasa. Esta condición puede favorecer una rápida remoción de DBO₅, pero también puede llevar a la formación de flóculos inestables Metcalf y Eddy (2016).

Tabla 10 | Relación A/M planta piloto

Fecha muestreo	Q M3/d	So mg/L	vol m3	MLVSS mg/l	A/M
06 enero 2025	1.66	54	0.61	370	0.40
13 enero 2025	1.66	113	0.61	370	0.83
20 enero 2025	1.66	130	0.61	370	0.96
22 enero 2025	1.66	97	0.61	370	0.71

Fuente: Laboratorio Ucubamba

Tabla 11 | Valores recomendados A/M

Tipo de proceso	Relación A/M (kg DBO ₅ /kg MLVSS·d)	Descripción operativa
Baja carga (alta edad del lodo)	0.05 – 0.2	Proceso estabilizado, óptimo para nitrificación
Carga media (convencional)	0.2 – 0.5	Buen equilibrio entre remoción de DBO ₅ y control de biomasa. Producción moderada de lodo.
Carga alta (alta carga)	0.5 – 1.0	Enfocado en rápida remoción de DBO ₅ . Alta producción de lodo, posible pérdida de calidad del efluente.
Sobrecarga	> 1.0	Riesgo de sobrecarga del sistema. Pérdida de eficiencia, flóculos dispersos, aumento de sólidos en el efluente.

Fuente: Metcalf & Eddy (2016)

10.8 Análisis de IVL y Velocidad de sedimentación

El valor de Índice Volumétrico de Lodos (IVL) obtenido mediante la ecuación 8 (46.35 mL/g) indica una buena capacidad de sedimentación del lodo, ya que se encuentra dentro del rango recomendado para lodos bien floculados y con buena estabilidad, que, según Metcalf y Eddy, (2016) varía entre 50 y 150 mL/g. Aunque el valor está ligeramente por debajo de ese rango, también puede interpretarse como un lodo con baja densidad y compactación moderada, lo que es deseable para una clarificación eficiente tal y como lo afirma Tchobanoglous, et al. (2017).

$$IVL = \frac{70 \text{ ml/L}}{1510 \text{ mg/L}} * 1000 = 46.35 \text{ ml/g}$$

Este valor sugiere que el lodo tiene una sedimentación rápida, lo cual concuerda con el bajo Índice Volumétrico de Lodos (IVL) observado. Una velocidad de sedimentación adecuada para lodos activados suele oscilar entre 0.5 y 2.0 mL/min, por lo que este resultado se encuentra dentro de los límites aceptables.

El Índice Volumétrico de Lodos IVL bajo (46.35 mL/g) y la velocidad de sedimentación (2.3 mL/L/min) obtenida con la ecuación 9 muestran un lodo con densidad media, de calidad moderada, y con bajo riesgo de bulking (expansión del lodo), fenómeno que suele estar asociado a Índice Volumétrico de Lodos (IVL) mayores a 150 mL/g tal y como establece Metcalf & Eddy (2016).

$$Vs_{prom} = \frac{46.35 \frac{\text{mL}}{\text{L}} * 1.51 \frac{\text{mL}}{\text{L}}}{30 \text{ min}} = 2.33 \frac{\text{mL}}{\text{L}} / \text{min}$$

Siendo el Índice Volumétrico de Lodos (IVL) bajo, si se presentara una disminución podría comprometerse el desarrollo adecuado de los microorganismos, por lo que se recomienda monitorear constantemente su valor, además de la carga másica (A/M) para evitar procesos de sobre oxidación o envejecimiento del lodo indicado por Tchobanoglous, et al, (2017).

10.9. Descripción de las características físicas del lodo

Se analizó las propiedades físicas del lodo generado en la planta piloto de lodos activos y cómo afecta su comportamiento en la eficiencia del tratamiento. Lo observado en relación a su textura, capacidad de sedimentación y concentración de sólidos permitieron ajustar parámetros en cuanto a encendidos puntuales de los sistemas de aireación e ingreso de agua cruda y mejorar el proceso de tratamiento.

10.9.1. Lodo en sedimentador

Los valores obtenidos en cuanto al índice de volumen de lodo (IVL) de 46,35 mL/g y una velocidad de sedimentación de 2,33 mL/min, se ven reflejados en características físicas en el lodo del sedimentador y que fueron favorables para el proceso de tratamiento. Se evidenció la presencia de flóculos bien formados, compactos y densos, los cuales se sedimentaban con rapidez, facilitando una clara separación entre el lodo y el efluente clarificado. Se obtuvo un lodo de color marrón chocolate según se observa en la Figura 9 lo que sugiere una baja presencia de bacterias filamentosas y un buen grado de compacidad en los flóculos. Asimismo, la elevada velocidad de sedimentación permitió una buena cohesión entre las partículas y una estructura estable, lo que evitó fenómenos de bulking como indica Metcalf & Eddy et al (2016), a excepción de días puntuales en que se presentó errores en la programación de aireación. Esto permitió la operación continua del sistema.



Figura 9 | Lodo en sedimentador

10.9.2. Lodo en reactor

EL nivel de SSV registrado en el lodo del reactor fue de 370 mg/L evidenciando una baja presencia de microorganismos encargados de descomponer la materia orgánica en procesos biológicos aerobios y observable en el color marrón pálido de la muestra de la Figura 10, el valor no se encuentra en el rango de 2000 a 4000 mg/L para aireación convencional recomendado por Metcalf & Eddy et al (2016). Se ajustó el proceso para optimizar la actividad biológica disminuyendo el tiempo de retención hidráulica, sin embargo, no se evidencio mejoría física en el lodo del reactor.



Figura 10 | Lodo en reactor

10.9.3. Efluente de la Planta

El efluente de la planta de tratamiento al finalizar el proceso de depuración de contaminantes como se identifica en la Figura 11 muestra una apariencia clara, evidenciando una remoción superior al 90% de sólidos y sin variación física significativa en los tres tiempos de retención celular analizados en el presente trabajo.



Figura 11 | Efluente de la Planta

10.9.4. Volumen de lodos generados en TRC 15, 10 y 8 días

La cantidad de lodos generados por purgado en el proyecto para cada tiempo de retención celular (TRC) fue de 15 litros como se observa en la Figura 12. Se observó que el lodo presentaba una textura gelatinosa y de baja sedimentabilidad, lo que a nivel operativo podría presentar dificultad para su extracción y tratamiento posterior.



Figura 12 | Volumen de lodos generados promedio TRC 8, 10 y 15 días

10.9.5. Bulking generado en sedimentador

El estudio reveló que el lodo obtenido presentaba una sedimentabilidad deficiente, con una textura gelatinosa que dificultaba su separación y extracción. Esta condición generó la necesidad de aireación periódica en el sedimentador que a nivel operativo significaría un consumo considerable de energía, al no realizarse esta aireación programada en el sedimentador se produciría un fenómeno de bulking evidenciado en la Figura 13, en el que el lodo flota en lugar de sedimentarse correctamente.

El fenómeno de bulking mencionado anteriormente ocasionó pérdida de biomasa, afectando el rendimiento del sistema y la calidad del agua tratada. Para mejorar este proceso, se buscó optimizar la relación aire/materia orgánica (A/M) inyectando aire al sedimentador y adicionalmente facilitar la recirculación del lodo.



Figura 13 | Bulking generado en sedimentador

10.9.6. Sedimentador en condiciones normales

El sedimentador permitió bajar visualmente la turbidez del efluente, disminuir los sólidos suspendidos en el efluente y lograr un buen nivel de clarificación, en condiciones normales el agua en el sedimentador mostró la caracterización de la Figura 14.

Adicionalmente se evidenció que la eficiencia de la sedimentación dependió del estado del lodo, ya que un lodo compacto y bien estructurado favoreció una separación más efectiva, por lo que podemos concluir que contar con un lodo de buena calidad permite una sedimentación rápida y óptima, asegurando un efluente más claro y cumpliendo con los estándares de tratamiento.



Figura 14 | Agua en sedimentador en condiciones normales

10.9.7. Programación de la purga de lodo

La purga de lodo en el sistema de lodos activos se realizó cada hora, permitiendo una eliminación controlada del exceso de lodo en el reactor según la Figura 16. Este proceso permitió mantener la concentración adecuada de SSV y garantizar un equilibrio en la actividad biológica.

Además, se evitó la acumulación excesiva de lodo, reduciendo el riesgo de obstrucciones y favoreciendo una sedimentación eficiente. De esta manera, se optimizó el rendimiento del sistema y se mejoró la calidad del agua tratada.



Figura 15 | Purga de lodo realizada en intervalos de 1 h

10.9.9. Volumen sedimentado en 30 minutos, VS30

Se tomó una muestra en el punto de recirculación del lodo donde se identificó una sedimentación lenta obteniéndose un volumen de 60ml/L como se observa en la Figura 16, este valor se encuentra por debajo de lo recomendado por Metcalf & Eddy (2016) en la Tabla 12.

Un valor de 60 mL/L en la prueba de sedimentación en 30 minutos indica un lodo con buena sedimentación, pero también puede señalar baja concentración de biomasa en el reactor. Esto puede afectar la eficiencia del tratamiento y la estabilidad del sistema si no se controla adecuadamente la purga y recirculación Metcalf & Eddy, (2016).



Figura 16 | Volumen sedimentado en 30 min

Tabla 12 Rango para VS30

Tipo de lodo activado	Volumen de sedimentación típico (30 min)
Regimen convencional	100 – 200 mL/L
Lodo con sedimentación pobre (bulking)	> 300 mL/L
Aireación extendida	150 – 300 mL/L

Fuente: Metcalf & Eddy (2016)

10.10 Análisis consumo energético

Para calcular el consumo energético en el sistema de aireación del reactor se consideró lo siguiente, un volumen de 100 litros y de 2,2kW (3HP) el cual se enciende 4 veces por hora, asumiendo que cada ciclo dura 5 minutos (20 minutos en total por hora), el consumo sería:

$$\text{Consumo por hora} = \text{Potencia} * \text{tiempo de operación en horas} \quad (\text{ec. 10})$$

$$\text{Consumo por hora} = 2,5kW * \left(\frac{20}{60}\right)$$

$$\text{Consumo por hora} = 0,73 kW \text{ por hora}$$

El volumen total de aire comprimido depende de la capacidad del tanque y la cantidad de ciclos. Si el compresor tiene un tanque de 100 litros ($0,1 \text{ m}^3$) y se llena 4 veces por hora, el volumen inyectado en condiciones normales sería:

$$\text{Volumen total por hora} = \text{Cap. tanque} * \text{Número de ciclos} \quad (\text{ec. 11})$$

$$\text{Volumen total por hora} = 0,1\text{m}^3 * 4$$

$$\text{Volumen total por hora} = 0,4 \text{ m}^3 \text{ por hora}$$

Adaptando el compresor mencionado (100 litros) se tiene un consumo de 0,73 kWh y se inyectan $0,4 \text{ m}^3 \text{ h}$ de aire, para producir 1m^3 se requiere:

$$\frac{0,73 \text{ kWh}}{0,4\text{m}^3} \approx 1,825 \text{ kWh/m}^3$$

Luego, se realiza la conversión:

$$\frac{0,4\text{m}^3}{\text{h}} * 24\text{h} = 9,6\text{m}^3 \text{ diario}$$

Y para un reactor de volumen de $0,61\text{m}^3$ (del reactor biodigestor) se requieren $9,6\text{m}^3$ de aire diario:

$$\text{Aire requerido} = \left(\frac{9,6\text{m}^3 \text{ aire}}{0,61\text{m}^3 \text{ reactor}} \right) * 1\text{m}^3 \text{ reactor} = 15,73\text{m}^3$$

Es decir; se requieren **15,73 m³** de aire al día para un reactor de lodos activos de 1m^3 .

Por tanto, para este volumen el consumo total aproximado va a variar acorde a 4 tipos de equipos propuestos:

- Difusores de burbuja fina: 7,5-15 kWh/día
- Difusores de burbuja gruesa: 15-22,5 kWh/día
- Aireadores mecánicos de superficie: 22,5-30 kWh/día
- Aireadores de chorro: 15-27 kWh/día

El análisis del consumo energético en la planta piloto de lodos activos revela un consumo de $1,825 \text{ kWh/m}^3$ de aire inyectado, superior a los rangos típicos reportados en la literatura ($1,2-1,5 \text{ kWh/m}^3$), por lo que se redujo a tres ciclos por hora, sin mostrar afectación en la eficiencia de la remoción. La elección de aireación mediante burbuja fina evidenció un impacto favorable en la actividad de los microorganismos del reactor, por lo que se sugiere un análisis planteando alternativas en el sistema de

inyección de aire en el reactor. Al escalar el sistema a proyectos mayores, es crucial implementar tecnologías como control automático de oxígeno disuelto y variadores de frecuencia en compresores para mejorar el rendimiento y reducir costos operativos Tchobanoglous et al. (2014) y Rosso & Stenstrom (2006).

13. Conclusiones y recomendaciones

La planta piloto de lodos activos ha demostrado un buen desempeño en el tratamiento del agua residual, manteniendo los niveles de remoción dentro de los valores recomendados. Esto indica que el sistema funciona de manera eficiente en la eliminación de materia orgánica.

Se observó una diferencia significativa entre los niveles de materia biodegradable del afluente y efluente, lo que confirma que el proceso de depuración es efectivo.

Los niveles de sólidos en el agua tratada se encuentran, en su mayoría, dentro de los parámetros adecuados. Sin embargo, hubo algunas variaciones en los sólidos suspendidos volátiles, lo que sugiere la importancia de un monitoreo constante.

Los parámetros de fósforo, nitrógeno y demanda bioquímica de oxígeno se han mantenido estables durante el estudio, lo que indica que el sistema es confiable y adecuado para el tratamiento del agua residual.

Es importante realizar un monitoreo continuo y hacer ajustes en la aireación para optimizar el consumo de energía y asegurar que el sistema siga eliminando eficientemente la materia orgánica y los sólidos.

La investigación al llevarse a cabo en una planta piloto, por lo que los resultados pueden no ser completamente representativos de una planta a escala real, donde factores mecánicos como potencias de bombas y sistemas de aireación podrían influir en el rendimiento del sistema.

14. Bibliografía

- Andreoli, C., von Sperling, M., & Fernández, F. (2007). *Sludge Treatment and Disposal*. IWA Publishing.
- Arias, L., & Moyano, P. (2024). Evaluación de plantas piloto de lodos activos en régimen convencional. *Revista de Ingeniería Ambiental*, 18(2), 45-52.
- Campbell, T. (2022). Análisis de las tecnologías para el tratamiento de aguas residuales: Una revisión bibliográfica. *Revista de Tecnología Ambiental*, 9(1), 10-18.
- Chen, K. (2024). Parámetros de diseño para sedimentación en plantas de lodos activados. *Water Science Journal*, 13(2), 88–95.
- Gómez, R. (2015). Principios de recirculación en sistemas biológicos de tratamiento. *Revista Técnica de Ingeniería Sanitaria*, 7(1), 25–31.
- Hernández, P. (2018). Características de los procesos biológicos de tratamiento. *Boletín de Ingeniería Ambiental*, 6(3), 17–22.
- INEC. (2023). *Estadísticas ambientales: tratamiento de aguas residuales*. Instituto Nacional de Estadística y Censos. <https://www.ecuadorencifras.gob.ec>
- Metcalf & Eddy. (2016). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery* (5.ª ed.). McGraw-Hill Education.
- ONU. (2023). *Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2023*. UNESCO. <https://unesdoc.unesco.org>
- Quintuña, J., & Tigse, A. (2021). Evaluación de la eficiencia de lodos activados en plantas urbanas. *Revista de Ciencia Ambiental*, 12(1), 41–49.
- Ramalho, R. S. (1983). *Introducción a la ingeniería ambiental*. Limusa.
- Rivera (2022). *Evaluación de una planta piloto de lodos activos y determinación de los parámetros biocinéticos correspondientes a la demanda de oxígeno para el agua residual municipal de una ciudad en la región andina del Ecuador*. Universidad del Azuay.
- Rosso, D., & Stenstrom, M. K. (2006). Comparative economic analysis of the energy and maintenance costs for fine bubble aeration systems. *Water Environment Research*, 78(8), 852–861.

Sánchez, M. (2016). Estudio de la planta de tratamiento São João de Iracema. *Revista Brasileira de Ingeniería Sanitaria*, 10(3), 70–77.

SAE. (2018). *Listado de laboratorios acreditados*. Servicio de Acreditación Ecuatoriano. <https://www.sae.gob.ec>

Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D., & Metcalf & Eddy. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery* (5.^a ed.). McGraw-Hill Education.

Valdivieso, J. (2025). Operación de plantas piloto en ciudades andinas. *Ingeniería y Medio ambiente*, 7(1), 25–33.

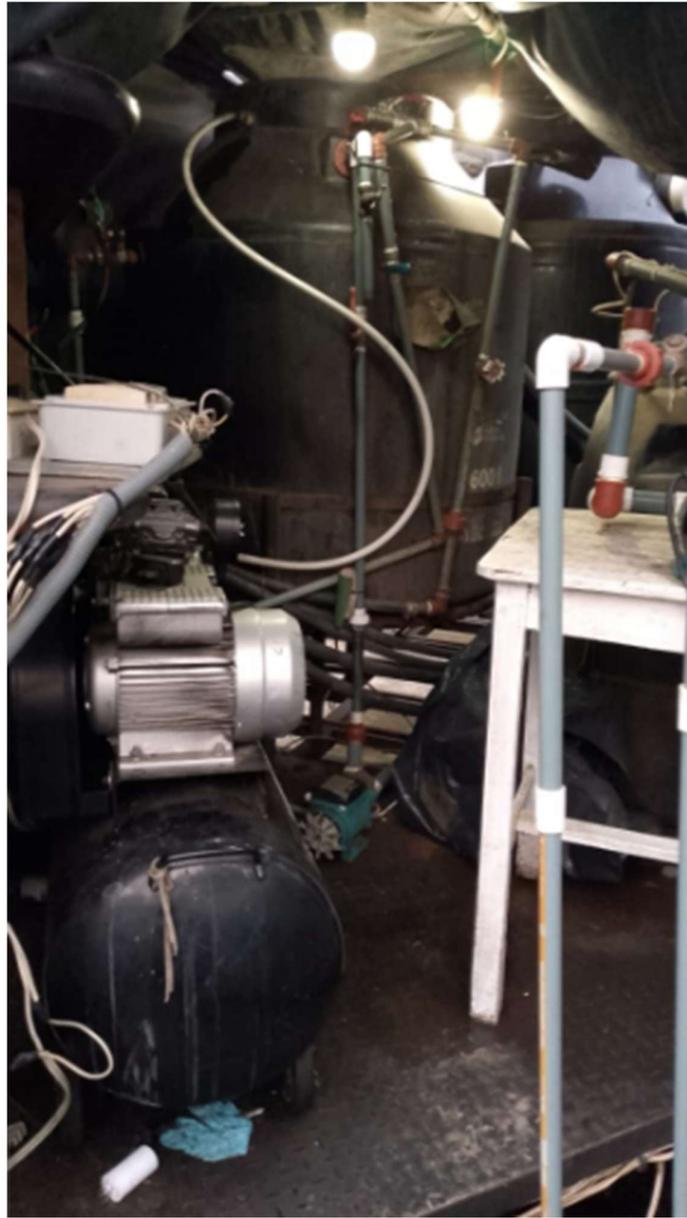
Von Sperling, M. (2016). *Biological wastewater treatment series: Vol. 2. Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors*. IWA Publishing.

Zhou, X., Chen, L., & Martínez, G. (2020). Relación DBO:N:P en procesos biológicos. *Revista Internacional de Ingeniería del Agua*, 16(4), 39–48.

Zaharia, C., & Şuteu, D. (2013). Wastewater treatment in Romania: Present issues and future perspectives. *Environmental Engineering and Management Journal*, 12(1), 139–148. <https://doi.org/10.30638/eemj.2013.017>

15. Anexos

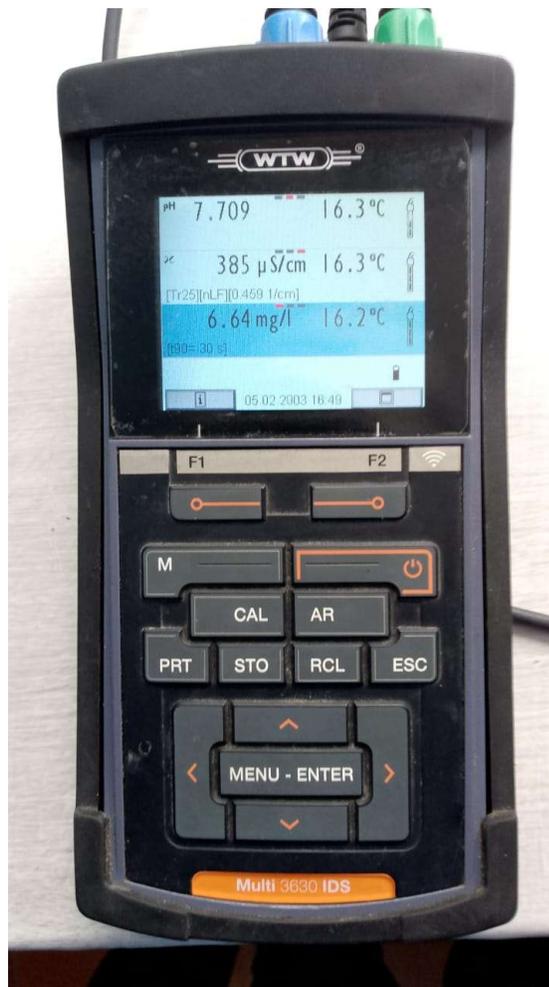
15.1. Fotografías de la Planta (Proyecto)



Anexo 1 | Planta piloto: Interior



Anexo 2 | Planta piloto: Ubicación en la PTAR Ucubamba (Junto a desarenadores)



Anexo 3 | Medidor WTW Multi 3630 IDS