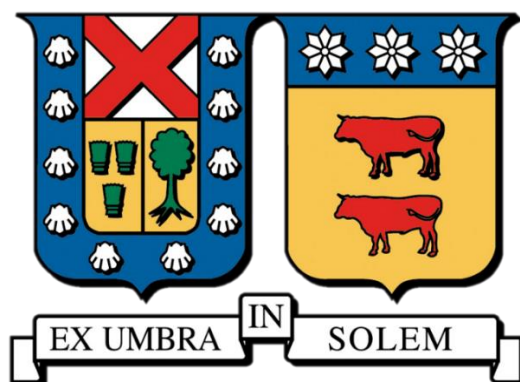


UNIVERSIDAD TÉCNICA FEDERICO SANTA MARÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA Y AMBIENTAL
VALPARAÍSO – CHILE



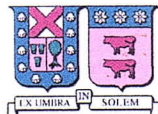
**PUESTA EN MARCHA DE UN SISTEMA SECUENCIAL PARA LA
NITRIFICACIÓN PARCIAL SEGUIDA DE UNA DESNITRIFICACIÓN
MIXOTRÓFICA, UTILIZANDO AGUAS RESIDUALES SINTÉTICAS**

CAMILO GUILLERMO FUENZALIDA MIRANDA

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL QUÍMICO

Profesor Guía: Dra. Lorna Guerrero S.
Profesor Correferente: MSc. Andrea Barahona L.

JULIO-2025



CONSTANCIA DE VALIDACIÓN Y CONFIDENCIALIDAD DE MONOGRAFÍA A REPOSITORIO ACADÉMICO

1.- IDENTIFICACIÓN DEL TRABAJO ACADÉMICO

Tipo de monografía (marcar una opción): ☒ Memoria o trabajo de título; ☐ Tesis de Postgrado;

Título del trabajo: PUESTA EN MARCHA DE UN SISTEMA SECUENCIAL PARA LA NITRIFICACIÓN PARCIAL SEGUIDA DE UNA DESNITRIFICACIÓN MIXOTRÓFICA, UTILIZANDO AGUAS RESIDUALES SINTÉTICAS

Nombre del candidato(a): Camilo Guillermo Fuenzalida Miranda

Carrera / Grado: Ingeniería Civil Química

Campus: Casa Central Valparaíso ; **Departamento:** Departamento de Ingeniería Química y Ambiental

2.- VALIDACIÓN DEL PROFESOR GUÍA/DIRECTOR DE TESIS

Yo, Lorna Guerrero Saldaña, en mi calidad de profesor(a) guía/director(a) del trabajo académico mencionado anteriormente **DEJO CONSTANCIA** que:

- He revisado esta versión del documento y corresponde a la versión final aprobada del trabajo.
- El trabajo cumple con los requisitos académicos y de formato establecidos por la institución

3.- EVALUACIÓN DE CONFIDENCIALIDAD POR PROPIEDAD INDUSTRIAL

☒ El trabajo **NO contiene información que amerite confidencialidad** y puede ser publicado de inmediato en repositorio con acceso abierto.

☐ El trabajo **CONTIENE** información con potenciales implicancias de propiedad industrial o intelectual y requiere un periodo de confidencialidad (embargo) por:

☐ 6 meses; ☐ 12 meses; ☐ 2 años; ☐ 3 años; ☐ 5 años; ☐ 10 años

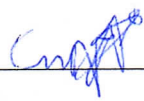
Fundamentación de la necesidad de confidencialidad (obligatorio si se solicita embargo):

4.- FIRMAS

Profesor(a) guía o director(a) de memoria o tesis:

Fecha: 11/08/2025 ; Firma: 

Estudiante o Candidato(a):

Fecha: 11/08/2025 ; Firma: 

Este formulario debe ser insertado como página 2 de la memoria o tesis, completado y firmado por estudiante y profesor(a) antes de la entrega en portal PRISMA de Biblioteca USM.

Agradecimientos

Quiero agradecer a mi familia, en particular a mi mamá por apoyarme desde siempre e incentivarme a seguir adelante, a mi hermano Ernesto por estar allí y a mi hermana Millaray por su cariño y por traer a mis hermosos sobrina y sobrino a este mundo. Tata y tita, este escrito va dedicado completamente a ustedes, mis abuelos queridos, que me enseñaron más de lo que se imaginan y estoy seguro que desde arriba me siguen y seguirán acompañando junto a mi papá. Y también le agradezco a mis mascotas queridas, Mia, Fick y Zeo, que espero sigan conmigo muchos años más.

A las amistades que he formado a lo largo de mi vida, a esos amigos de antaño que todavía están presentes, Domingo, Livo, Ariel, Nico, Piwi, Luciano; y a esos amigos que formé en la u, la gangita, Damián, Mati, Herman, Jara, Juanpa, que juntos formamos ese grupito de joda; también a Jaim, Obreque, Krisla, Toño, Souza, Samu, Cristóbal y muchos más, que espero no se sientan ofendidos si su nombre no está escrito directamente, pero sepan que si los tengo en mi pensamiento.

Doy gracias a los grupos que se armaron dentro de las ayudantías en que estuve, a todos quienes pasaron por TdM, que en algún momento llegué a coordinar, y también a los de Riles. Como no también mencionar a los chicos del CEE2023, que en algún momento debieron quedar chatos de mis audios de los consejos.

Agradezco a la gente del lab y que fueron parte de esta memoria, Paloma, Andrea, Lorna y a los chiquillos por su apañe, Obreque, Toño, Souza y Dani. No puedo olvidarme al personal de Pañol, por su ayuda al momento de armar los reactores.

Por último, le agradezco a todos los profesores, funcionarios y estudiantes que conocí, me llevo los mejores aprendizajes y recuerdos.

A la casa del poeta llega la muerte borracha – Ábreme viejo, que ando buscando una oveja guacha. – Estoy enfermo, después. Perdóname vieja lacha. – Ábreme viejo cabrón ¿o voy a mostrar la hilacha? Por muy enfermo quetí, tenía que afilarme el hacha. – Déjame morir tranquilo te dijo vieja vizcacha. – Mira viejo desgraciao, bigote e cucaracha, antes de morir tenía, que hecharme su wena cacha. – La puerta se abrió de golpe. – Ya, pasa vieja cufufa. – Ella que se empelota y el viejo que se lo enchufa.

Resumen

La contaminación por nitrógeno es una de las principales preocupaciones ambientales a nivel global debido a su impacto en los cuerpos de agua, por ello el tratamiento adecuado de aguas residuales que contienen nitrógeno es esencial para prevenir la contaminación y mitigar sus efectos negativos sobre el medio ambiente y la salud pública. Por lo anterior, es importante evaluar mejoras en los procesos de eliminación del nitrógeno de aguas residuales, especialmente en lo que se refiere a eficiencias de los procesos.

La nitrificación total es un proceso aerobio en el que el amonio se oxida completamente a nitrato mediante la acción secuencial de bacterias amonio y nitrito oxidantes, con alta demanda de oxígeno. En la nitrificación parcial, en cambio, el amoníaco se convierte solo hasta nitrito, lo que reduce el consumo de oxígeno y limita la formación de nitrato. La desnitrificación heterótrofa, realizada en condiciones anóxicas, utiliza materia orgánica como fuente de electrones para reducir nitrito y nitrato a nitrógeno gaseoso. La desnitrificación autótrofa emplea compuestos inorgánicos como el azufre o el hidrógeno como donadores de electrones, sin necesidad de carbono orgánico. La desnitrificación mixotrófica combina fuentes orgánicas e inorgánicas, permitiendo una remoción más eficiente de nitrógeno con menor requerimiento de carbono externo y mayor adaptabilidad a condiciones variables.

En este contexto, se propone un sistema secuencial que combina un reactor de mezcla completa (CSTR), operado bajo condiciones de nitrificación parcial, con un filtro anaerobio de flujo ascendente (UAF) orientado a la desnitrificación mixotrófica. Se emplea zeolita natural chilena como soporte microbiano para mejorar la retención de biomasa y estabilizar la operación frente a variaciones de carga. Este trabajo se enmarca en el desarrollo del Proyecto Fondecyt 1241199 denominado: *“Sequential nitrification – mixotrophic denitrification v/s simultaneous nitrification – mixotrophic denitrification: comparative study of technologies using Chilean zeolite as microbial support”*.

El objetivo general del presente trabajo es evaluar la puesta en marcha del sistema utilizando aguas residuales sintéticas. Se busca específicamente, definir el tiempo de retención hidráulico (TRH) óptimo en el CSTR para favorecer el crecimiento de bacterias oxidantes de amonio (AOB) sobre las oxidantes de nitrito (NOB), evaluar la influencia de la zeolita en el comportamiento del CSTR y acoplar el reactor CSTR al UAF, evaluando su desempeño.

Previamente a la puesta en marcha, se realiza un proceso de enriquecimiento microbiano con el fin de obtener un inóculo predominado por AOB en el CSTR. La puesta en marcha del CSTR se estructura en tres etapas con diferentes TRH (2, 3 y 4 días) para determinar las condiciones más favorables para la nitrificación parcial. Posteriormente, se inicia la puesta en marcha del UAF con alimentación progresiva: primero una mezcla 50/50 de efluente del CSTR y agua sintética, luego una proporción 70/30, y finalmente una alimentación 100% proveniente del CSTR. Esta estrategia permite observar la adaptación del sistema hasta su acople completo. Durante la puesta en marcha, se monitorean parámetros como amonio, nitrito, nitrato, carbono orgánico total (TOC), sulfuro, sulfato, pH, oxígeno disuelto, y se calculan los niveles de amoníaco libre (FA) y ácido nitroso libre (FNA) como indicadores de posibles inhibiciones microbianas.

Los resultados muestran que el CSTR opera eficientemente a TRH de 3 días, logrando una conversión selectiva de amonio a nitrito superior al 90%, con baja formación de nitrato (menor al 30%), validando el control microbiano mediante tiempo de retención y condiciones de carga. La incorporación de zeolita favorece la retención de biomasa, estabiliza la concentración de amonio, y contribuye a mitigar fluctuaciones en la calidad del afluente. El UAF alcanza eficiencias de remoción superiores al 95% para nitrito y nitrato, incluso bajo condiciones de alimentación total del CSTR.

Se concluye que el sistema secuencial propuesto es técnicamente viable para la remoción eficiente de nitrógeno, cumpliendo con los objetivos del estudio. Como proyección futura, se recomienda validar su funcionamiento con afluentes reales y evaluar estrategias de recirculación de efluentes en el sistema para su aplicación en escala mayor.

Índice de contenidos

Resumen	iii
1. Introducción y objetivos.....	1
1.1 Introducción.....	1
1.2 Objetivos.....	2
1.2.1 Objetivo General	2
1.2.2 Objetivos Específicos.....	2
2. Marco Teórico.....	3
2.1 Nitrógeno en aguas residuales: origen y necesidad de eliminación	3
2.2 Tecnologías de eliminación de nitrógeno	5
2.2.1 Nitrificación-desnitrificación convencional: el enfoque estándar	5
2.2.2 Nitrificación parcial – desnitrificación heterotrófica	13
2.2.3 Desnitrificación mixotrófica	17
2.3 Uso de zeolita.....	18
2.4 Reactores aerobios y anaerobios	22
2.4.1 Reactor CSTR.....	23
2.4.2 Reactor UAF.....	24
3. Materiales y Metodología	27
3.1 Etapa de enriquecimiento	27
3.2 Puesta en marcha del CSTR	28
3.3 Operación del reactor UAF	31
3.4 Operación en continuo entre CSTR-UAF	34
3.5 Métodos analíticos	35
4. Resultados.....	36
4.1 Etapa de enriquecimiento	36
4.1.1 Actividad nitrificante	36
4.1.2 Factores influyentes en la nitrificación.....	38
4.1.3 Sólidos suspendidos volátiles durante el enriquecimiento.....	40
4.2 Puesta en marcha del CSTR	41
4.2.1 Actividad nitrificante	41
4.2.2 Factores influyentes en la operación del reactor nitrificante	44

4.2.3	Sólidos suspendidos volátiles durante la puesta en marcha del CSTR	47
4.2.4	Efecto de la Zeolita	48
4.3	Operación del reactor UAF	51
4.3.1	Actividad desnitrificante mixotrófica.....	51
4.3.2	Factores influyentes en la desnitrificación mixotrófica	53
5.	Conclusiones y Recomendaciones.....	58
5.1	Conclusiones.....	58
5.2	Recomendaciones	58
6.	Referencias	59
Anexos.....		63
Anexo A:	Curvas de las bombas CSTR.....	63
Anexo B:	Ecuación de Henderson-Hasselbalch.....	64
Anexo C:	Concentración de amoníaco libre (FA) y de ácido nitroso libre (FNA).....	64
Anexo D:	Métodos analíticos	64
D.1.	Sólidos suspendidos totales.....	64
D.2.	Sólidos suspendidos volátiles	65
D.3.	Concentración de amonio	66
D.4.	Concentración de nitrito	68
D.5.	Concentración de nitrato	70
D.6.	Concentración de sulfato.....	71
D.7.	Concentración de sulfuro	72
Anexo E.	Balances de compuestos nitrogenados.....	73

Índice de tablas

Tabla 1. Formas del Nitrógeno.....	3
Tabla 2. Principales bacterias oxidantes de amonio y bacterias oxidantes de nitrito.....	6
Tabla 3. Composición química de la zeolita chilena.....	20
Tabla 4. Composición mineralógica de la zeolita chilena.....	20
Tabla 5. Composición del sustrato sintético para la etapa de nitrificación.....	28
Tabla 6. Composición de los micronutrientes nitrificantes.....	28
Tabla 7. Ficha técnica de la zeolita utilizada.....	30
Tabla 8. Parámetros de operación de la puesta en marcha del reactor CSTR.....	30
Tabla 9. Parámetros analizados en el reactor CSTR.....	31
Tabla 10. Características del reactor UAF.....	31
Tabla 11. Sustrato sintético enriquecimiento heterótrofo.....	32
Tabla 12. Sustrato sintético enriquecimiento autótrofo.....	32
Tabla 13. Micronutrientes para sustrato de desnitrificación.....	33
Tabla 14. Sustrato sintético operación reactores UAF para desnitrificación mixotrófica.....	34
Tabla 15. Parámetros analizados en el reactor UAF.....	34
Tabla 16. Resumen de la puesta en marcha CSTR.....	43
Tabla 17. Balances de los compuestos nitrogenados en el reactor CSTR.....	74

Índice de figuras

Figura 1. Ciclo del Nitrógeno.....	4
Figura 2. Proceso de Nitrificación.....	7
Figura 3. Proceso de desnitrificación.....	9
Figura 4. Configuraciones de predesnitrificación y postdesnitrificación.....	11
Figura 5. Proceso de Nitrificación Parcial-Desnitrificación.....	14
Figura 6. Efecto de la temperatura en tasas de crecimiento de AOB y NOB.....	15
Figura 7. Efecto del oxígeno disuelto en las tasas de crecimiento de AOB y NOB.....	15
Figura 8. Efecto de la concentración de amonio libre en las tasas de crecimiento de AOB y NOB.....	16
Figura 9. Estructuras básicas de la zeolita.....	18
Figura 10. Imagen de partículas de zeolita colonizada.....	21
Figura 11. Configuración del reactor en la etapa de enriquecimiento de bacterias nitrificantes.....	27
Figura 12. Diagrama del reactor CSTR.....	29
Figura 13. Configuración del reactor CSTR en el laboratorio.....	29
Figura 14. Diagrama Reactor UAF.....	32
Figura 15. Instalación Reactor UAF en el laboratorio.....	33
Figura 16. Configuración de los reactores acoplados CSTR – UAF en el laboratorio.....	35
Figura 17. Concentración de los compuestos nitrogenados durante el enriquecimiento de las bacterias nitrificantes.....	36
Figura 18. Eficiencias de remoción y conversión de los compuestos nitrogenados en la etapa de enriquecimiento de bacterias nitrificantes.....	37

Figura 19. Valores de pH durante el enriquecimiento de bacterias nitrificantes.....	38
Figura 20. Valores de OD en el enriquecimiento.....	39
Figura 21. Cálculos de las concentraciones de amoníaco libre (FA) y ácido nitroso libre (FNA) en la etapa de enriquecimiento de bacterias nitrificantes.	40
Figura 22. Concentración de sólidos suspendidos volátiles en la etapa de enriquecimiento de bacterias nitrificantes.	40
Figura 23. Concentración de los compuestos nitrogenados en el efluente y la velocidad de carga nitrogenada durante la puesta en marcha del CSTR.....	42
Figura 24. Eficiencias de remoción y conversión de los compuestos nitrogenados durante la puesta en marcha del CSTR.....	42
Figura 25. Valores de pH en el CSTR y su alimentación durante la puesta en marcha.	44
Figura 26. Concentración de oxígeno disuelto durante la puesta en marcha del CSTR.	45
Figura 27. Cálculos de la concentración de amoníaco libre durante la puesta en marcha del CSTR.	46
Figura 28. Cálculos de la concentración de ácido nitroso libre durante la puesta en marcha del CSTR.....	46
Figura 29. Comparación de SSV en reactores CSTR con y sin zeolita.....	48
Figura 30. Eficiencias de remoción de amonio en reactores CSTR con y sin zeolita.	50
Figura 31. Eficiencias de conversión de nitrito en reactores CSTR con y sin zeolita.	50
Figura 32. Eficiencias de conversión de nitrato en reactores CSTR con y sin zeolita.	51
Figura 33. Concentraciones de nitrito y nitrato en la alimentación y efluente del UAF durante su puesta en marcha.	53
Figura 34. Nitrógeno total en entrada y salida del UAF durante su puesta en marcha.	53
Figura 35. Valores de pH en la alimentación y efluente del UAF durante su puesta en marcha.	54
Figura 36. Remoción de sulfuro y conversión a sulfato durante la puesta en marcha del UAF...55	
Figura 37. Eficiencia de remoción del carbono orgánico total durante la puesta en marcha del CSTR.....	56
Figura 38. Curva de calibración de la bomba alimentación del CSTR modelo Major Science.	63
Figura 39. Curva de calibración de la bomba salida del CSTR modelo LeadFluid BT-301S.....	63

1. Introducción y objetivos

1.1 Introducción

Las industrias, además de producir bienes derivados desde las materias primas que utilizan, generan residuos o desechos, que pueden ser sólidos, líquidos o gaseosos. Debido al impacto ambiental que estos pueden ocasionar, es fundamental que sean tratados o dispuestos adecuadamente conforme la normativa y leyes vigentes (SEGPRES, 2024). En particular, los residuos industriales líquidos (RILes) representan uno de los mayores desafíos ambientales para muchas industrias debido a su alto contenido de contaminantes orgánicos e inorgánicos, que si no son gestionados de manera correcta pueden provocar graves problemas de contaminación en cuerpos de agua y suelos.

En Chile, las industrias con principal generación de RILes ricos en materia orgánica, nitrógeno y/o azufre son variadas, como las industrias alimentarias, acuícolas y agropecuarias, destacándose las industrias salmoneras, de procesamiento de alimentos, vitivinícolas, porcinas, azucareras, entre otras; además de las industrias mineras, químicas, farmacéuticas y textiles. La generación de estos RILes es diversa y varía en términos de cantidad y concentración de los contaminantes presentes, desde altas cargas de materia orgánica en residuos de la industria alimentaria y agropecuaria, hasta efluentes con altas concentraciones de metales pesados o compuestos tóxicos en las otras industrias (MMA, 2022). El tratamiento adecuado de estos no solo es una exigencia legal, sino también una necesidad para la sostenibilidad ambiental y el correcto funcionamiento de los ecosistemas acuáticos y terrestres (ONU, 2010).

Uno de los contaminantes más problemáticos en los RILes es el nitrógeno, que puede estar presente en diversas formas, como amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitratos (NO_3^-) y compuestos orgánicos nitrogenados. Este elemento es un nutriente esencial para el crecimiento de plantas y organismos, pero cuando se encuentra en exceso en los cuerpos de agua puede generar consecuencias graves, como el proceso de eutrofización, donde la proliferación descontrolada de algas reduce los niveles de oxígeno en el agua, provocando la muerte de la fauna acuática (Cárdenas y Sánchez, 2013). En el caso de la industria salmonera y porcina, el nitrógeno está presente en grandes cantidades debido a los desechos animales y los restos de alimentos.

El proceso de eliminación de nitrógeno suele requerir tratamientos específicos, como la nitrificación-desnitrificación, donde bacterias transforman el amonio en nitritos y nitratos, y luego, en la desnitrificación, con el uso de otros microorganismos, los nitratos se convierten en nitrógeno

gaseoso (N_2), el cual ya es inocuo y puede ser liberado a la atmósfera (León *et al.*, 2023). Los procesos de eliminación del nitrógeno son bien conocidos y se están buscando las formas de reducir sus costos y aumentar su eficiencia.

En este contexto, es relevante profundizar en tecnologías que permitan resultados más eficientes y sostenibles para la eliminación de nitrógeno. Un enfoque prometedor es la combinación de un reactor CSTR (*Continuous Stirred Tank Reactor*) para la nitrificación parcial acoplado a un sistema de desnitrificación mixotrófica operado en un filtro anaerobio (UAF), como alternativa para la gestión de RILes. La nitrificación parcial en el reactor CSTR permite transformar el amonio en nitrito bajo condiciones controladas, mientras que en el filtro anaerobio se lleva a cabo la desnitrificación mixotrófica, convirtiendo los nitritos en nitrógeno gaseoso (Campos *et al.*, 2010). Además, la inclusión de zeolita como soporte microbiano en estos sistemas puede ofrecer ventajas adicionales. La zeolita no solo actúa como un material de soporte para las bacterias, mejorando la retención de biomasa, sino que también contribuye a la regulación de amonio en el reactor gracias a su capacidad de adsorción e intercambio iónico (Curi *et al.*, 2006).

Este trabajo se enmarca en el desarrollo del Proyecto Fondecyt 1241199 “*Sequential nitrification – mixotrophic denitrification v/s simultaneous nitrification – mixotrophic denitrification: comparative study of technologies using Chilean zeolite as microbial support*”.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo General

Realizar la puesta en marcha de un sistema secuencial de nitrificación parcial y desnitrificación mixotrófica en un reactor CSTR acoplado a un filtro anaerobio con zeolita chilena como soporte microbiano y utilizando agua residual sintética.

1.2.2 Objetivos Específicos

- Enriquecer microorganismos nitrificantes.
- Definir el tiempo de retención hidráulico óptimo en el reactor CSTR para tener una mayor tasa de crecimiento de la biomasa oxidante de amonio sobre la biomasa oxidante de nitrito.
- Evaluar la influencia de zeolita en el reactor CSTR.
- Acoplar el reactor CSTR al filtro anaerobio desnitrificante y evaluar su comportamiento hasta alcanzar el estado estacionario.

2. Marco Teórico

2.1 Nitrógeno en aguas residuales: origen y necesidad de eliminación

El nitrógeno es un elemento esencial para la vida, ya que constituye un componente fundamental de proteínas, ácidos nucleicos y otros compuestos biológicos clave. En el contexto de los RILes, el nitrógeno se encuentra frecuentemente en diversas formas químicas, como amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) y compuestos orgánicos nitrogenados, en la Tabla 1 se presentan las diversas formas en que se puede encontrar el nitrógeno en el ambiente. Las cuales son resultado de los procesos industriales y de la descomposición de materia orgánica, donde el nitrógeno se libera al medio ambiente en concentraciones que pueden variar significativamente según la industria y los tratamientos aplicados.

Tabla 1. Formas del Nitrógeno (OEHS, 2005).

Compuesto nitrogenado	Fórmula	Estado de oxidación
Nitrógeno orgánico	$\text{N}_{\text{orgánico}}$	-3
Amoníaco	NH_3	-3
Amonio	NH_4^+	-3
Nitrógeno gaseoso	N_2	0
Óxido nitroso	N_2O	+1
Óxido nítrico	NO	+2
Nitrito	NO_2^-	+3
Dióxido de nitrógeno	NO_2	+4
Nitrato	NO_3^-	+5

La Figura 1 ilustra el ciclo natural del nitrógeno, destacando las diferentes vías por las cuales el nitrógeno gaseoso (N_2) puede incorporarse a los seres vivos. Uno de los procesos principales es la fijación biológica realizada por bacterias, que convierten el nitrógeno molecular en formas asimilables, como amonio y nitrato, permitiendo su síntesis y entrada en la cadena trófica. Aunque también ocurren transformaciones fisicoquímicas, estas tienen una relevancia menor en comparación con los procesos biológicos (Campos *et al.*, 2010).

En los RILes, la presencia de nitrógeno está íntimamente ligada a las actividades antropogénicas de industrias clave como la salmonera, porcina y agroindustrial. Por ejemplo, en la industria salmonera, los restos de alimentos no consumidos y las excretas de los peces contribuyen a una alta carga de amonio y compuestos orgánicos nitrogenados en los efluentes (Vivanco, 2023), así también los residuos producidos por el lavado de los salmones al momento de faenarlos, una empresa puede llegar a tener descargas anuales del orden de magnitud de 200 millones de metros cúbicos con necesidad de tratamiento (AquaChile, 2024). De manera similar, los purines generados en la producción intensiva de cerdos contienen altos niveles de proteínas y urea que,

al descomponerse, liberan nitrógeno en forma de amonio y nitratos (Román, 2021). Estas fuentes de nitrógeno son representativas de la problemática ambiental asociada a los RILes en Chile y a nivel global.

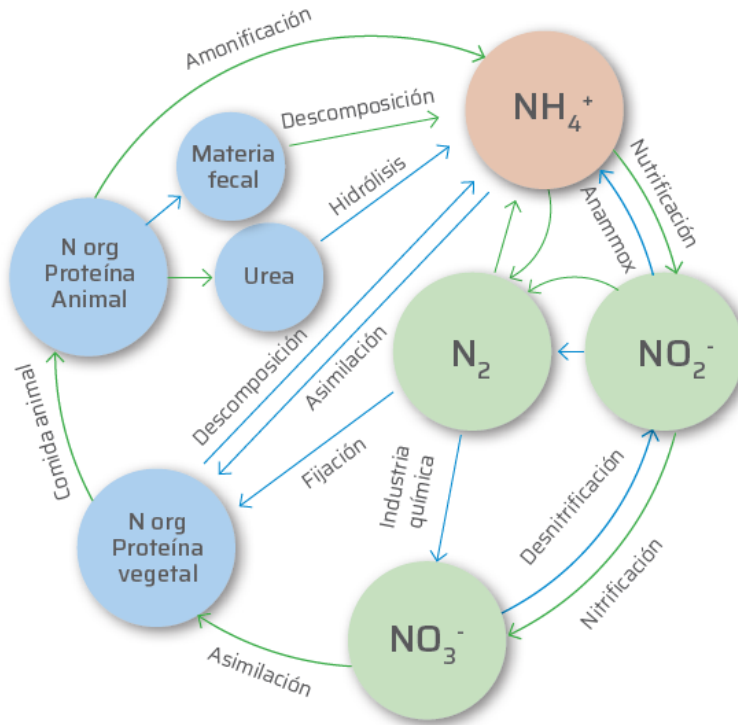


Figura 1. Ciclo del Nitrógeno (Ortega et al., 2021).

Aunque el nitrógeno es un nutriente esencial en los ecosistemas, su exceso en cuerpos de agua puede desencadenar graves impactos ambientales. Uno de los problemas más destacados es la eutrofización, un fenómeno causado por el aporte excesivo de nutrientes, como nitrógeno y fósforo, que resulta en un crecimiento descontrolado de algas y plantas acuáticas. Esto provoca una disminución del oxígeno disuelto (4,57 [g O_2 /g N oxidado]), generando condiciones hipóxicas que afectan a la biodiversidad acuática y alteran el equilibrio ecológico de los ecosistemas (Campos et al., 2010). Además, ciertas formas de nitrógeno, como el amonio, son directamente tóxicas para los organismos acuáticos, especialmente bajo condiciones de pH elevado (Jarpa et al., 2007).

El impacto del nitrógeno no se limita al medio ambiente acuático. En sistemas terrestres, los nitratos pueden infiltrarse en aguas subterráneas, representando un riesgo para la salud humana. La ingesta de agua contaminada con altos niveles de nitratos está asociada con problemas como la metahemoglobinemia, también conocida como "síndrome del bebé azul", que afecta la capacidad de la sangre para transportar oxígeno, también se suelen formar compuestos

derivados del nitrógeno que resultan cancerígenos (Campos *et al.*, 2010). Estos riesgos subrayan la necesidad de un tratamiento eficaz de los RILes para reducir la carga de nitrógeno antes de su descarga al medio ambiente.

Debido a estos efectos adversos, las normativas ambientales nacionales e internacionales han establecido límites estrictos para la concentración de nitrógeno en los efluentes. En Chile, la regulación de descargas está orientada a proteger los recursos hídricos y evitar la degradación ambiental, con un límite máximo permitido de 50 [mg/L] en concentración de nitrógenos totales Kjeldahl para descarga en cuerpos de agua, normado por el decreto supremo N°90/2000 (SEGPRES, 2001). Sin embargo, la creciente demanda por soluciones sostenibles ha impulsado la búsqueda de tecnologías más eficientes y rentables para la eliminación de nitrógeno, como los sistemas biológicos avanzados que combinan procesos de nitrificación y desnitrificación.

2.2 Tecnologías de eliminación de nitrógeno

La eliminación de nitrógeno de los RILes es una necesidad crítica para mitigar su impacto ambiental y cumplir con las regulaciones ambientales vigentes. Tradicionalmente, los procesos biológicos han sido los más utilizados para tratar el nitrógeno, debido a su eficiencia y sostenibilidad en comparación con los métodos fisicoquímicos.

La relación DQO/N del agua residual es un factor clave para determinar el proceso biológico más adecuado para la eliminación de nitrógeno o compuestos nitrogenados (Campos *et al.*, 2010):

- DQO/N > 20: La eliminación se realiza principalmente mediante asimilación por bacterias heterótrofas.
- 20 > DQO/N > 5: La eliminación combina asimilación, nitrificación y desnitrificación.
- DQO/N < 5: Se emplean procesos como nitrificación parcial-desnitrificación o nitrificación parcial-Anammox.

2.2.1 Nitrificación-desnitrificación convencional: el enfoque estándar

La nitrificación-desnitrificación es el proceso biológico convencional más utilizado para la eliminación de nitrógeno. Este sistema consta de dos etapas principales (Metcalf y Eddy, 2014):

1. Nitrificación: En un ambiente aeróbico, bacterias oxidantes de amonio (AOB) y bacterias oxidantes de nitrito (NOB), entre las que se encuentran algunas como *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*, oxidan el amonio (NH_4^+) primero en nitrito (NO_2^-) y luego en nitrato (NO_3^-).

Este proceso es altamente dependiente de un suministro constante de oxígeno, lo que aumenta los costos energéticos debido a la necesidad de aireación continua.

2. Desnitrificación: En un ambiente anóxico, bacterias desnitrificantes, como las del género *Pseudomonas*, reducen los nitratos en nitrógeno gaseoso, que se libera inocuamente a la atmósfera. Este proceso requiere una fuente de carbono como donador de electrones, lo que puede ser un desafío en efluentes con bajas relaciones C/N.

Aunque este método es eficaz, presenta varias limitaciones. Por ejemplo, los costos asociados con la aireación durante la nitrificación son elevados, y la necesidad de un suministro externo de carbono para la desnitrificación puede incrementar la complejidad y los costos operativos.

Como se menciona, la nitrificación es llevada a cabo principalmente por bacterias autótrofas aerobias, conocidas como bacterias nitrificantes, que utilizan compuestos nitrogenados inorgánicos como fuente de energía y carbono inorgánico (CO₂) para su crecimiento y mantenimiento celular (Ortega *et al.*, 2021). La nitrificación se divide en dos etapas:

1. Oxidación de amonio a nitrito, realizada por AOB.
2. Oxidación de nitrito a nitrato, realizada por NOB.

En la Tabla 2, se resumen los principales géneros y especies de AOB y NOB responsables de estas reacciones.

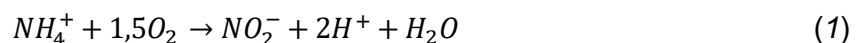
Tabla 2. Principales bacterias oxidantes de amonio y bacterias oxidantes de nitrito (Jarpa *et al.*, 2007).

Bacterias oxidantes de amonio (AOB)	Bacterias oxidantes de nitrito (NOB)
<i>Nitrosomonas europaea</i>	<i>Nitrobacter winogradskyi</i>
<i>Nitrosococcus nitrosus</i>	<i>Nitrospina gracilis</i>
<i>Nitrosococcus oceanus</i>	<i>Nitrococcus mobilis</i>
<i>Nitrospira briensis</i>	<i>Nitrobacter agilis</i>

La Figura 2 ilustra el proceso biológico de nitrificación, mostrando cómo las AOB transforman el amonio en nitrito y las NOB convierten el nitrito en nitrato.

Las reacciones que describen el proceso bioquímico de la nitrificación son las siguientes (Crutchik *et al.*, 2020):

- Oxidación de amonio a nitrito (Ecuación 1):



- Oxidación de nitrito a nitrato (Ecuación 2):

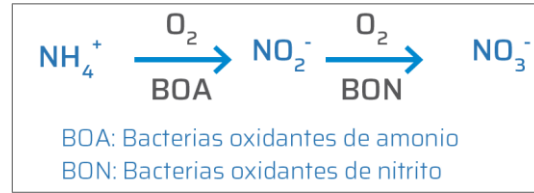
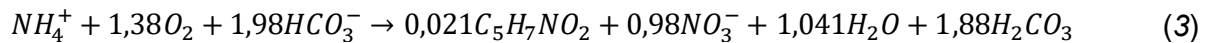


Figura 2. Proceso de Nitrificación (Ortega et al., 2021).

En estas reacciones, se consume oxígeno y se produce una acidificación del medio debido a la liberación de protones (H^+), lo que reduce el pH del sistema. Además, una fracción del amonio es asimilada por la biomasa para la síntesis celular. La reacción global del proceso de nitrificación (Ecuación 3) combina estos aspectos, mostrando un consumo significativo de oxígeno (Hasan et al., 2021).



El proceso de nitrificación es sensible a varios factores que influyen directamente en la actividad y metabolismo de las bacterias nitrificantes.

La actividad de las bacterias nitrificantes están fuertemente influenciadas por la temperatura. Las AOB, como *Nitrosomonas europaea*, presentan un rango óptimo de temperatura entre 30-35 [°C], mientras que las NOB, como *Nitrobacter winogradskyi*, tienen un rango óptimo ligeramente mayor, entre 32-42 [°C] (Choi, 2007). Sin embargo, la nitrificación puede ocurrir en un rango más amplio de temperaturas, desde 5 [°C] hasta 45 [°C], aunque a temperaturas extremas la eficiencia del proceso disminuye significativamente (Ma et al., 2014).

El pH afecta tanto la actividad metabólica de las bacterias nitrificantes como la disponibilidad de especies químicas. El rango óptimo para la nitrificación es de 7,5 a 8,5, ya que fuera de este rango se puede generar inhibición debido a intermediarios tóxicos, como el amoníaco (NH_3) o el ácido nitroso (HNO_2) (Campos et al., 2007).

En solución acuosa, tanto el amonio como el nitrito establecen equilibrios ácido-base con sus formas no ionizadas, amoníaco y ácido nitroso, respectivamente. Estos equilibrios están regulados por el pH y la temperatura del medio (Anthonisen et al., 1976).

- Equilibrio amonio/amoníaco (Ecuación 4):



- Equilibrio nitrito/ácido nitroso (Ecuación 5):



La concentración total de amonio y nitrito en el sistema se puede calcular a partir de las ecuaciones de equilibrio, que incluyen la temperatura y el pH como parámetros principales.

Las bacterias nitrificantes son sensibles a ciertas condiciones químicas que pueden inhibir o detener su actividad:

- Amoníaco libre (NH_3): En concentraciones de 10-150 [mg/L], inhibe totalmente a las AOB, mientras que las NOB se inhiben a concentraciones de 0,1-1 [mg/L] (Anthonisen *et al.*, 1976).
- Ácido nitroso libre (HNO_2): Su concentración aumenta a medida que disminuye el pH, lo que puede inhibir tanto a las AOB como a las NOB.
- Tóxicos e inhibidores: Compuestos como metales pesados (Cu, Ni, Cr) o compuestos orgánicos (fenoles, anilinas) disminuyen la actividad nitrificante (Henze, 2008).

La oxidación de amonio consume alcalinidad, reduciendo el pH del medio, lo que puede afectar la actividad de las bacterias nitrificantes. Por cada miligramo de $N-NH_4^+$ oxidado, se consumen 7,14 miligramos de alcalinidad (Ahn, 2006). Además, el consumo de oxígeno es significativo, con una demanda de 4,57 gramos de O_2 por cada gramo de $N-NH_4^+$ oxidado (Méndez y Fernández, 2018).

La desnitrificación es un proceso biológico en el cual bacterias heterótrofas reducen el nitrato (NO_3^-) a compuestos nitrogenados gaseosos, pasando por intermediarios como nitrito (NO_2^-), óxido nítrico (NO) y óxido nitroso (N_2O), hasta llegar a nitrógeno molecular (N_2). Este proceso ocurre bajo condiciones anóxicas (ausencia de oxígeno disuelto), donde los nitratos y nitritos actúan como aceptores de electrones en lugar del oxígeno durante la respiración microbiana. La fuente de energía de las bacterias desnitrificantes es típicamente carbono orgánico biodegradable, como materia orgánica presente en las aguas residuales o compuestos adicionados al sistema.

En la Figura 3, se presenta un esquema que detalla las etapas y las transformaciones bioquímicas involucradas en el proceso de desnitrificación.

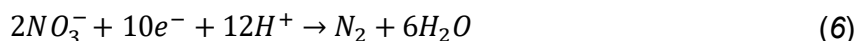


Figura 3. Proceso de desnitrificación (Ortega et al., 2021).

El proceso de desnitrificación es llevado a cabo por un conjunto de enzimas reductoras específicas:

- Nitrato reductasa (NaR): Reduce el nitrato (NO_3^-) a nitrito (NO_2^-).
- Nitrito reductasa (NiR): Convierte el nitrito en óxido nítrico (NO).
- Óxido nítrico reductasa (NOR): Transforma el óxido nítrico en óxido nitroso (N_2O).
- Óxido nitroso reductasa (N_2OR): Reduce el óxido nitroso a nitrógeno gaseoso (N_2).

Estas reacciones bioquímicas son catalizadas secuencialmente, permitiendo la conversión completa de nitrato en nitrógeno molecular, como se muestra en la siguiente Ecuación 6.



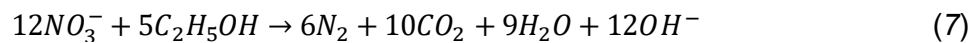
Aunque la desnitrificación suele asociarse con bacterias heterótrofas, también existen bacterias desnitrificantes autotróficas, como *Thiobacillus denitrificans*, que utilizan compuestos de azufre como donadores de electrones (Ortega et al., 2021).

La fuente de carbono orgánico es esencial para el proceso de desnitrificación convencional, ya que las bacterias heterótrofas requieren compuestos orgánicos biodegradables para generar la energía necesaria. Estas fuentes suelen estar presentes en la materia orgánica de las aguas residuales o pueden añadirse externamente dependiendo del tipo de tratamiento. Entre los compuestos más utilizados se encuentran:

- Metanol (CH_3OH)
- Etanol ($\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$)
- Ácido acético (CH_3COOH)

La elección de la fuente de carbono depende principalmente de su disponibilidad local y del costo económico. Además, la relación carbono y nitrógeno (C/N) es un parámetro crítico, ya que se requiere un valor mínimo de 6 [mg C/mg N] para garantizar la conversión completa de nitratos a nitrógeno molecular (Ahn, 2006).

La estequiometría del proceso, cuando se usa etanol como fuente de carbono, se representa en la Ecuación 7.



A diferencia de la nitrificación, la desnitrificación genera alcalinidad en el medio. Por cada miligramo de nitrato ($N-NO_3^-$) reducido, se generan 3,57 mg de alcalinidad, lo que contribuye a incrementar el pH (Campos *et al.*, 2010). Esto hace que la integración de la nitrificación y la desnitrificación sea altamente beneficiosa, ya que la alcalinidad generada en la segunda etapa puede compensar la pérdida de pH ocurrida durante la nitrificación, reduciendo la necesidad de corrección química externa en el sistema.

El pH óptimo para la desnitrificación se encuentra entre 7 y 9, ya que este rango favorece tanto la actividad enzimática como la generación de alcalinidad. Valores fuera de este rango pueden limitar la velocidad del proceso. La temperatura afecta directamente la tasa de crecimiento de las bacterias desnitrificantes. El rango óptimo se sitúa entre 30 y 40 [°C], aunque el proceso puede ocurrir a temperaturas más bajas, con una eficiencia reducida (Zhang *et al.*, 2008). La desnitrificación solo ocurre en condiciones anóxicas, con concentraciones de oxígeno disuelto inferiores a 0,1 [mg O_2 /L], puesto que el oxígeno puede inhibir la reacción como un aceptor de electrones en las bacterias desnitrificantes. Esto evita la competencia entre oxígeno, nitrato y nitrito como aceptores de electrones en la respiración microbiana (Skiba, 2008). El proceso sigue una cinética tipo Monod, aunque para bajas concentraciones de nitrato (0,1 [mg $N-NO_3^-$ /L]), el proceso puede considerarse de orden cero. Esto significa que, dentro de este rango, la velocidad del proceso no depende de la concentración de nitrato. Una relación C/N adecuada es esencial para garantizar la conversión completa de nitratos a nitrógeno molecular. Relaciones menores a 6 [mg C/mg N] pueden resultar en una desnitrificación incompleta, con acumulación de intermediarios como nitrito o N_2O .

La integración de la desnitrificación con la nitrificación en sistemas de tratamiento de aguas residuales ofrece múltiples ventajas, tales como:

1. Compensación del pH: La alcalinidad generada durante la desnitrificación contrarresta la acidificación causada por la nitrificación, reduciendo la necesidad de aditivos químicos para estabilizar el pH.
2. Eliminación eficiente de nitrógeno: Permite la eliminación completa de nitratos, asegurando un efluente tratado con bajas concentraciones de nitrógeno total.

3. Adaptabilidad: La posibilidad de usar diversas fuentes de carbono hace que el proceso sea flexible según las características de los RILes tratados y las condiciones operativas.

El proceso de nitrificación-desnitrificación convencional (vía nitrato) se caracteriza por la necesidad de realizar las dos etapas biológicas en condiciones operativas distintas: nitrificación bajo condiciones aerobias y desnitrificación bajo condiciones anóxicas. Debido a esta incompatibilidad, ambos procesos deben ejecutarse en reactores independientes o en compartimentos separados dentro de un sistema de tratamiento. Existen dos configuraciones principales para implementar este proceso, dependiendo del orden en que el agua residual pasa por las unidades de tratamiento: predesnitrificación y postdesnitrificación. Estas configuraciones se ilustran en la Figura 4.

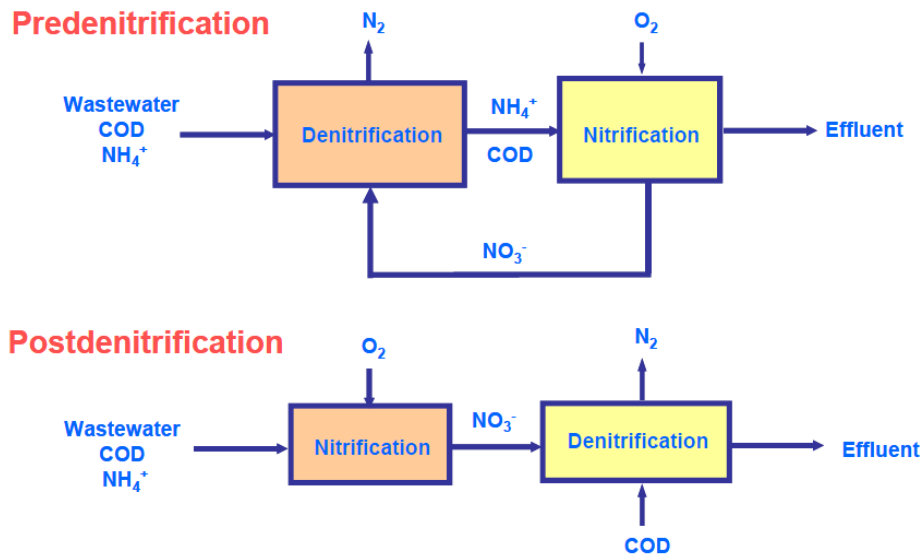


Figura 4. Configuraciones de predesnitrificación y postdesnitrificación (Campos et al., 2010).

En la configuración de predesnitrificación, el agua residual ingresa primero al reactor de desnitrificación (anóxico) y, posteriormente, su efluente es enviado al reactor de nitrificación (aerobio). Una fracción del flujo que sale del reactor de nitrificación, rica en nitratos y/o nitritos generados durante el proceso, se recircula de vuelta al reactor anóxico para que la desnitrificación pueda completarse, utilizando como donador de electrones la materia orgánica presente en el agua residual.

El éxito de esta configuración depende en gran medida de la razón de recirculación entre ambos reactores, ya que una proporción adecuada asegura que los nitratos generados en la nitrificación sean eficientemente reducidos a nitrógeno gaseoso en el reactor de desnitrificación.

Las principales ventajas de la predesnitrificación son las siguientes:

1. La materia orgánica del agua residual es utilizada directamente como fuente de carbono, eliminando la necesidad de un suministro externo de compuestos orgánicos.
2. Permite alcanzar altas tasas de eliminación de nitrógeno cuando la recirculación es óptima.

Las principales desventajas de la predesnitrificación son las siguientes:

1. La materia orgánica residual del reactor de desnitrificación puede promover el crecimiento de bacterias heterótrofas aerobias en el reactor de nitrificación. Estas bacterias compiten con las bacterias nitrificantes por el oxígeno, reduciendo la eficiencia del proceso de nitrificación. Para minimizar este efecto, es fundamental mantener niveles de oxígeno disuelto en el reactor aerobio en un rango de 1-2 [mg O₂/L].
2. La operación requiere sistemas adicionales para recirculación, lo que aumenta la complejidad operativa.

En la configuración de postdesnitrificación (Figura 4), el agua residual pasa primero por el reactor de nitrificación (aerobio) y, posteriormente, el efluente es transferido al reactor de desnitrificación (anóxico). A diferencia de la predesnitrificación, esta configuración no requiere recirculación entre los reactores, ya que los nitratos producidos en la etapa de nitrificación son tratados directamente en la unidad anóxica.

Una limitación importante de esta configuración es que la materia orgánica del agua residual se oxida completamente durante la etapa aerobia, dejando una cantidad insuficiente de carbono orgánico disponible para el reactor de desnitrificación. Por ello, se hace necesario agregar una fuente externa de carbono, como metanol, etanol o ácido acético, para sostener el proceso de desnitrificación. Esto puede incrementar significativamente los costos operacionales del sistema.

Las principales ventajas de la postdesnitrificación son:

1. Diseño más simple y fácil de controlar, ya que no se requiere una corriente de recirculación.
2. Es adecuada para tratar aguas residuales con baja relación carbono/nitrógeno (C/N).

Las principales desventajas de la postdesnitrificación son:

1. La necesidad de fuentes externas de carbono incrementa los costos operativos.

2. Puede ser menos eficiente en la eliminación de nitrógeno en aguas residuales con altos niveles de materia orgánica.

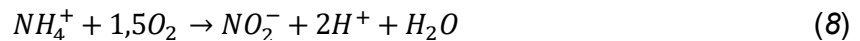
Ambas configuraciones presentan ventajas y desventajas dependiendo de las características del agua residual a tratar. En general, la configuración de predesnitrificación es más adecuada para aguas residuales con alta relación C/N, donde la materia orgánica puede ser aprovechada directamente en el reactor anóxico, mientras que la postdesnitrificación se recomienda para efluentes con baja concentración de carbono orgánico.

2.2.2 Nitrificación parcial – desnitrificación heterotrófica

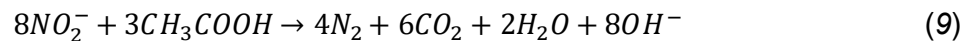
La nitrificación parcial consiste en la oxidación controlada de amonio (NH_4^+) a nitrito (NO_2^-), sin llegar a la oxidación completa a nitrato (NO_3^-). Esto reduce la necesidad de oxígeno y acorta el tiempo de tratamiento, disminuyendo los costos de aireación.

Las principales reacciones que describen el proceso de nitrificación-desnitrificación vía nitrito son (Val del Río *et al.*, 2017) (Zhou y Wang, 2024):

1. Nitrificación parcial (Ecuación 8):



2. Desnitrificación heterotrófica utilizando ácido acético como fuente de carbono (Ecuación 9):



Estas reacciones evidencian el ahorro energético y de recursos asociados a este proceso, en comparación con la nitrificación-desnitrificación convencional.

La Figura 5 compara las rutas convencionales de nitrificación-desnitrificación (vía nitrato) con el proceso de nitrificación-desnitrificación vía nitrito.

Se destacan las siguientes ventajas:

1. Reducción del consumo de oxígeno:
 - En el proceso convencional, el 75% del oxígeno se consume durante la oxidación de amonio a nitrito, y el 25% restante en la oxidación de nitrito a nitrato.

- Al detener la nitrificación en la etapa de nitrito, se reduce en un 25% la demanda de oxígeno, lo que significa un ahorro energético significativo en términos de aireación.
2. Menor necesidad de materia orgánica:
 - La desnitrificación a partir de nitrito requiere un 40% menos de carbono orgánico en comparación con la desnitrificación desde nitrato.
 3. Menor producción de biomasa:
 - Estudios han demostrado una reducción del 40% en la generación de lodos, lo que disminuye los costos asociados al manejo y disposición de estos (Van Hulle *et al.*, 2010).
 4. Tasas de desnitrificación más rápidas:
 - La reducción de nitrito ocurre 1,5-2 veces más rápido que la de nitrato, permitiendo una optimización del tamaño y volumen de los reactores anóxicos.

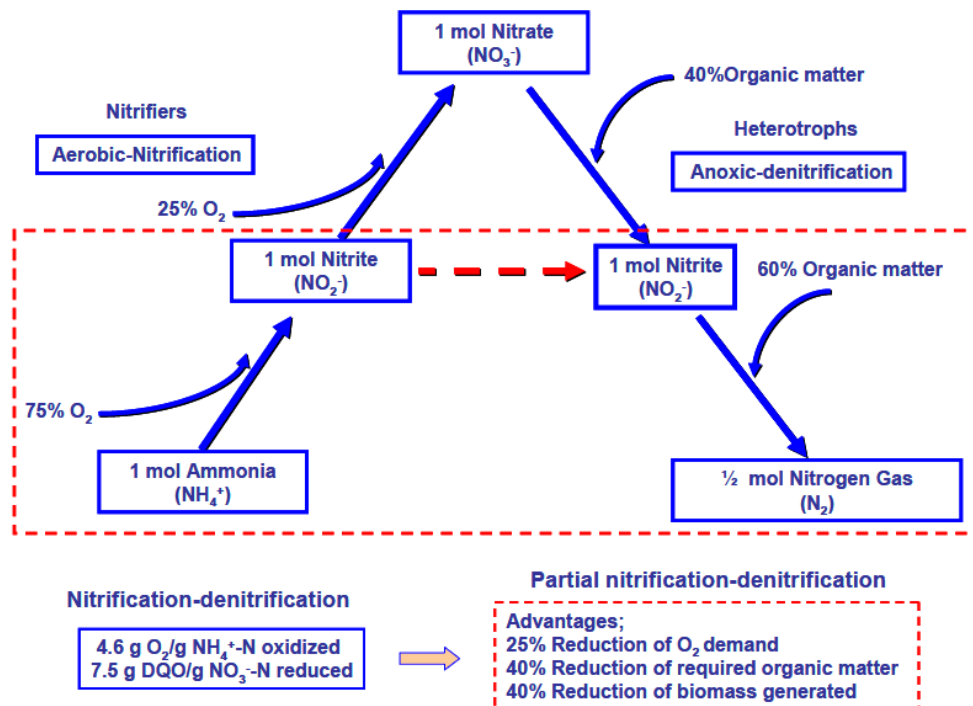


Figura 5. Proceso de Nitrificación Parcial-Desnitrificación (Campos *et al.*, 2010).

Para garantizar que la nitrificación parcial se detenga en la etapa de nitrito, es crucial inhibir selectivamente a las NOB, favoreciendo a las AOB. Este control puede lograrse ajustando ciertos factores ambientales:

1. Temperatura (Figura 6):

- Las AOB tienen una mayor energía de activación que las NOB. A temperaturas superiores a 30 [°C], las tasas de crecimiento de las AOB superan significativamente a las de las NOB (Campos *et al.*, 2010).
- En efluentes de alta temperatura, como los provenientes de digestores anaerobios, esta estrategia puede implementarse sin costos adicionales.

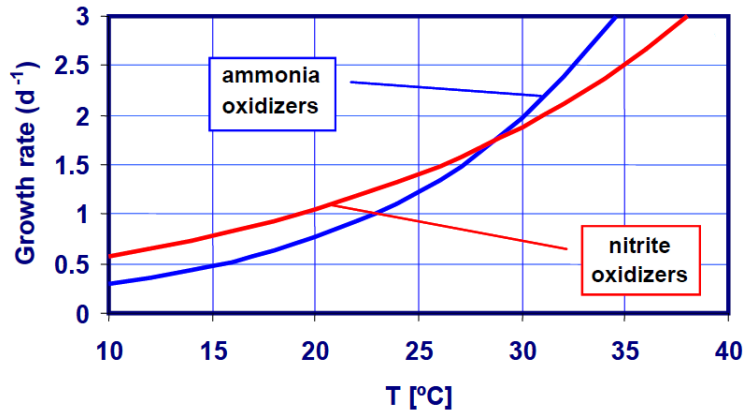


Figura 6. Efecto de la temperatura en tasas de crecimiento de AOB y NOB (Campos *et al.*, 2010).

2. Oxígeno disuelto (Figura 7):

- Las NOB tienen una mayor constante de afinidad por el oxígeno que las AOB. Al operar el sistema con bajas concentraciones de oxígeno disuelto (<1,0 [mg/L]), la actividad de las NOB disminuye drásticamente, favoreciendo la acumulación de nitrito.
- Sin embargo, esta estrategia también afecta la actividad de las AOB, por lo que se requiere un control preciso del oxígeno.

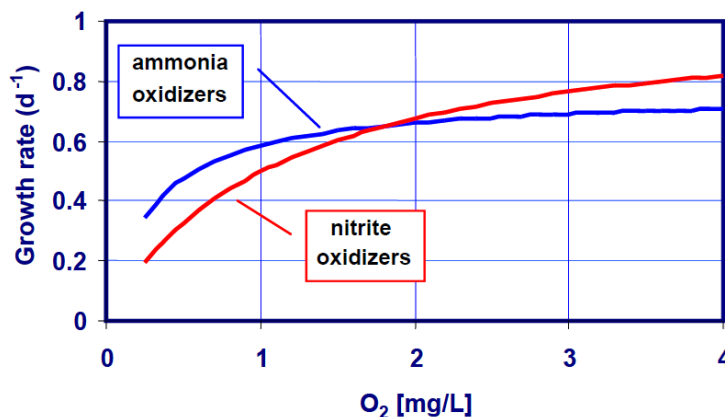


Figura 7. Efecto del oxígeno disuelto en las tasas de crecimiento de AOB y NOB (Campos *et al.*, 2010).

3. Concentración de amonio libre (Figura 8):

- Altas concentraciones de amonio libre inhiben más severamente a las NOB que a las AOB. Por lo tanto, ajustar el pH y el amonio total del sistema puede usarse para inhibir selectivamente a las NOB.

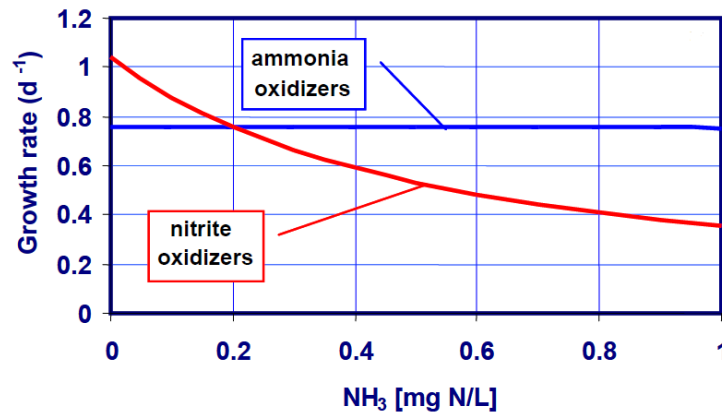


Figura 8. Efecto de la concentración de amonio libre en las tasas de crecimiento de AOB y NOB (Campos et al., 2010).

En la desnitrificación heterótrofa, los microorganismos utilizan carbono orgánico biodegradable (como metanol, etanol o ácido acético) como fuente de electrones y carbono para su crecimiento. Este proceso ocurre bajo condiciones anóxicas y se caracteriza por una alta eficiencia de remoción de nitrato y nitrito, siempre que exista una adecuada relación C/N (idealmente mayor a 6 [mg C/mg N]). No obstante, su principal limitación es la dependencia de materia orgánica externa, lo que puede incrementar los costos operativos, especialmente cuando el afluente posee bajo contenido de carbono (Ahn, 2006).

La implementación del proceso de nitrificación-desnitrificación vía nitrito representa una herramienta eficiente y económica para el tratamiento de aguas residuales con baja relación C/N. Sin embargo, requiere un control preciso de los factores ambientales mencionados y un diseño adecuado de los reactores para maximizar la eficiencia y evitar la inhibición no deseada de las AOB.

Esta tecnología, inicialmente diseñada para tratar flujos concentrados como los sobrenadantes de digestores anaerobios, se ha extendido a aplicaciones en lixiviados de vertederos y efluentes agropecuarios, consolidándose como una alternativa sostenible frente a los métodos convencionales.

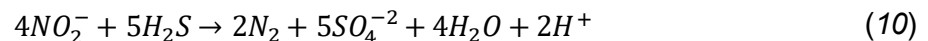
2.2.3 Desnitrificación mixotrófica

La desnitrificación biológica puede llevarse a cabo mediante distintas rutas metabólicas, dependiendo del tipo de donador de electrones disponible. Estas rutas son por bacterias heterótrofas (que ya fue explicada en el punto 2.2.1) o autótrofas, y difieren tanto en su funcionamiento como en las condiciones operativas que requieren. La combinación de ambas rutas se denomina desnitrificación mixotrófica.

La desnitrificación autótrofa es realizada por bacterias que utilizan compuestos inorgánicos reducidos, como sulfuro (S^{-2}), tiosulfato, hierro ferroso (Fe^{+2}) o incluso hidrógeno molecular (H_2), como fuente de electrones. Estos microorganismos fijan CO_2 como fuente de carbono celular, por lo que no requieren materia orgánica para su crecimiento. La principal ventaja de esta vía es su independencia del carbono orgánico total, lo que la hace especialmente útil en sistemas con baja relación C/N. Además, genera alcalinidad como subproducto, lo que ayuda a compensar la acidificación causada por la nitrificación (Cardoso *et al.*, 2006). Sin embargo, su cinética es generalmente más lenta y puede verse afectada por la acumulación de compuestos intermedios como el sulfuro libre.

La principal reacción que describen el proceso de desnitrificación autótrofa es (Zhou y Wang, 2024):

1. Desnitrificación autotrófica utilizando sulfuro de hidrógeno como fuente de azufre (Ecuación 10):



La desnitrificación mixotrófica combina ambas rutas, utilizando simultáneamente carbono orgánico e inorgánico como fuentes de electrones. Esta vía es llevada a cabo por poblaciones microbianas heterótrofas y autótrofas coexistiendo en un mismo sistema. La principal ventaja de la desnitrificación mixotrófica radica en su flexibilidad operativa y resiliencia frente a cambios en la calidad del afluente, ya que permite compensar déficits temporales de una fuente de electrones con la otra. Además, puede mejorar la eficiencia de remoción de nitrógeno, reducir el riesgo de acumulación de intermediarios como nitrito y óxidos de nitrógeno, y optimizar el uso de los recursos disponibles (Lu *et al.*, 2014).

2.3 Uso de zeolita

Las zeolitas, cuyo nombre proviene del griego y significa "piedra que hierve", son minerales aluminosilicatos hidratados con estructuras tridimensionales únicas formadas por tetraedros de SiO_4 y AlO_4 . Estos tetraedros están unidos mediante átomos de oxígeno compartidos, creando una red cristalina con poros, canales y cavidades que permiten la movilidad de moléculas de agua y cationes alcalinos o alcalinotérreos. Estas características otorgan a la zeolita su principal propiedad: la capacidad de intercambio iónico (Englert y Rubio, 2005).

La Figura 9 muestra las unidades estructurales básicas de las zeolitas, ilustrando cómo la sustitución de Si por Al y la compensación de carga mediante cationes generan su funcionalidad única.

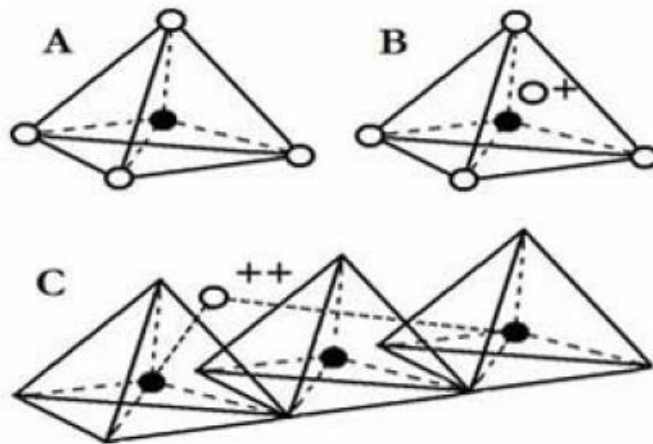


Figura 9. Estructuras básicas de la zeolita (Curi et al., 2006).

Las principales propiedades de la zeolita son las siguientes (Curi et al., 2006):

1. Adsorción

La zeolita presenta una alta capacidad de adsorción, un fenómeno donde moléculas, átomos o iones quedan retenidos en la superficie del mineral, formando películas líquidas o sólidas. Esta propiedad es clave en su uso como adsorbente en el tratamiento de aguas residuales.

2. Intercambio Iónico

El intercambio iónico en la zeolita es producto de la sustitución de átomos de silicio por aluminio en su estructura cristalina, generando cargas negativas que son neutralizadas por cationes externos. La capacidad de intercambio iónico depende de la relación $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$, la cual afecta la densidad de carga y las propiedades estructurales de la zeolita.

3. Soporte para Poblaciones Bacterianas

La zeolita es un excelente soporte microbiano gracias a su alta superficie específica, que favorece la formación de biopelículas y la retención de biomasa. Esta propiedad mejora la eficiencia de procesos biológicos, como la remoción de compuestos nitrogenados en aguas residuales.

Según la IUPAC, los poros de la zeolita se clasifican en:

- Macroporos: Diámetro > 50 [nm].
- Mesoporos: Diámetro entre 2 y 50 [nm].
- Microporos: Diámetro < 2 [nm].

La zeolita pertenece a la categoría de microporos, lo que le confiere una superficie interna extremadamente grande y facilita la transferencia de masa a través de sus canales. Esta estructura favorece la difusión de compuestos adsorbidos, maximizando su interacción con las paredes del mineral (Curi *et al.*, 2006).

Las zeolitas tienen un amplio rango de aplicaciones en la industria, la agricultura y la protección ambiental. Entre sus usos más destacados están (Montalvo *et al.*, 2020):

- Tratamiento de aguas residuales, incluyendo la remoción de amonio, metales pesados, cesio y estroncio de efluentes industriales y radiactivos.
- Suplemento en alimentos animales, desodorizante en instalaciones agropecuarias y cultivo de microalgas.
- Catalizador en reacciones químicas y bioquímicas.
- Aditivo en procesos de ablandamiento de aguas y procesamiento de petróleo.

En Chile, las zeolitas, especialmente la clinoptilolita y la mordenita, tienen un alto potencial en tratamientos de aguas residuales gracias a su abundancia local y propiedades únicas, logrando altos rendimientos en los procesos de tratamiento de aguas y efluentes industriales (Englert y Rubio, 2005).

La zeolita natural chilena, compuesta principalmente por clinoptilolita y mordenita, ha sido ampliamente caracterizada y evaluada por su capacidad como adsorbente e intercambiador iónico. Estudios determinaron su composición química y mineralógica, destacando su alta relación $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$, su estabilidad estructural y su gran superficie específica (Montalvo *et al.*, 2020).

La Tabla 3 muestra la composición química de la zeolita chilena, mientras que la Tabla 4 detalla sus componentes mineralógicos. Estos resultados confirman su idoneidad para aplicaciones industriales y ambientales, como la remoción de amonio y compuestos tóxicos.

Tabla 3. Composición química de la zeolita chilena (Englert y Rubio, 2005).

Compuesto	Composición [%]
SiO ₂	67
Al ₂ O ₃	13
CaO	3,2
Na ₂ O	2,6
Fe ₂ O ₃	2
MgO	0,69
K ₂ O	0,45
TiO ₂	0,2
P ₂ O ₅	0,05
MnO	0,04

Tabla 4. Composición mineralógica de la zeolita chilena (Englert y Rubio, 2005).

Compuesto	Composición [%]
Clipnotilolita	48
Mordenita	30
Albita	5
Cuarzo	15
Otros	2

Las zeolitas son ampliamente utilizadas como bio-soportes en sistemas de tratamiento de aguas residuales, debido a su capacidad para promover la formación y retención de biopelículas. Esto es particularmente efectivo en reactores anaerobios y procesos de nitrificación-desnitrificación, donde su alta superficie específica permite una mayor colonización bacteriana.

La Figura 10 muestra imágenes obtenidas mediante microscopía electrónica de barrido (SEM) que ilustran la acumulación de microorganismos en partículas de zeolita utilizadas como soporte. Estas biopelículas no solo contribuyen a la transformación de compuestos como amonio y azufre, sino que también aumentan la eficiencia general del proceso (Montalvo *et al.*, 2020).

La zeolita es un mineral natural compuesto principalmente por aluminosilicatos hidratados de metales alcalinos o alcalinotérreos, como sodio, potasio, calcio y magnesio. Estas estructuras poseen una red cristalina tridimensional altamente porosa, con canales y cavidades regulares de tamaño molecular que les otorgan una alta capacidad de intercambio iónico y adsorción selectiva. Estas propiedades únicas hacen de la zeolita un material ampliamente utilizado en aplicaciones industriales, desde la purificación de gases hasta el tratamiento de aguas residuales.

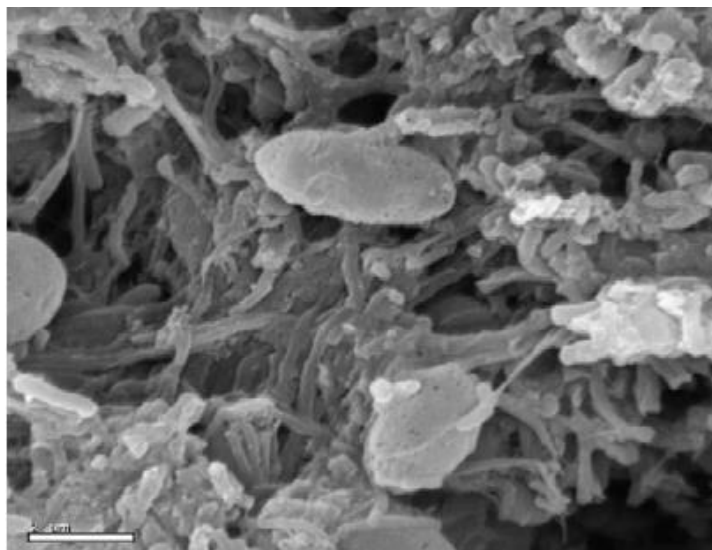


Figura 10. Imagen de partículas de zeolita colonizada (Montalvo et al., 2020).

Entre las características más destacadas de la zeolita están:

- Alta capacidad de intercambio catiónico (CEC): Permite adsorber iones como el amonio (NH_4^+) de manera eficiente.
- Porosidad y superficie específica: Facilitan la retención de contaminantes y actúan como soporte para microorganismos.
- Estabilidad química y térmica: Garantizan su durabilidad en condiciones variables de pH, temperatura y carga contaminante.

En aplicaciones prácticas para el tratamiento de residuos industriales líquidos (RILes), la zeolita ha demostrado ser un material altamente eficiente tanto en la adsorción de compuestos nitrogenados como en la retención de biomasa microbiana. Su estructura porosa y capacidad de intercambio iónico le permiten capturar amonio en concentraciones variables, actuando como un amortiguador frente a picos de carga nitrogenada. Simultáneamente, su elevada superficie específica favorece la formación de biopelículas, lo que mejora la estabilidad del proceso biológico, especialmente en sistemas anóxicos o híbridos. Estas características hacen de la zeolita un componente estratégico en reactores que combinan procesos de nitrificación parcial y desnitrificación, aportando tanto capacidad de control fisicoquímico como soporte biológico activo (Montalvo *et al.*, 2020).

A pesar de sus numerosas ventajas, el uso de zeolita también presenta ciertos desafíos. Uno de los principales es la saturación del material, que puede disminuir su capacidad de adsorción con

el tiempo. Esto exige el desarrollo de estrategias de regeneración, como el lavado químico o térmico, que pueden incrementar los costos operativos. Además, la eficiencia de la zeolita puede verse afectada en sistemas con altas concentraciones de contaminantes competidores, como sodio o potasio, que pueden ocupar los sitios de intercambio iónico (Babel y Kurniawan, 2003).

2.4 Reactores aerobios y anaerobios

En el tratamiento biológico de aguas residuales, los reactores pueden clasificarse en dos grandes categorías: reactores de crecimiento suspendido y reactores de crecimiento adherido, según el modo en que se organiza la biomasa en el sistema (Metcalf y Eddy, 2014). Esta clasificación es aplicable tanto a procesos aerobios como anaerobios, y define aspectos clave del diseño, operación y eficiencia de los sistemas de tratamiento.

En los reactores de crecimiento suspendido, los microorganismos responsables de la degradación de materia orgánica o compuestos nitrogenados se mantienen en suspensión en el líquido mediante agitación o aireación. En cambio, en los reactores de crecimiento adherido, los microorganismos forman una biopelícula que se desarrolla sobre un material de soporte, como plásticos, piedras o materiales sintéticos.

Los principales tipos de reactores aerobios incluyen:

- CSTR (reactor de mezcla completa): característico del proceso de lodos activados, donde la biomasa se mantiene en suspensión mediante agitación continua y aireación mecánica o por difusión.
- SBR (reactores secuenciales por lote): operan en ciclos de llenado, reacción, sedimentación y descarga, siendo altamente versátiles para cargas variables.
- Filtros percoladores (*trickling filters*): utilizan medios empacados con biopelícula en crecimiento, sobre los que se aplica el afluente mediante rociadores o distribuidores rotatorios.
- MBBR (reactores de lecho móvil) y MBR (reactores de membrana): permiten operar con altas concentraciones de biomasa, mejor separación sólido-líquido, y menor producción de lodos.

Particularmente en procesos de nitrificación parcial, se han investigado múltiples configuraciones para mejorar la eficiencia y reducir costos, tanto en crecimiento suspendido como adherido. Los SBR representan un 59% de los estudios debido a su flexibilidad operativa. También se utilizan

CSTR, MBR, MBBR, SBBR, FBBR y sistemas granulares, lo que evidencia la diversidad de enfoques disponibles (Liu *et al.*, 2020).

Por su parte, los procesos anaerobios son más eficientes energéticamente y generan menos lodos, aunque requieren tiempos de residencia más prolongados y una etapa crítica de puesta en marcha. Los reactores anaerobios también pueden clasificarse por generación tecnológica. Los de primera generación presentan igual tiempo de residencia hidráulico y celular, mientras que los de segunda generación disocian estos tiempos, permitiendo una mayor retención de biomasa y menores volúmenes de reactor (Montalvo y Guerrero, 2003).

Los reactores anaerobios más comunes incluyen:

- UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*): considerado el reactor de segunda generación más implementado a escala real, representando un 65% de los sistemas aplicados. Utiliza un flujo ascendente que atraviesa un manto de lodos granulares, generando buena separación de fases.
- Reactor anaerobio de lecho fijo: con materiales empacados donde se adhiere la biomasa, representa el 10% de las aplicaciones industriales.
- Filtros anaerobios empacados: combinan flujo ascendente con medios de soporte para facilitar la formación de biopelículas.

La puesta en marcha de los sistemas anaerobios es crítica. Si no se realiza adecuadamente, puede extenderse excesivamente o incluso fracasar. Factores físicos, químicos y biológicos, así como la disponibilidad de inóculo enriquecido con bacterias desnitrificantes, influyen en su éxito (Fajardo *et al.*, 2008). Por ello, se recomienda emplear estrategias de arranque que consideren la factibilidad técnica y económica, así como el uso de fuentes específicas de biomasa según el tipo de reactor y objetivo del proceso.

2.4.1 Reactor CSTR

El reactor continuo de mezcla completa (CSTR, por sus siglas en inglés) es uno de los modelos más ampliamente utilizados en el tratamiento biológico de aguas residuales. Su principio de funcionamiento se basa en mantener una mezcla completamente homogénea dentro del reactor, de modo que la composición del efluente sea igual a la del contenido del tanque en cualquier instante. Esta condición es conseguida mediante una agitación constante, ya sea mecánica o hidráulica, lo cual asegura una distribución uniforme de los microorganismos, sustratos y productos de reacción (Metcalf y Eddy, 2014).

En los procesos de crecimiento suspendido los microorganismos se mantienen dispersos en el líquido y degradan la materia orgánica o compuestos nitrogenados en presencia o ausencia de oxígeno, según el tipo de proceso (Liu *et al.*, 2020).

Desde el punto de vista de diseño, el CSTR permite establecer relaciones claras entre la conversión deseada, el caudal de entrada y el volumen requerido del reactor (Fogler, 2004). En los procesos biológicos, esta relación se ajusta según la cinética microbiana, que depende de parámetros como la concentración de sustrato, temperatura, pH y presencia de inhibidores. Esto convierte al CSTR en una herramienta fundamental para estudiar y controlar selectivamente el crecimiento microbiano, adaptando las condiciones operativas a los fines del proceso.

El CSTR también puede incorporar materiales de soporte, como la zeolita, lo que transforma al reactor en un sistema híbrido, permitiendo coexistencia de biomasa suspendida y adherida. Esto mejora la retención microbiana, la estabilidad del proceso y la resiliencia frente a perturbaciones en la carga del afluente.

Entre sus principales ventajas destacan la simplicidad del diseño, el fácil acceso a variables de control y la versatilidad operativa. Sin embargo, también presenta limitaciones como una menor eficiencia de conversión a altas cargas (en comparación con reactores en flujo pistón), y una mayor dilución de biomasa si no se emplea recirculación o retención de sólidos. Además, el volumen requerido del reactor tiende a ser mayor que en otros tipos de reactores para lograr la misma conversión.

2.4.2 Reactor UAF

El reactor anaerobio de flujo ascendente con lecho fijo (UAF, por sus siglas en inglés) es una tecnología consolidada para el tratamiento biológico de aguas residuales con alta carga orgánica. Se clasifica como un sistema de biomasa adherida, en el que los microorganismos anaerobios se desarrollan en forma de biopelícula sobre un medio de soporte inerte, permitiendo tiempos de retención celular mucho mayores que el tiempo de retención hidráulico (TRH), lo que favorece la estabilidad y eficiencia del proceso (Metcalf y Eddy, 2014).

El diseño del UAF consiste en una columna vertical rellena con materiales como piedra, plástico, carbón activado o zeolita, a través de la cual el agua residual asciende lentamente. Esta dirección del flujo mejora el contacto entre el sustrato y la biopelícula, y facilita la separación de fases: los sólidos quedan retenidos en el lecho, el líquido tratado sale por la parte superior, y el gas producido es evacuado mediante una línea superior de purga (Hassan *et al.*, 2013). Esta

configuración elimina la necesidad de una unidad externa de sedimentación, gracias a su alta eficiencia en la retención de sólidos.

Una de sus principales aplicaciones es en la remoción de materia orgánica, aunque también se adapta eficientemente a procesos de desnitrificación, tanto heterótrofa como autótrofa. Esto lo convierte en una opción versátil frente a variaciones en la composición del afluente.

El correcto diseño del reactor UAF requiere considerar diversos parámetros críticos (McCormick, 2022):

- Velocidad ascensional: debe mantenerse baja ($1-1,25$ [m/h]) para evitar el desprendimiento de biomasa. Velocidades más altas (hasta 2 [m/h]) pueden tolerarse temporalmente si se cuenta con lodo bien sedimentable.
- Relación diámetro/profundidad: una relación entre $0,5$ y 2 es óptima para evitar tanto canalización como obstrucción del lecho.
- Área superficial del soporte: debe ser lo suficientemente alta para permitir una buena adhesión microbiana, pero sin comprometer el costo ni generar caídas de presión elevadas. Se recomiendan valores en torno a 100 [m²/m³].
- Altura del reactor: varía entre 3 y 7 [m], dependiendo de la carga orgánica y la concentración de DQO del afluente.

La puesta en marcha es una etapa crítica en los sistemas anaerobios. Un arranque deficiente puede extenderse excesivamente, afectar la eficiencia o impedir alcanzar un estado estacionario. Para evitarlo, se requiere un inóculo enriquecido con bacterias anaerobias (idealmente granulares o floculadas) y un control progresivo de la carga orgánica y del flujo ascendente. Se recomienda iniciar con cargas bajas y velocidades reducidas (25% del diseño), incrementándolas gradualmente cuando se alcancen remociones de al menos 70% de DQO (Fajardo *et al.*, 2008).

La recirculación parcial del efluente contribuye a mejorar la estabilidad, favorecer la granulación y acelerar la adaptación microbiana. Además, ayuda a diluir eventuales compuestos tóxicos y aprovechar la alcalinidad generada en el mismo reactor.

El UAF presenta múltiples ventajas:

- Alta retención de biomasa y eficiencia en la remoción de materia orgánica.
- Posibilidad de operar con altas cargas volumétricas (hasta $15-20$ [kg DQO/m³/d] en escala real).
- Producción de biogás como subproducto útil.

- Mantenimiento simple, dado que la biomasa permanece adherida al soporte.
- Adaptabilidad a aguas residuales domésticas o industriales, incluso con variaciones en la relación C/N o presencia de sulfuro.

Sin embargo, también posee limitaciones técnicas:

- Obstrucción del lecho por acumulación excesiva de biomasa o sólidos suspendidos.
- Altas caídas de presión y atrapamiento de gases que afectan la transferencia de masa.
- Requiere un diseño cuidadoso del sistema de distribución del afluente para evitar zonas muertas y canalización.

3. Materiales y Metodología

El experimento se dividió en tres etapas: enriquecimiento de los microorganismos de interés para nitrificación parcial en el CSTR, puesta en marcha del CSTR (nitrificación) y operación del UAF (desnitrificación mixotrófica) por separado y finalmente, se realiza el acople de CSTR al UAF, para la operación en continuo.

3.1 Etapa de enriquecimiento

Esta etapa tiene como objetivo el proliferar el crecimiento de las bacterias amonio oxidantes y limitar el de las bacterias nitrito oxidantes, logrando una nitrificación parcial. Para esto se utilizó un reactor alimentado por lotes a escala laboratorio dentro de una cámara térmica. El reactor tiene una geometría cilíndrica con un volumen de 3 [L] y volumen efectivo de 1,5 [L] (altura total de 18 [cm] y diámetro de 12 [cm]).

La temperatura se mantuvo en 36 [°C] mediante un calefactor *NEX* con controlador *Barnant Company Temperature Controller* por una termocupla ubicada sobre el reactor y existió aireación continua en el reactor otorgada por una bomba de acuario *VenusAqua AP-5084* que se distribuye a 5 difusores porosos del reactor, con un flujo de 2 [L/min] aproximadamente, para así mantener una concentración de oxígeno disuelto mayor a 2 [mg/L]. En la Figura 11 se muestra el sistema.

En esta etapa el reactor funcionó con alimentación por lotes. El sustrato utilizado simula las concentraciones presentes de la salida de un digestor anaerobio, manteniendo de forma estequiométrica el bicarbonato según la reacción de nitrificación. La composición de la alimentación se presenta en la Tabla 5. Además, se le añaden 1 [mL/L] de solución con micronutrientes nitrificantes, que corresponde a la mezcla de los compuestos presentados en la Tabla 6.



Figura 11. Configuración del reactor en la etapa de enriquecimiento de bacterias nitrificantes.

Tabla 5. Composición del sustrato sintético para la etapa de nitrificación (Campos et al., 2002).

Compuesto	Fórmula	Concentración [g/L]
Bicarbonato de sodio	NaHCO ₃	3,76
Cloruro de amonio	NH ₄ Cl	2,39
Cloruro de sodio	NaCl	2,50
Sulfato de magnesio	MgSO ₄ •7H ₂ O	0,06

Tabla 6. Composición de los micronutrientes nitrificantes (Beristain-Cardoso et al., 2010).

Compuesto	Fórmula	Concentración [g/L]
Cloruro de calcio	CaCl ₂ •2H ₂ O	5,5
Cloruro de cobalto	CoCl ₂ •6H ₂ O	1,6
Cloruro de magnesio	MgCl ₂ •5H ₂ O	5,0
Cloruro de manganeso	MnCl ₂ •4H ₂ O	5,0
Cloruro férrico	FeCl ₃ •6H ₂ O	5,0
EDTA	C ₁₀ H ₁₆ N ₂ O ₈	5,0
Molibdato de amonio	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ •4H ₂ O	1,1
Sulfato de cobre	CuSO ₄ •5H ₂ O	1,5

Para mantener las condiciones de pH ideales dentro del reactor, se añade una solución tampón de fosfato a la alimentación, el cual consta de los compuestos fosfato dipotásico (K₂HPO₄) y fosfato mono potásico (KH₂PO₄), calculadas según la Ecuación de Henderson-Hasselbalch (Ec. 11 del Anexo B). Por ende, se añadieron a las alimentaciones 16,99 [g/L] de fosfato dipotásico y 12,99 [g/L] de fosfato mono potásico.

El reactor se inoculó con 800 [mL] de lodo con biomasa inactiva proveniente de la empresa Agrosuper, con una concentración de 14000 [mg/L] de sólidos suspendidos volátiles. Se operó durante 42 días y se alimentó 6 veces recirculando la alimentación. Esta etapa terminó una vez se alcanzó una remoción de amonio sobre el 65%.

3.2 Puesta en marcha del CSTR

Para la puesta en marcha del CSTR se utilizó un reactor idéntico al del enriquecimiento, en el cual se vertieron 400 [mL] del lodo enriquecido con 4000 [mg/L] de sólidos suspendidos volátiles y se le añadió zeolita para cumplir con la retención de biomasa. También constó del mismo control de temperatura a 36 [°C] en la cámara térmica y con un flujo de aire de 2 [L/min]. Además, en este caso, al ser un reactor continuo, la alimentación se ingresó mediante una bomba peristáltica y se tuvo una salida con otra bomba, que controlaba el nivel dentro del reactor (manteniendo así el volumen efectivo de 1,5 [L]). El esquema se encuentra representado en la Figura 12 y se puede observar la instalación en la Figura 13. La homogenización del reactor fue realizada solamente

por el burbujeo de los difusores de aire, por lo que no se utilizó un agitador mecánico para mantener la mezcla completa.

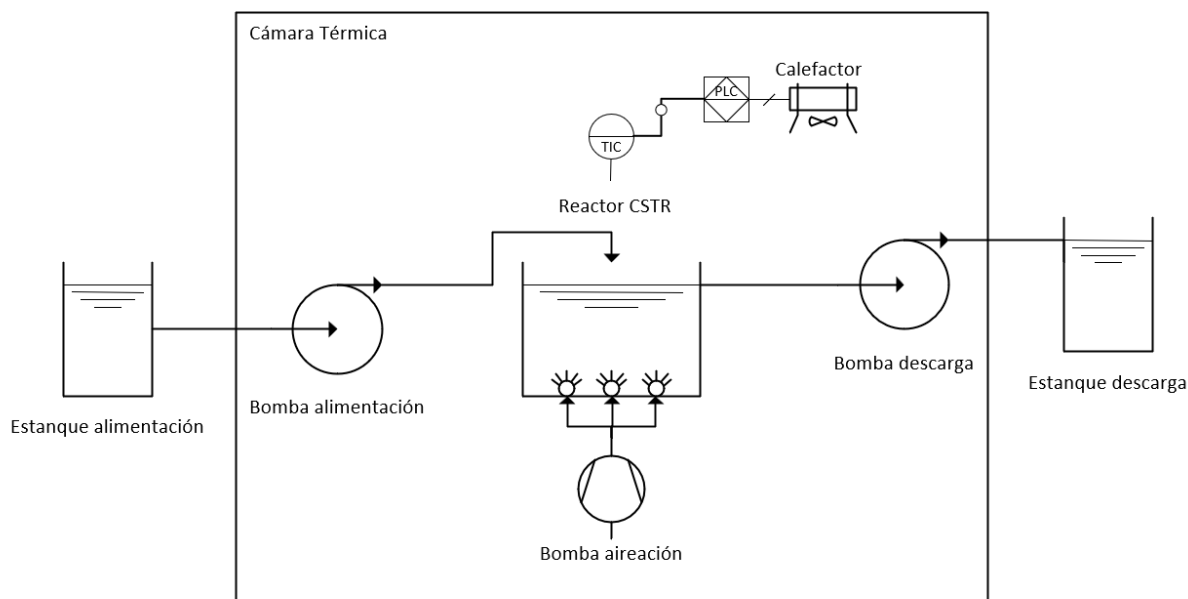


Figura 12. Diagrama del reactor CSTR.

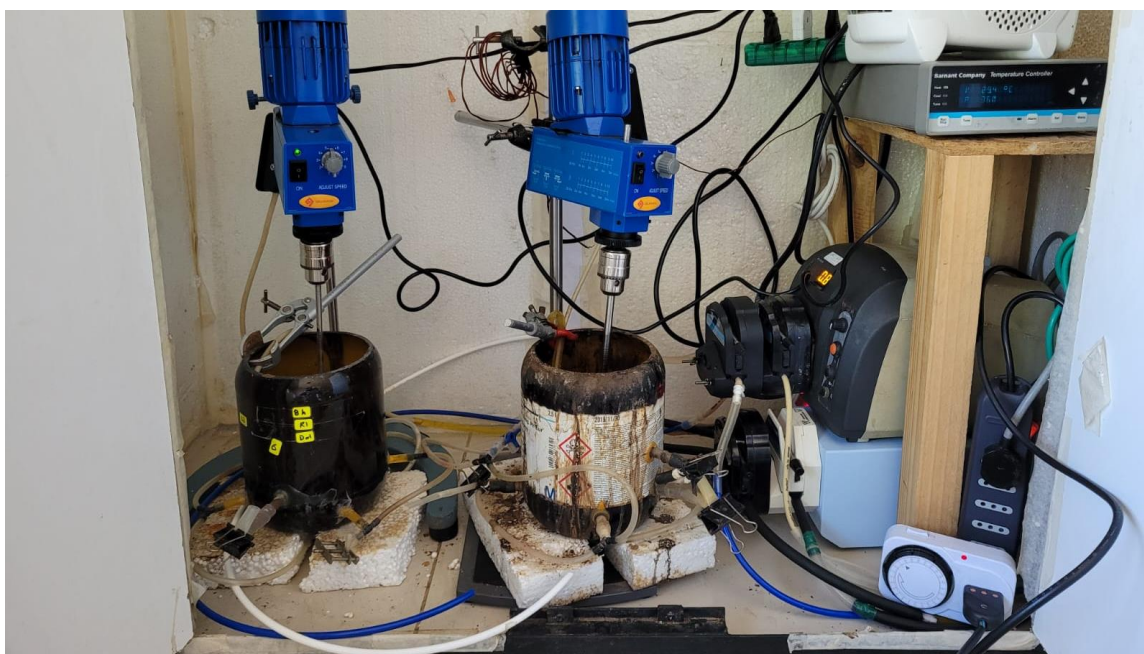


Figura 13. Configuración del reactor CSTR en el laboratorio.

La zeolita utilizada proviene de la región del Maule y fue molida y tamizada a un diámetro de 5 [mm], luego fue secada a 105 [°C] durante 48 horas. Se añadieron 15 [g zeolita/g SSV] al reactor,

al tener 8,3 [g/L] de SSV se añadieron 186,75 [g] de zeolita. La ficha técnica del mineral se presenta en la Tabla 7.

Tabla 7. Ficha técnica de la zeolita utilizada (ZeoMaule, 2025).

IDENTIFICACIÓN DEL PRODUCTO	
Nombre del producto	Zeolita natural
Marca registrada	FERTOSA
Descripción del producto	Zeolita natural clinoptilolita-mordenita granulada.
Nombre químico	Aluminosilicatos cálcico potásico magnésico hidratado
CARACTERÍSTICAS MINERALÓGICAS	
Componente principal	Clinoptilolita-mordenita.
Otros componentes	Plagioclasa, esmectita y cuarzo
Color	Marfil
CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS	
Composición química	SiO ₂ : 64,19 TiO ₂ : 0,51 Al ₂ O ₃ : 11,65 Fe ₂ O ₃ : 2,53 MnO: 0,03 MgO: 0,66 CaO: 3,42 Na ₂ O: 0,75 K ₂ O: 1,60 P ₂ O ₅ : 0,03 PxC: 14,64
Capacidad de intercambio catiónico (CIC)	86,82 a 112,88 cmol/Kg
Superficie específica (método BET)	446 a 480 m ² g ⁻¹
Estabilidad térmica	<450 °C
Estabilidad química (pH)	8,9

Debido a la estrategia de operación, el reactor tuvo que ser reinoculado en 4 ocasiones. Las diferentes etapas de la puesta en marcha y las características de su operación se describen en la Tabla 8.

Tabla 8. Parámetros de operación de la puesta en marcha del reactor CSTR.

Periodo [d]	TRH	pH	OD [mg/L]	VCN [mg N/L/d]	SSV [mg/L]	Caudal [mL/min]
1 – 51	3	7,04±0,39	4,95±1,65	416±79	3019±1664	0,35
52 – 78	4	6,97±0,42	5,68±0,99	251±131	1474±48	0,26
79 – 117	2	7,21±0,39	5,35±1,61	535±166	2159±1053	0,52
118 – 130	3	7,03±0,15	5,24±1,64	474±66	1647±688	0,35

El monitoreo de la nitrificación parcial durante la puesta en marcha se siguió según la Tabla 9.

Tabla 9. Parámetros analizados en el reactor CSTR.

Parámetro	Variable	Objetivo	Valor de seteo	Metodología	Frecuencia
Sólidos suspendidos totales	SST	Crecimiento bacteriano	-	Gravimetría	1 vez por semana
Sólidos suspendidos volátiles	SSV	Crecimiento bacteriano	-	Gravimetría	1 vez por semana
pH	pH	Control operacional	5,5 a 7,5	Electrodo selectivo	Diariamente
Oxígeno disuelto	OD	Control operacional	> 2 [ppm]	Electrodo selectivo	Diariamente
Compuestos nitrogenados	NH ₄ ⁺ NO ₂ ⁻ NO ₃ ⁻	Eficiencia en nitrificación parcial	-	Espectrofotometría	Diariamente

También se realizaron los cálculos de concentración de amoníaco libre (FA) y concentración de ácido nitroso libre (FNA), tanto para el enriquecimiento como para la puesta en marcha. Estos se detallan en el Anexo C.

3.3 Operación del reactor UAF

Se utilizó un filtro anaerobio de flujo ascendente, a escala laboratorio, con un volumen total de 1,5 [L] y volumen de trabajo de 0,8 [L]. El reactor, de cuerpo cilíndrico, empacado con zeolita (diámetro de 5 [mm], idéntica a la utilizada en el CSTR), y con un fondo cónico. Consta de cinco entradas y salidas, para la alimentación, descarga, recirculación interna y salida del gas generado. Las características de este se presentan en la Tabla 10 y la configuración del proceso en la Figura 14, la cual consta de una bomba peristáltica para la alimentación y otra para la recirculación, ambas de la marca *Longer LP-BT300-2J*. La alimentación se reguló con un temporizador, que encendía la bomba cada 4 horas para lograr un TRH de 0,51 días. Se utilizó un calefactor *Havel FH 2000* con un controlador *Barnant Company* unido a una termocupla sobre el reactor UAF. En la Figura 15 se observa la instalación del reactor en el laboratorio.

Tabla 10. Características del reactor UAF.

Parámetro	Valor	Unidad
Altura del cilindro	16	cm
Altura del relleno	10	cm
Área del cilindro	74	cm ²
Área del relleno	30	cm ²
Volumen de trabajo	800	mL

En un trabajo previo (Palacios, 2023) se puso en marcha el reactor, el cual se mantuvo operando en condiciones establecidas y con una alimentación que emulaba la salida de un reactor nitrificante. Fue enriquecido con microorganismos heterótrofos y autótrofos, utilizando un lodo proveniente de una laguna anaerobia que trata purines de cerdo. El enriquecimiento fue realizado en reactores de 1,6 [L] de volumen de trabajo, con 0,6 [L] correspondientes al lodo de concentración de 5000 [mg/L] de sólidos suspendidos volátiles en razón 0,54 [g SSV heterótrofos/g SSV autótrofos] (Peirano, 2016). Se mantuvo a temperatura de 35 [°C] y se alimentaron por lotes. La alimentación sintética para el enriquecimiento heterótrofo se muestra en la Tabla 11 y para el enriquecimiento autótrofo en la Tabla 12.

Tabla 11. Sustrato sintético enriquecimiento heterótrofo.

Compuesto	Fórmula	Concentración [g/L]
Acetato de potasio	CH_3COOK	1,14
Cloruro de amonio	NH_4Cl	0,06
Nitrato de sodio	NaNO_3	0,75

Tabla 12. Sustrato sintético enriquecimiento autótrofo.

Compuesto	Fórmula	Concentración [g/L]
Bicarbonato de sodio	NaHCO_3	0,94
Cloruro de amonio	NH_4Cl	0,06
Nitrato de sodio	NaNO_3	0,75
Sulfuro de sodio	Na_2S	0,78

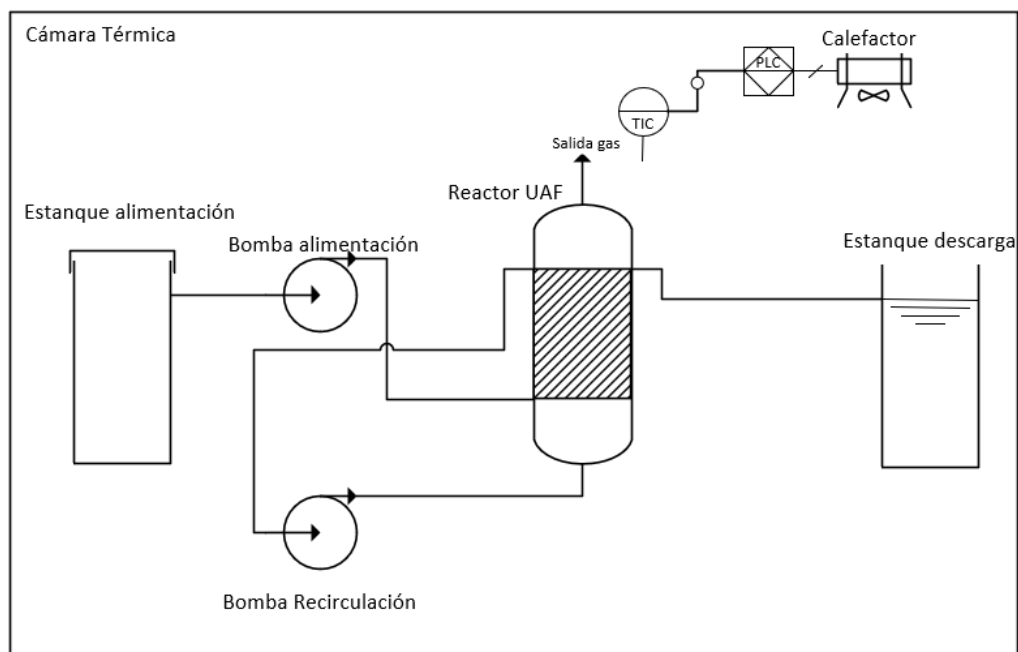


Figura 14. Diagrama Reactor UAF.

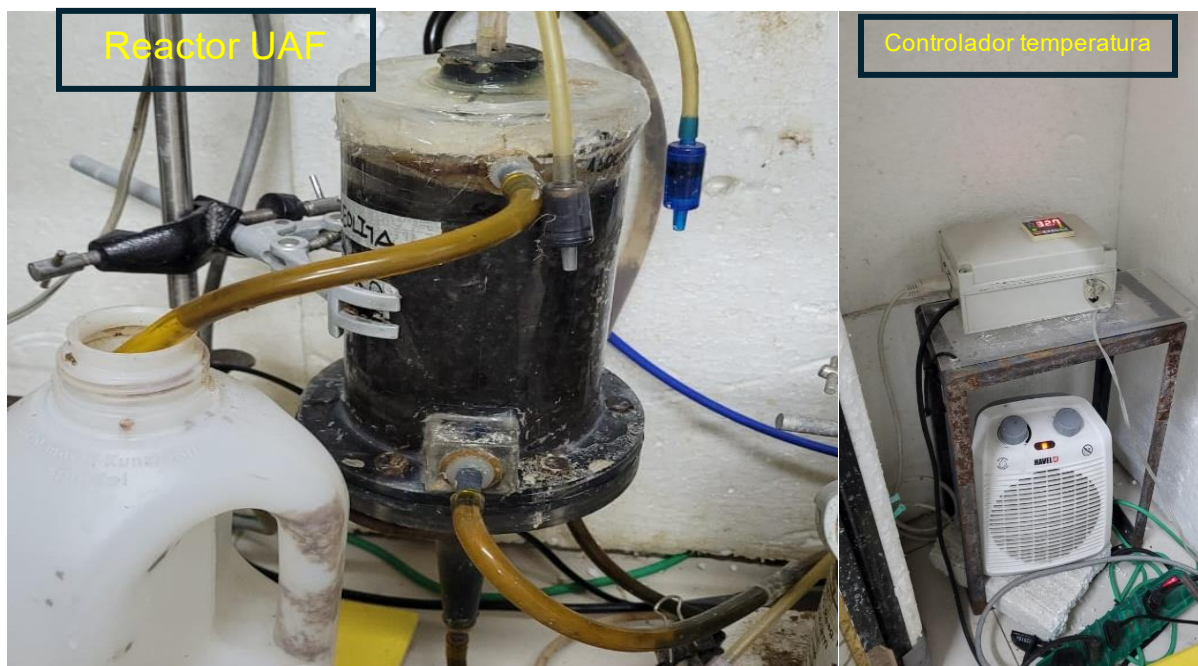


Figura 15. Instalación Reactor UAF en el laboratorio.

Además, en ambos sustratos se utilizó solución tampón fosfato, con concentraciones de 27,21 [g/L] de fosfato dipotásico y 5,96 [g/L] de fosfato mono potásico. También se agregó una solución de 1 [mL/L] de micronutrientes de desnitrificación, cuya composición se muestra en la Tabla 13.

Tabla 13. Micronutrientes para sustrato de desnitrificación.

Compuesto	Fórmula	Concentración [g/L]
Ácido bórico	H_3BO_3	0,25
Ácido clorhídrico	HCl (30%)	50,0
Carbonato de calcio	$CaCO_3$	2,00
Cloruro de cobalto hexahidratado	$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	0,25
Cloruro de níquel (III) hexahidratado	$NiCl_2 \cdot 6H_2O$	0,25
Cloruro de zinc	$ZnCl_2$	1,00
Molibdato de sodio di hidratado	$Na_2MoO_4 \cdot 2H_2O$	2,00
Sulfato de cobre (II) pentahidratado	$CuSO_4 \cdot 5H_2O$	0,25
Sulfato ferroso (I) heptahidratado	$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	30,0
Tetrahidrato de cloruro manganeso (II)	$MnCl_2 \cdot 4H_2O$	1,50

Luego del enriquecimiento, el reactor se mantuvo operando de manera constante, con relación C/N de 0,78 y S/N de 1,6. El sustrato con el que fue alimentado se muestra en la Tabla 14, donde también se adicionaron los micronutrientes (1 [mL/L] de desnitrificación y la solución tampón.

Luego de 30 días de operación del reactor CSTR, se utilizó este elfuente para alimentar el reactor UAF. Para ello se llevó la estrategia operacional en que se varió la razón de alimentación en un

50% CSTR – 50% sintético, que operó durante 57 días, luego se aumentó a un 70% la alimentación del CSTR durante 21 días y finalmente se operó con un 100% la salida del CSTR.

Tabla 14. Sustrato sintético operación reactores UAF para desnitrificación mixotrófica.

Compuesto	Fórmula	Concentración [g/L]
Acetato de potasio	CH ₃ COOK	1,14
Bicarbonato de sodio	NaHCO ₃	0,94
Cloruro de amonio	NH ₄ Cl	0,06
Nitrato de sodio	NaNO ₃	0,75
Sulfuro de sodio	Na ₂ S	0,78

La alimentación sintética utilizada mantuvo constantes los valores iniciales de bicarbonato de sodio, los micronutrientes y la solución tampón, solo se varió el acetato de potasio y el sulfuro de sodio manteniendo las razones C/N en 0,78 y S/N en 1,6, en función del contenido de nitrógeno presente en el efluente del CSTR.

El monitoreo del funcionamiento de desnitrificación durante la puesta en marcha se realizó según la Tabla 15.

Tabla 15. Parámetros analizados en el reactor UAF.

Parámetro	Variable	Objetivo	Valor de seteo	Metodología	Frecuencia
pH	pH	Control operacional	7 a 7,5	Electrodo selectivo	Cada 3 días
Compuestos nitrogenados	NO ₂ ⁻ NO ₃ ⁻	Eficiencia en desnitrificación	-	Espectrofotometría	Cada 3 días
Compuestos sulfurados	SO ₄ ⁻² S ₂ ⁻	Eficiencia en desnitrificación	-	Espectrofotometría y electrodo selectivo	Cada 3 días

3.4 Operación en continuo entre CSTR-UAF

El acople o conexión entre el reactor CSTR seguido directamente del reactor UAF, se realizó a los 126 días de operación, dejándolos en la misma cámara de aislación térmica y ambos a una temperatura controlada de 36 [°C].

El efluente del CSTR se deposita en un bidón y se va acumulando, una vez el bidón de alimentación del UAF se vacía, se realiza una nueva alimentación de este utilizando el efluente obtenido en el bidón del CSTR al que se le agrega la materia orgánica y sulfurada necesaria manteniendo las razones de operación de C/N y S/N del UAF.

En la Figura 16 se muestra la configuración resultante del acople entre ambos reactores.



Figura 16. Configuración de los reactores acoplados CSTR – UAF en el laboratorio.

3.5 Métodos analíticos

Se realizaron diversas mediciones de parámetros claves en los reactores, tanto en la alimentación como en los efluentes, con el objetivo de monitorear el desempeño del sistema durante la etapa de puesta en marcha. Cada una de las metodologías utilizadas se encuentran descritas en el Anexo D según los *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017).

4. Resultados

4.1 Etapa de enriquecimiento

En la etapa de enriquecimiento se privilegió el desarrollo de las bacterias oxidantes de amonio sobre las bacterias oxidantes de nitrito, esto al proporcionar las condiciones óptimas que benefician a las AOB, para posteriormente utilizar este inóculo enriquecido en la puesta en marcha del reactor CSTR.

4.1.1 Actividad nitrificante

La evolución de los compuestos nitrogenados durante el periodo de enriquecimiento se pueden observar en la Figura 17. Se alimenta con amonio como fuente de nitrógeno y se opera vía nitrito.

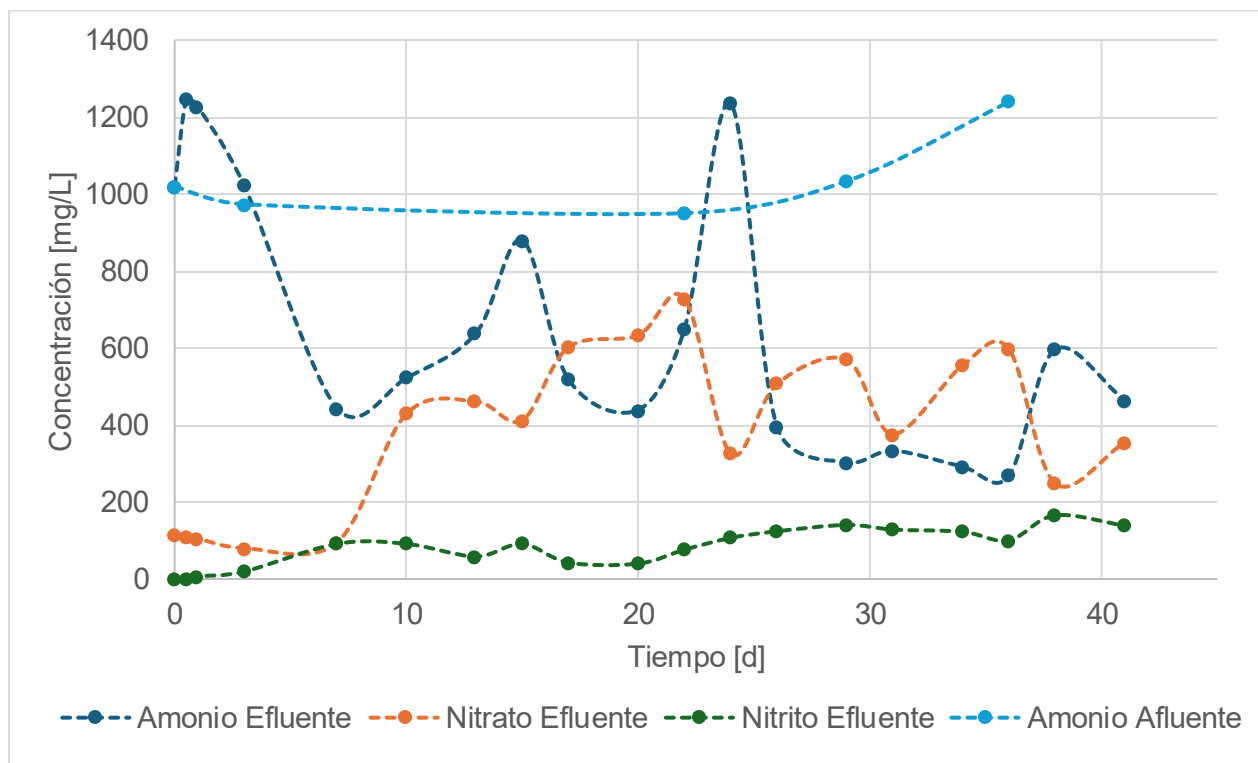


Figura 17. Concentración de los compuestos nitrogenados durante el enriquecimiento de las bacterias nitrificantes.

En primer lugar, se observa que, a los 7 días de operación, la concentración de amonio en el efluente disminuyó considerablemente en comparación con la concentración inicial de amonio en el afluente. Sin embargo, al día siguiente de la tercera alimentación (día 23), se registró un aumento en la concentración de amonio en la salida, que luego se estabilizó en niveles significativamente más bajos. Posteriormente, el amonio en el efluente se mantuvo en

concentraciones bajas, incluso con nuevas alimentaciones al reactor, permaneciendo estable entre 300 y 600 [mg/L] aproximadamente.

En cuanto al nitrato, este mostró un aumento inicial hasta alcanzar un pico de 730 [mg/L], después del cual su concentración se mantuvo fluctuando entre 250 y 600 [mg/L]. El nitrito, en cambio, aumentó gradualmente su concentración a lo largo del tiempo, aunque siempre se mantuvo a niveles más bajos que el nitrato, alcanzando un valor máximo de 140 [mg/L] al finalizar el enriquecimiento.

La Figura 18 muestra las eficiencias de remoción de amonio y conversión a nitrito y nitrato. Posterior a los 25 días, la remoción de amonio alcanzó eficiencias superiores al 60%, manteniéndose estables en un promedio de $64,9 \pm 7,8$ %. En cuanto a la conversión a nitrato, aunque fue considerablemente más baja que la conversión a nitrato, mostró un aumento gradual, alcanzando un promedio de $12,2 \pm 1,6$ % a partir del día 24. Estos resultados evidencian una alta actividad de NOB, las cuales fueron responsables de la conversión del nitrito a nitrato. Aunque el sistema estaba diseñado para favorecer la nitrificación parcial, las NOB desempeñaron un papel relevante, lo que resultó en una conversión significativa de nitrito a nitrato, en lugar de permitir una acumulación predominante de nitrito.

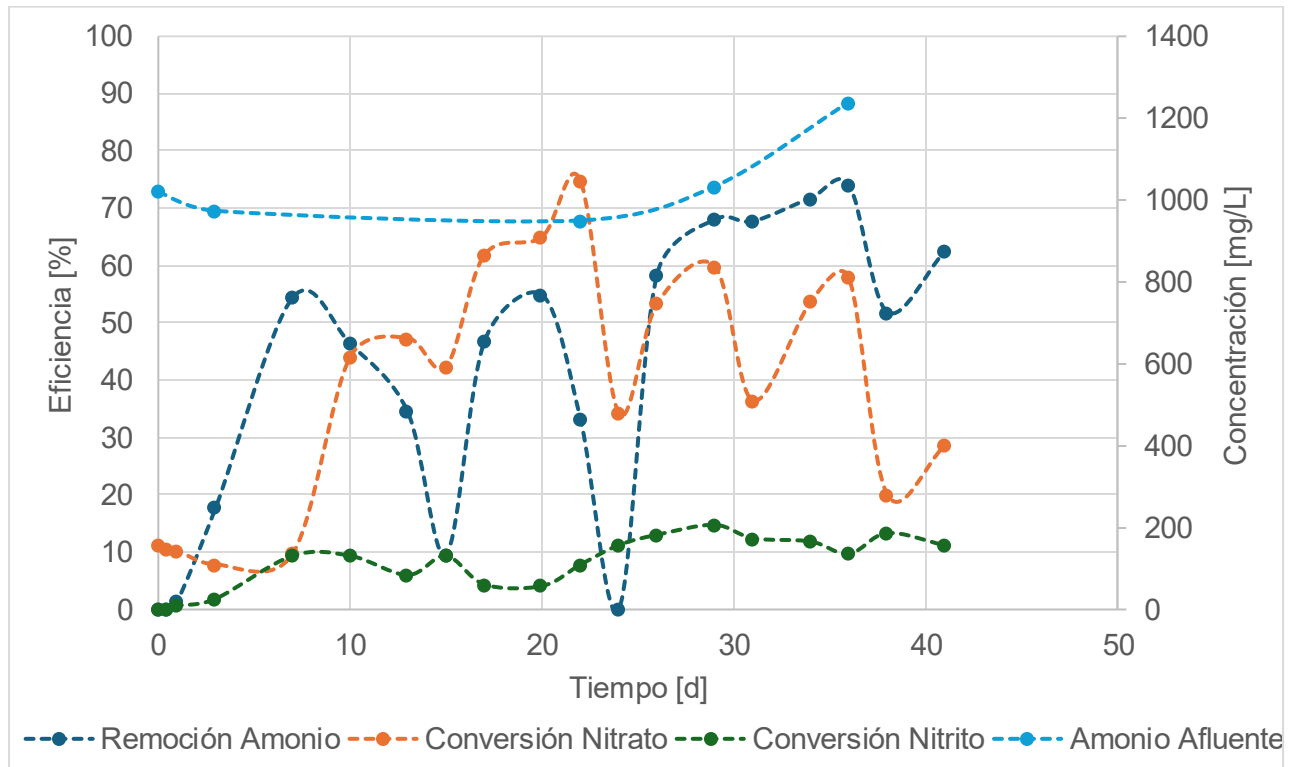


Figura 18. Eficiencias de remoción y conversión de los compuestos nitrogenados en la etapa de enriquecimiento de bacterias nitrificantes.

Al ser un enriquecimiento de forma *batch*, es esperable tener mayores niveles de concentración de nitrato sobre nitrito, puesto que hay más tiempo en el reactor para que ocurra la reacción de nitrificación total.

4.1.2 Factores influyentes en la nitrificación

Los factores influyentes que fueron controlados son la temperatura, pH y oxígeno disuelto, la temperatura se mantuvo estable dentro de la cámara térmica con la termocupla, PLC y calefactor en 36 [°C]. El pH y oxígeno disuelto fueron medidos periódicamente y se controlaron con el tampón fosfato de la alimentación y con la potencia de la bomba de aireación respectivamente.

Como se puede observar de la Figura 19, el pH se estabilizó luego de 7 días de operación, esto pues la primera alimentación no fue realizada con tampón fosfato. Luego de esto, todas las alimentaciones fueron realizadas con el tampón y se mantuvieron en un pH de $6,93 \pm 0,04$, dentro del rango para favorecer la nitrificación parcial, entre 5,5 y 7,5.

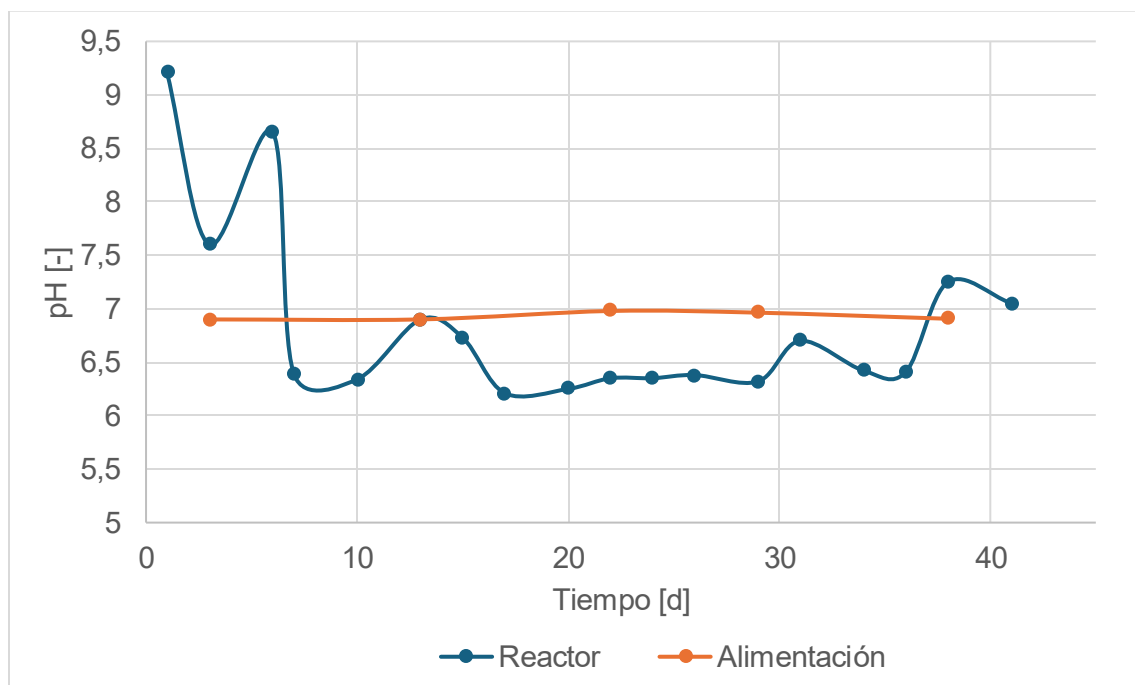


Figura 19. Valores de pH durante el enriquecimiento de bacterias nitrificantes.

Respecto al oxígeno disuelto, se logra notar desde la Figura 20 que este siempre se mantuvo sobre el límite de los 2 [mg/L], subiendo desde 3,2 [mg/L] hasta 5,6 [mg/L].

Al estar sobre el límite se pudo beneficiar la nitrificación total sobre la parcial, aunque ambos tipos de bacterias estén en su máximo de beneficio para el crecimiento.

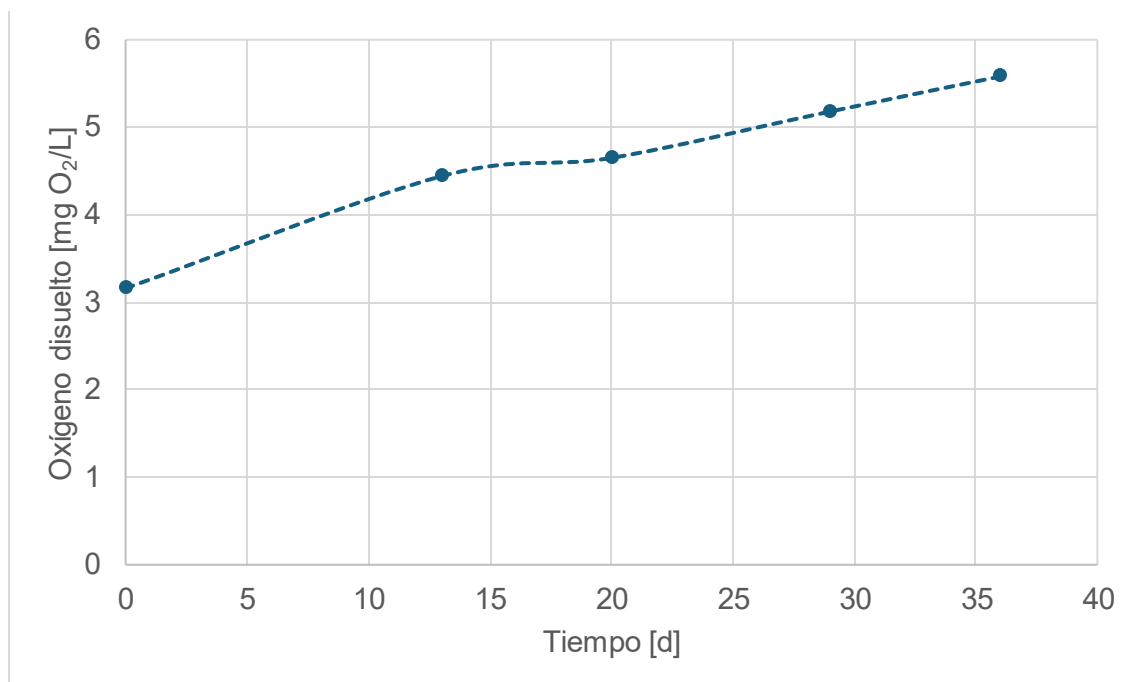


Figura 20. Valores de OD en el enriquecimiento.

En la Figura 21 se presentan los valores calculados según las Ecuaciones 12 y 13 para el amoníaco libre (FA) y la concentración de ácido nitroso libre (FNA). Al analizar la concentración de FA, se observa que, una vez el sistema alcanza su estabilización (a partir del día 25), el FA se mantiene en un valor promedio de $1 \pm 0,5$ [mg/L], lo cual se encuentra justo en el rango de inhibición de la actividad oxidante de nitrito ($0,1 - 1$ [mg/L]), y por debajo del límite inferior de la inhibición para la actividad oxidante de amonio ($10 - 150$ [mg/L]). Este comportamiento es relevante ya que, a pesar de encontrarse en el rango inhibitorio para las NOB, el amoníaco libre no alcanza concentraciones suficientemente altas para inhibir la actividad de las AOB. Sin embargo, esta concentración de FA favorece la acumulación de nitrito, lo cual, en condiciones óptimas, debe haber inhibido la actividad de las NOB y favorecido la nitrificación parcial.

En cuanto a la concentración de FNA, se observa que, desde la estabilización del sistema, se mantiene en valores de $0,06 \pm 0,04$ [mg/L], muy por debajo del rango de inhibición de AOB ($0,42 - 1,74$ [mg/L]) y de NOB ($0,2 - 2,8$ [mg/L]). Esto indica que la FNA no tuvo un impacto inhibitorio significativo en las bacterias nitrificantes. De hecho, el bajo nivel de FNA permitió que las AOB continuaran funcionando eficientemente, aunque en paralelo la actividad de las NOB no fue completamente inhibida, lo que dio lugar a una conversión total a nitrato, contraviniendo el objetivo original de favorecer la acumulación de nitrito.

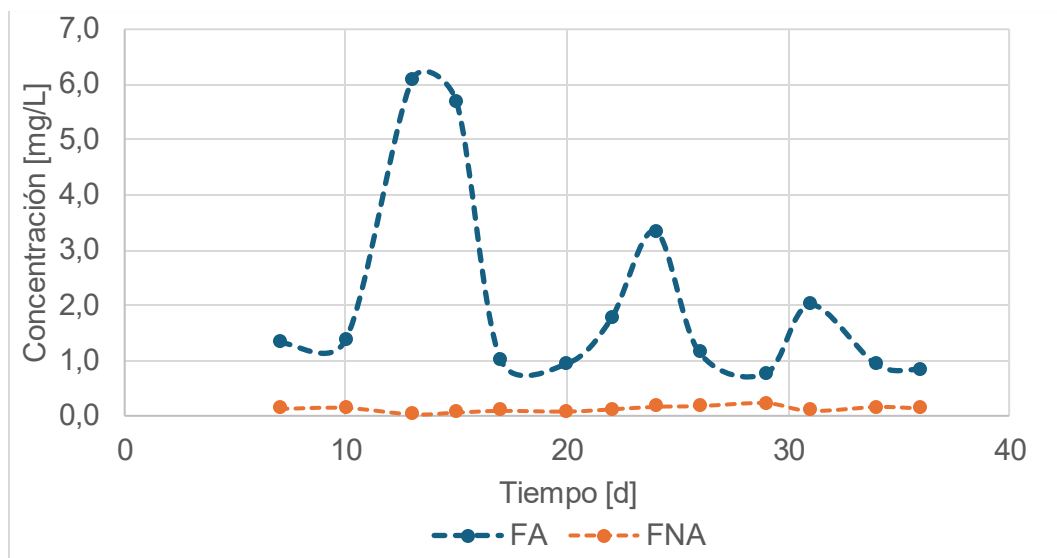


Figura 21. Cálculos de las concentraciones de amoníaco libre (FA) y ácido nitroso libre (FNA) en la etapa de enriquecimiento de bacterias nitrificantes.

4.1.3 Sólidos suspendidos volátiles durante el enriquecimiento

El crecimiento microbiano, dentro del reactor se cuantifica con la concentración de sólidos suspendidos volátiles. Al comienzo del enriquecimiento, se inoculó con 13920 [mg/L] de SSV.

En la Figura 22 se nota el comportamiento de la concentración de SSV, la cual va disminuyendo a medida que pasa el tiempo. La disminución de esta concentración se debe principalmente al crecimiento de bacterias autótrofas sobre las heterótrofas, debido a la inexistencia de materia orgánica en la alimentación. Al final de la etapa de enriquecimiento el lodo consta de 3880 [mg/L] de SSV, representando una disminución de un 72% de la biomasa.

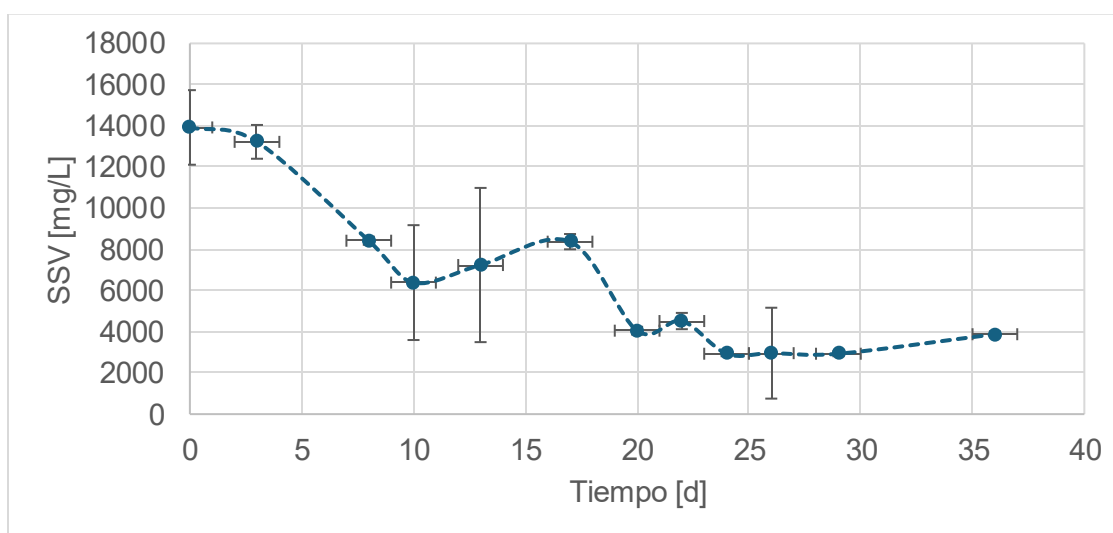


Figura 22. Concentración de sólidos suspendidos volátiles en la etapa de enriquecimiento de bacterias nitrificantes.

4.2 Puesta en marcha del CSTR

4.2.1 Actividad nitrificante

La evolución de la concentración de los compuestos nitrogenados (amonio, nitrito y nitrato) a lo largo de la puesta en marcha, se muestra en la Figura 23. La eficiencia de remoción de amonio y de conversión a nitrito y nitrato se muestran en la Figura 24. En ambos casos se indica el cambio de tiempo de residencia hidráulico con líneas punteadas verticales y se presenta la velocidad de carga nitrogenada según el amonio del afluente.

Durante los primeros 51 días de la puesta en marcha, el sistema operó con un tiempo de residencia hidráulico de 3 días. En este periodo se observaron concentraciones muy elevadas de nitrito, con valores entre 900 y 1600 [mg/L], lo que sugiere una acumulación significativa de este compuesto. Las concentraciones de amonio en el efluente y de nitrato se mantuvieron en niveles moderados, en un rango aproximado de 200 a 600 [mg/L]. Esta acumulación de nitrito puede estar asociada a una inhibición parcial de la actividad de las bacterias oxidantes de nitrito, o a una condición favorable para la nitrificación parcial, en la que se promueve la oxidación de amonio a nitrito, pero no hasta nitrato.

Respecto a la eficiencia, se observó una alta conversión a nitrito (mayor a 90%) y una baja conversión a nitrato (menor a 30%), lo que demuestra el predominio en nitrificación parcial. Estos resultados son coherentes con el objetivo de mantener una acumulación de nitrito como producto intermedio para posteriores procesos de desnitrificación. Sin embargo, la limitada conversión a nitrato indica que la inhibición de las NOB fue eficaz bajo las condiciones iniciales de operación.

Al incrementar el TRH a 4 días, se observó una disminución progresiva en las concentraciones de nitrito, junto con un ligero aumento en los niveles de amonio y nitrato. Esta respuesta sugiere una tendencia a nitrificación total, probablemente debido a que el mayor tiempo de retención favoreció el desarrollo de las NOB, completando así la oxidación del nitrito a nitrato (Wett *et al.*, 2013). En este periodo la conversión a nitrato aumentó hasta valores del 70%, mientras que la remoción de amonio y conversión a nitrito sufrieron una leve disminución y mayor variabilidad.

Con la reducción del TRH a 2 días, se evidenció un comportamiento más inestable. Donde las concentraciones de nitrito disminuyeron notablemente, mientras que las de amonio y nitrato presentaron picos irregulares y mayor variabilidad. Esta respuesta podría indicar que el tiempo de retención resultó insuficiente para completar el proceso de nitrificación, afectando la conversión total del amonio y generando acumulación de intermediarios.

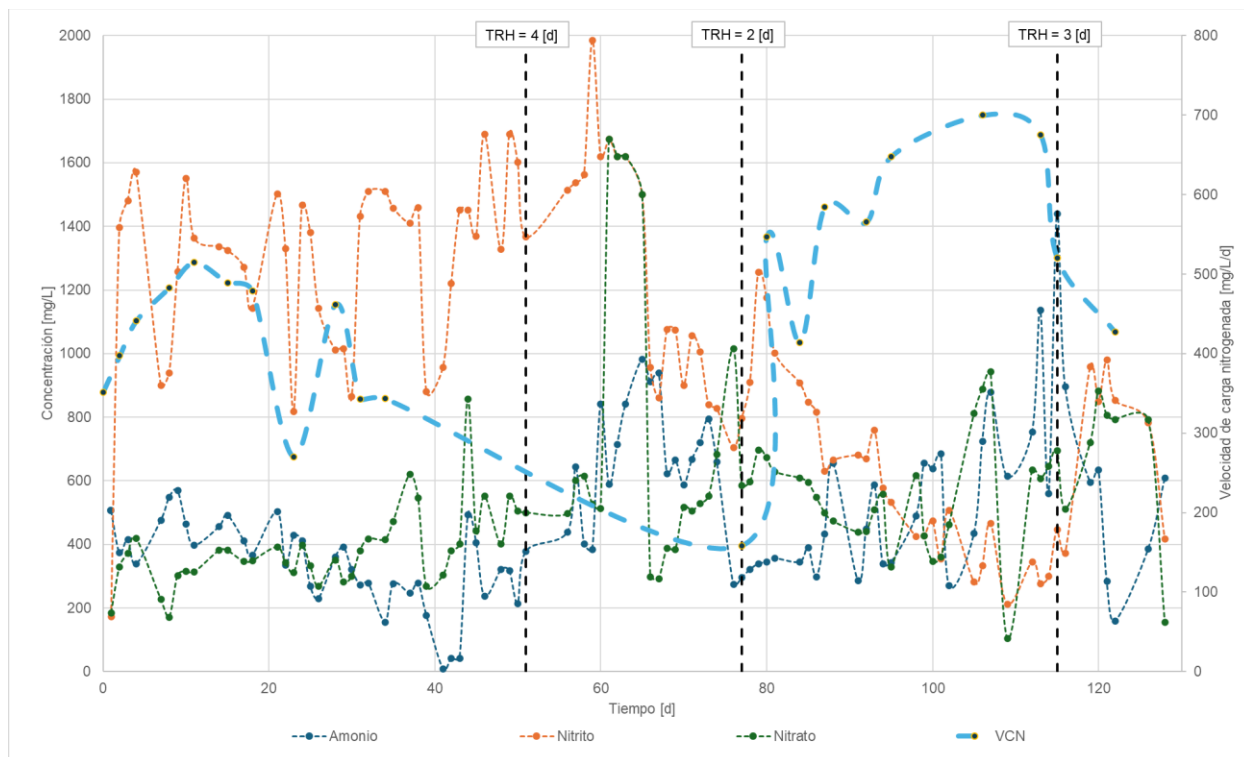


Figura 23. Concentración de los compuestos nitrogenados en el efluente y la velocidad de carga nitrogenada durante la puesta en marcha del CSTR.

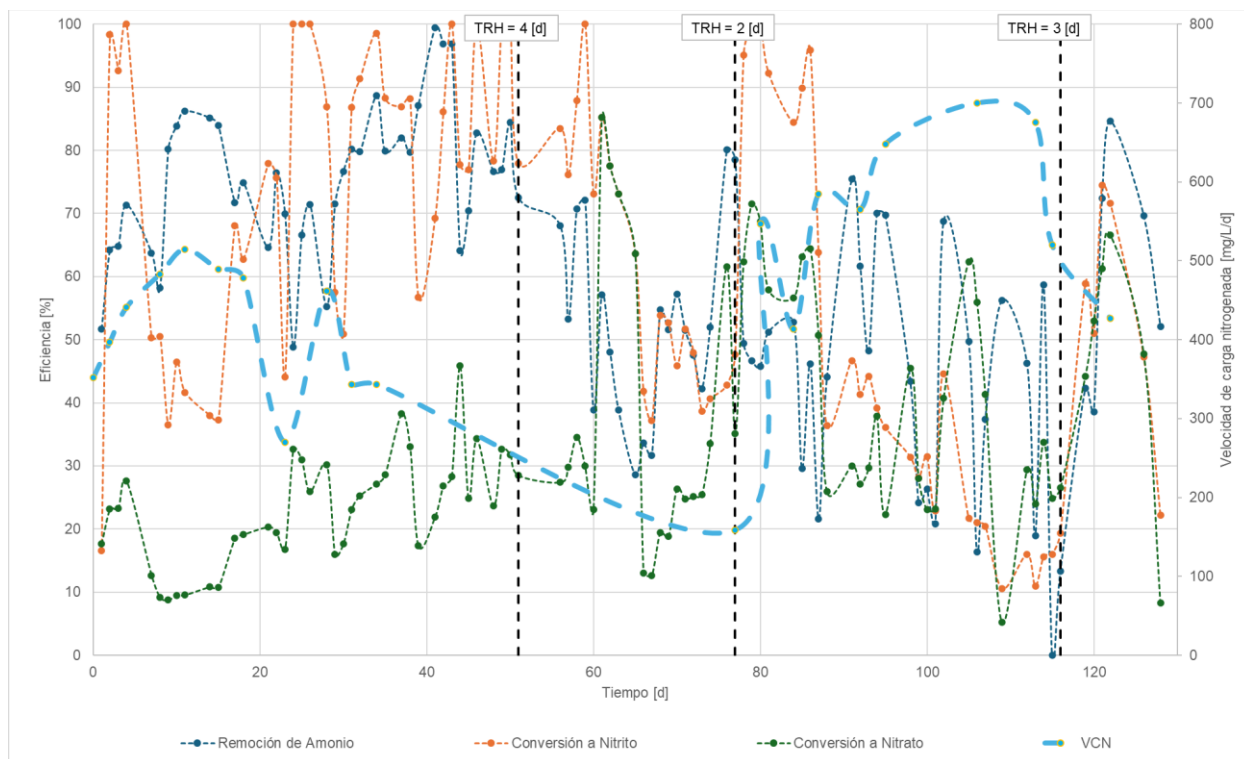


Figura 24. Eficiencias de remoción y conversión de los compuestos nitrogenados durante la puesta en marcha del CSTR.

Finalmente, el incremento del TRH nuevamente a 3 días respondió a una estrategia intencionada para favorecer la nitrificación parcial, priorizando la acumulación de nitrito como producto final en lugar de su conversión completa a nitrato. En esta última etapa, se observó una estabilización parcial del comportamiento del nitrito, lo cual sugiere que el sistema se adaptó nuevamente a condiciones favorables para la acumulación de este compuesto.

Se observa que la VCN juega un rol determinante en la dinámica del proceso. Durante la fase inicial con TRH de 3 días, la VCN se mantuvo relativamente alta (entre 450 y 500 [mg N/L/d]), lo que favoreció la acumulación de nitrito y una alta conversión de amonio, condiciones que promovieron la selectividad hacia las bacterias oxidantes de amonio. Cuando se aumentó el TRH a 4 días, la VCN descendió a aproximadamente 300 [mg N/L/d], lo que resultó en una disminución de la acumulación de nitrito y un aumento de la conversión a nitrato, sugiriendo un desarrollo más favorable de las NOB. En la etapa con TRH de 2 días, la VCN alcanzó su valor máximo (hasta 700 [mg N/L/d]), lo que coincidió con un comportamiento más inestable del sistema y una caída en las eficiencias, indicando que una carga excesiva podría superar la capacidad del reactor para mantener una nitrificación parcial eficiente. Finalmente, al restablecer el TRH a 3 días, la VCN se mantuvo alta y se recuperó parcialmente la acumulación de nitrito, reafirmando que esta combinación de TRH y VCN representa un factor clave para la nitrificación parcial.

En la Tabla 16 se presenta un resumen de los valores promedio obtenidos en cada TRH, mostrando la VCN, concentración de compuestos nitrogenados y eficiencias de remoción y conversión.

Tabla 16. Resumen de la puesta en marcha CSTR.

Parámetros	TRH = 2 d	TRH = 3 d	TRH = 4 d
VCN [mg/L/d]	535±166	416±79	251±131
Amonio [mg/L]	550±276	339±136	636±211
Nitrito [mg/L]	601±276	1283±298	1243±376
Nitrato [mg/L]	560±170	387±126	734±457
Remoción amonio [%]	44±20	75±12	54±15
Conversión nitrito [%]	46±30	74±23	62±19
Conversión nitrato [%]	40±18	23±9	37±22

En el Anexo E se encuentran los balances de los compuestos nitrogenados en el reactor, se destaca un error promedio de -112 ± 270 [mg/L], lo que puede deberse principalmente a problemas en la agitación al ser realizada sólo por la aireación y no de forma mecánica, obteniendo por consiguiente diferencias entre la entrada y salida de los compuestos nitrogenados medidos. Otro efecto importante que se pudo haber tenido es la conversión del amonio a

compuestos nitrogenados no medidos de forma analítica como el óxido nitroso, óxido nítrico, nitrógeno orgánico u otros.

4.2.2 Factores influyentes en la operación del reactor nitrificante

Durante la puesta en marcha del reactor CSTR, el pH se mantuvo dentro del rango operativo deseado entre 5,5 y 7,5, como se muestra en la Figura 25. En general, el pH del reactor osciló entre 6,4 y 7,4, con algunas fluctuaciones puntuales por debajo de los 6,5 y algunas veces sobre 7,5. La alimentación, controlada mediante una solución buffer de fosfato, permitió estabilizar progresivamente el pH. El pH del reactor se mantuvo en un promedio de $7,1 \pm 0,4$ durante la puesta en marcha y el de la alimentación en $7,3 \pm 0,5$.

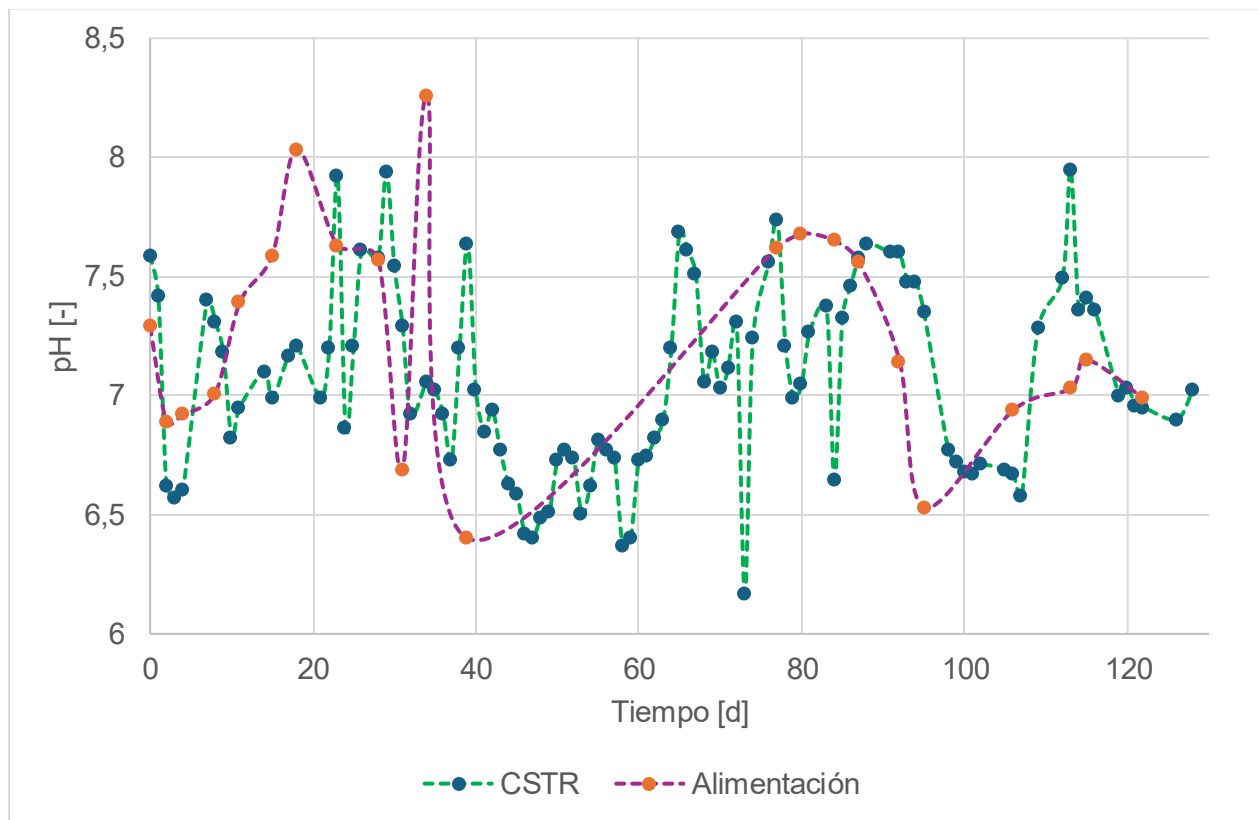


Figura 25. Valores de pH en el CSTR y su alimentación durante la puesta en marcha.

Este rango de pH es adecuado para favorecer la actividad de las AOB. Además, se observa que en etapas donde el pH se estabiliza cerca de 7,0, también se logran condiciones más favorables para la acumulación de nitrito, lo que refuerza el rol del pH como regulador clave en la selectividad microbiana.

Cabe destacar que mantener el pH en la parte baja del rango óptimo también favorece una mayor proporción de amoníaco libre, lo que puede contribuir a la inhibición selectiva de las NOB

(Anthonisen *et al.*, 1976). Esto es coherente con los resultados observados en las concentraciones de productos nitrogenados y las eficiencias de conversión.

La concentración de oxígeno disuelto en el reactor CSTR se mantuvo, en su mayoría, por sobre el umbral mínimo requerido para el desarrollo de la nitrificación parcial (2 [mg/L]), como se muestra en la Figura 26. A lo largo de la operación, el OD osciló entre 2,0 y 8,5 [mg/L], siendo más variable durante los primeros 30 días, donde se observan caídas ocasionales cercanas al límite inferior. Sin embargo, desde el día 35 en adelante, el sistema muestra una estabilización en niveles entre 4 y 6 [mg/L], lo que indica una operación más controlada. En la totalidad de la puesta en marcha se mantuvo en un promedio de $5,3 \pm 1,4$ [mg/L].

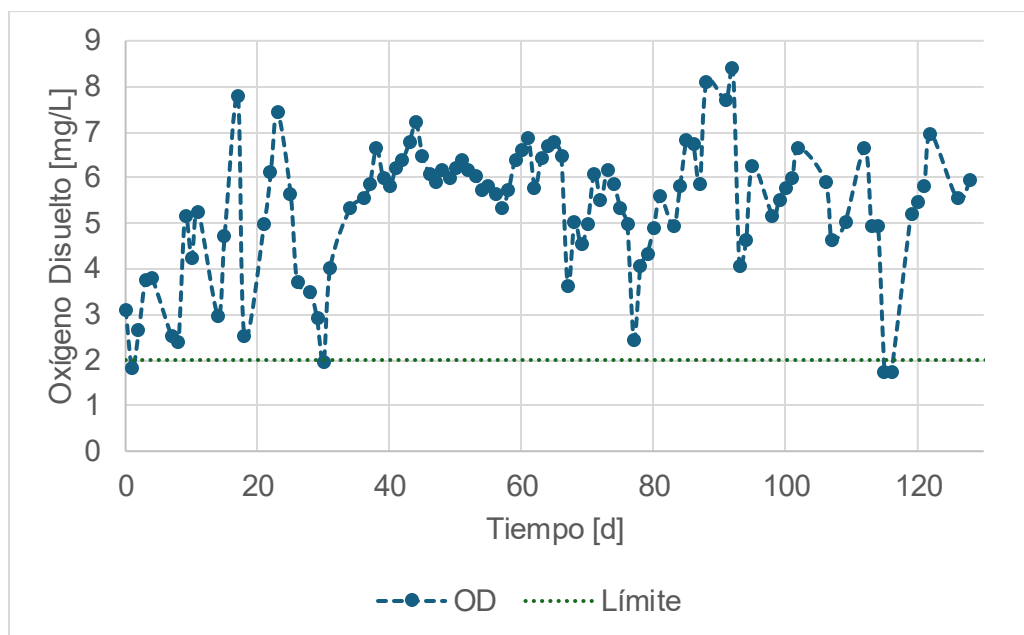


Figura 26. Concentración de oxígeno disuelto durante la puesta en marcha del CSTR.

Este rango de OD asegura un ambiente aeróbico adecuado para el desarrollo de las AOB, pero podría no ser suficientemente bajo para inhibir selectivamente a las NOB, que presentan una mayor afinidad por el oxígeno. Según Campos *et al.* (2010), operar con valores de OD cercanos a 0,5 - 1,0 [mg/L] puede disminuir la actividad de las NOB sin comprometer severamente la de las AOB. En este sentido, los niveles observados en este estudio favorecen la estabilidad general del sistema, pero no logran aplicar un control selectivo basado en limitación de oxígeno.

Además de las condiciones fisicoquímicas generales, se calcularon las concentraciones de FA y FNA para evaluar su rol en la inhibición selectiva de NOB y AOB, respectivamente. Sus perfiles a lo largo de la puesta en marcha se muestran en las Figuras 27 y 28.

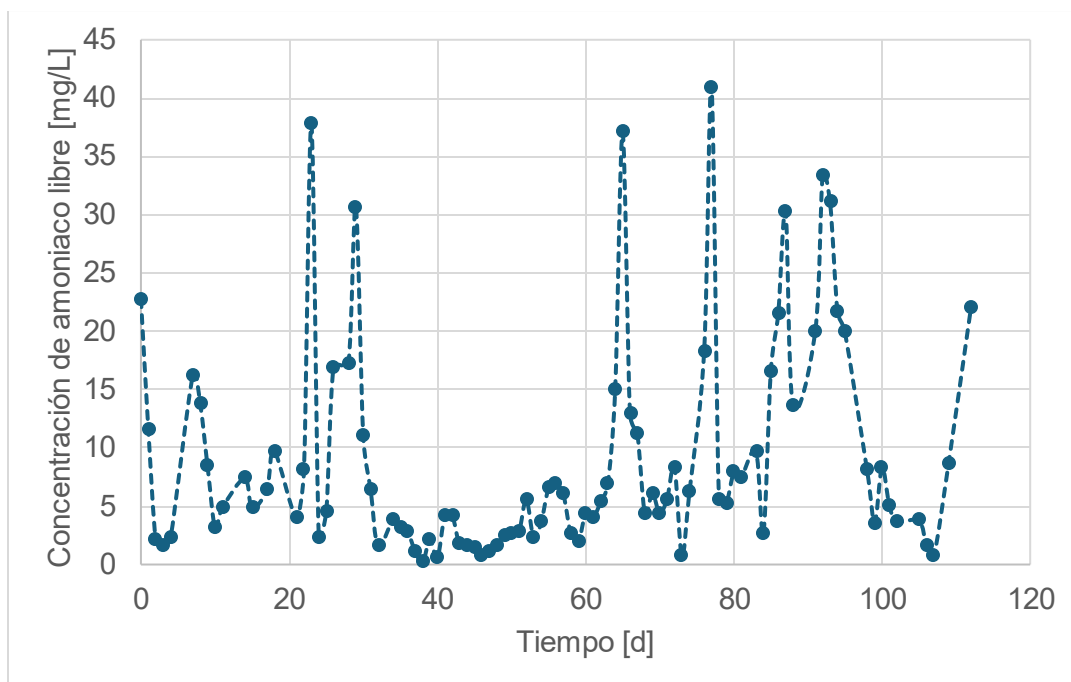


Figura 27. Cálculos de la concentración de amoníaco libre durante la puesta en marcha del CSTR.

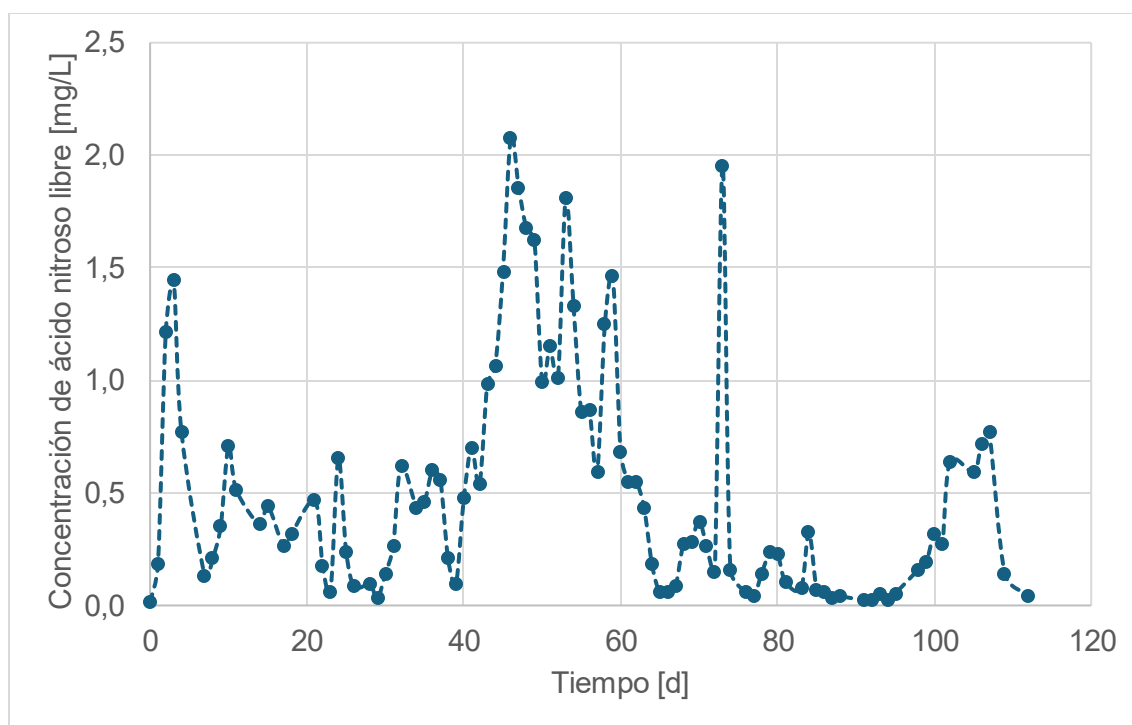


Figura 28. Cálculos de la concentración de ácido nítrico libre durante la puesta en marcha del CSTR.

En el caso de FA, se observan múltiples picos superiores a 10 [mg/L], incluso alcanzando concentraciones mayores a 30 [mg/L] en días específicos (por ejemplo, días 20, 60 y 75). Estos niveles están muy por encima del umbral de inhibición para NOB (0,1 – 1,0 [mg/L]), e incluso

superan el umbral para AOB (10 – 150 [mg/L]) en algunas ocasiones, según lo establecido por Anthonisen *et al.* (1976). Esta evidencia respalda la presencia de condiciones inhibitorias favorables para la acumulación de nitrito, característica deseada en un proceso de nitrificación parcial.

Respecto a la FNA, sus valores muestran un patrón inverso, con concentraciones más elevadas entre los días 35 y 65, donde se alcanzan hasta 2,1 [mg/L]. Estas concentraciones también superan los umbrales de inhibición para ambos grupos bacterianos: 0,2 – 2,8 [mg/L] para NOB y 0,42 – 1,74 [mg/L] para AOB. En consecuencia, es probable que durante este periodo se hayan generado condiciones de inhibición generalizada de la nitrificación, lo que podría explicar parte de la inestabilidad observada en las eficiencias de conversión.

En conjunto, la presencia de FA elevada durante la mayor parte del periodo operativo, especialmente bajo condiciones de pH controlado y VCN elevada, actuó como factor clave en la inhibición selectiva de las NOB, favoreciendo la acumulación de nitrito. No obstante, en fases donde la FNA se incrementó, podrían haber ocurrido inhibiciones no deseadas sobre las AOB, afectando temporalmente la remoción de amonio.

4.2.3 Sólidos suspendidos volátiles durante la puesta en marcha del CSTR

La evolución de los microorganismos en el reactor CSTR se evaluó mediante la medición de sólidos suspendidos volátiles (SSV), presentados en la Figura 29. Esta variable permite estimar la biomasa activa presente en el sistema y su estabilidad frente a las condiciones operacionales.

Durante la operación, se identificaron al menos cuatro caídas abruptas en la concentración de SSV (días 33, 85, 113 y 127), coincidiendo con las instancias en que fue necesario realizar reinoculaciones para mantener la actividad nitrificante. Posteriormente, se observa un repunte en la biomasa, con picos que superan los 3000 [mg/L], especialmente tras la primera y segunda reinoculación.

En la etapa inicial (TRH = 3 días), los SSV comienzan elevados (aproximadamente 4700 [mg/L]) y luego disminuyen rápidamente por efecto del lavado y la adaptación inicial del sistema. Durante el TRH de 4 días (días 52 a 77), la biomasa se estabiliza en valores más bajos (1300 – 1500 [mg/L]), lo que se alinea con una menor VCN y una reducción en la presión selectiva sobre las bacterias nitrificantes. En la etapa con TRH de 2 días, se aprecia un nuevo aumento de los SSV hasta 3200 [mg/L], probablemente como respuesta al incremento de la carga nitrogenada. Sin

embargo, el último tramo muestra una nueva caída, lo que sugiere pérdida de estabilidad hacia el final del periodo.

En conjunto, el comportamiento de los SSV evidencia una dinámica de crecimiento, lavado e intervención activa mediante reinoculación. La adición de zeolita como soporte microbiano probablemente ayudó a reducir el impacto del arrastre de biomasa, pero no fue suficiente para evitar completamente las pérdidas en fases críticas del arranque.

4.2.4 Efecto de la Zeolita

En un estudio en paralelo a la puesta en marcha del reactor CSTR con zeolita, se llevó a cabo la puesta en marcha de otro reactor CSTR con la diferencia de no utilizar soporte microbiano (Lucero, 2025), es decir, no contiene zeolita. El resto de las condiciones de operación son idénticas a las del reactor con zeolita. Con ello, se puede realizar un análisis del efecto de la zeolita en la nitrificación parcial.

De acuerdo con los datos presentados en la Figura 29, se observan los valores de SSV para ambos reactores. En el reactor sin zeolita se evidencian mayores variaciones y una mayor cantidad de aumento en los sólidos suspendidos volátiles, esto es debido a que tiene una mayor pérdida de material microbiano en el reactor durante la operación, lo que conllevó a realizar más reinoculaciones durante el periodo de la puesta en marcha.

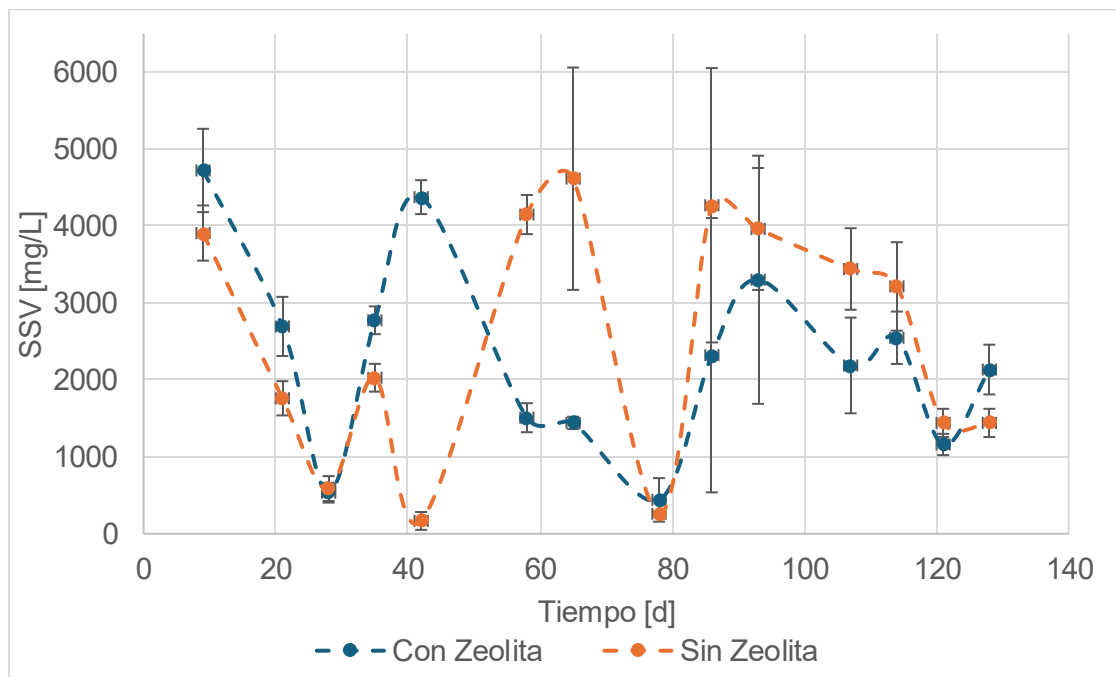


Figura 29. Comparación de SSV en reactores CSTR con y sin zeolita.

Este comportamiento pone de manifiesto que la zeolita contribuye significativamente a la adherencia microbiana, funcionando no solo como soporte físico, sino también mejorando la estabilidad operativa del sistema. Al ofrecer una superficie amplia para el crecimiento de las bacterias, la zeolita ayuda a reducir las pérdidas de biomasa y mejora la retención celular, lo que resulta crucial para mantener una nitrificación parcial eficiente y estable.

En las Figura 30, 31 y 32, se tienen las eficiencias de remoción de amonio, de conversión a nitrito y de conversión a nitrato en ambos reactores respectivamente.

Durante la puesta en marcha, se observaron diferencias notables entre los reactores con y sin zeolita en cuanto a la remoción de amonio y la conversión de nitrito y nitrato. La remoción de amonio fue consistentemente superior en el reactor con zeolita, especialmente durante el periodo con TRH de 3 días, alcanzando eficiencias cercanas al 80–90 %. Al aumentar el TRH a 4 días, ambas eficiencias disminuyeron, pero el reactor con zeolita mantuvo un rendimiento más estable, lo cual sugiere que la zeolita ayudó a amortiguar el impacto de la reducción del tiempo de contacto. En el periodo con TRH de 2 días, ocurre algo similar con los 4 días, pero con altas fluctuaciones en ambos reactores. Al volver al TRH de 3 días, se observó una ligera recuperación en ambos casos, aunque aún con mejor desempeño en el sistema con zeolita.

La conversión de nitrito también fue superior en el reactor con zeolita, especialmente destacada en el periodo con TRH de 3 días, donde se alcanzaron valores cercanos al 100 %. Al igual que con el amonio, la eficiencia decayó con el aumento de TRH a 4 días, y el reactor con zeolita presentó mayor estabilidad. En cambio, el sistema sin zeolita mostró fluctuaciones más abruptas y una menor conversión. También se nota que al momento de realizar cualquier cambio de TRH la estabilidad es mayor en el reactor con zeolita.

La conversión de nitrato presentó un comportamiento en que el reactor sin zeolita logra una mejor nitrificación parcial en el TRH menor, de 2 días, mientras que en los otros tiempos de residencia hidráulico su nitrificación fue mucho más vía nitrato y con mayor conversión a este que en el reactor con zeolita. La similitud en este caso es que al realizar los cambios de TRH, ambos reactores presentan el mismo comportamiento, logrando estabilizarse en tiempos similares.

La presencia de zeolita mejoró la remoción de amonio y la conversión de nitrito, especialmente bajo condiciones con mayor TRH, y ayudó a mantener una mayor estabilidad frente a los cambios operacionales.

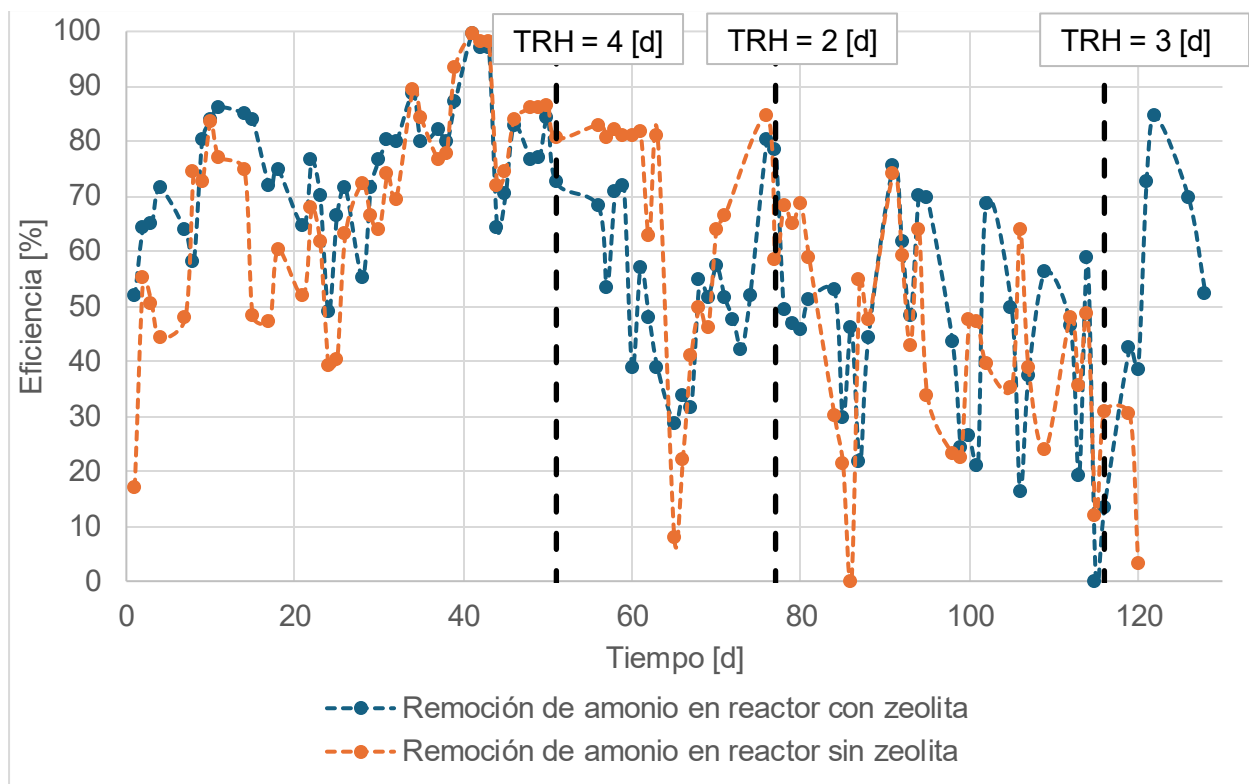


Figura 30. Eficiencias de remoción de amonio en reactores CSTR con y sin zeolita.

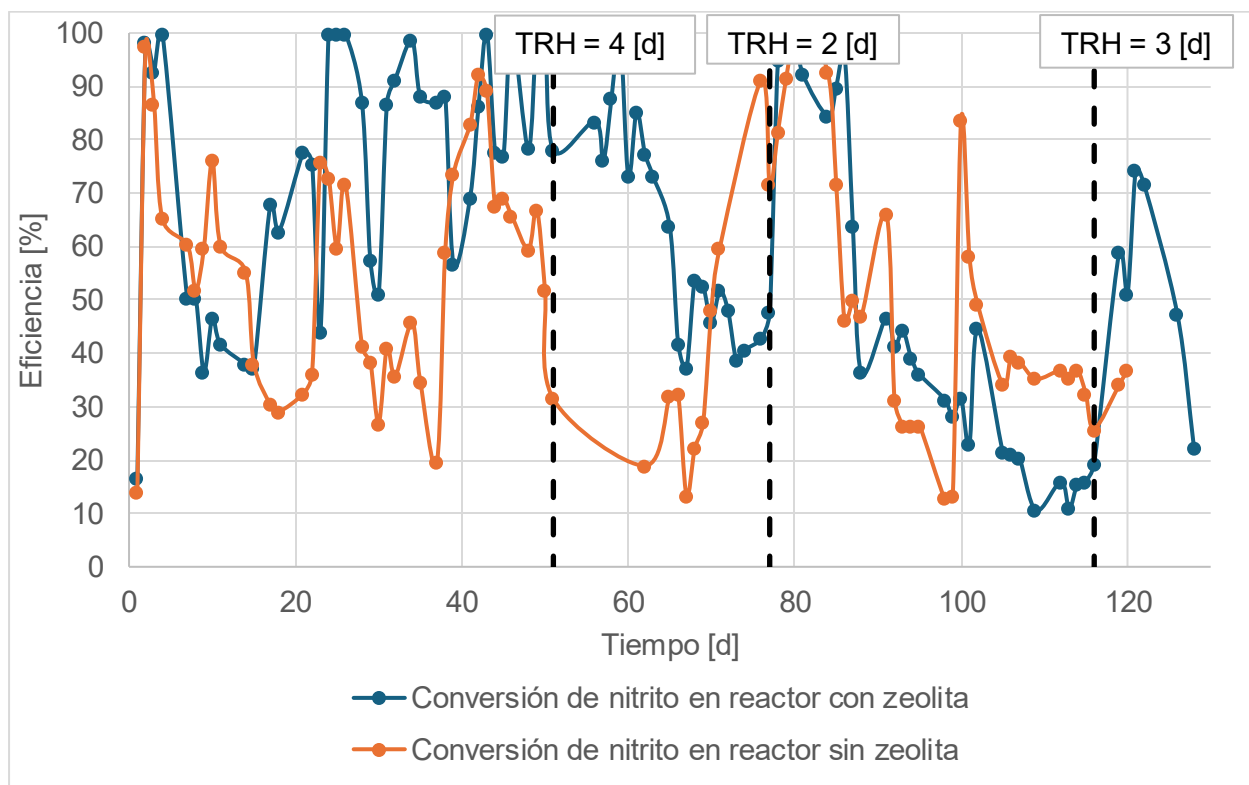


Figura 31. Eficiencias de conversión de nitrito en reactores CSTR con y sin zeolita.

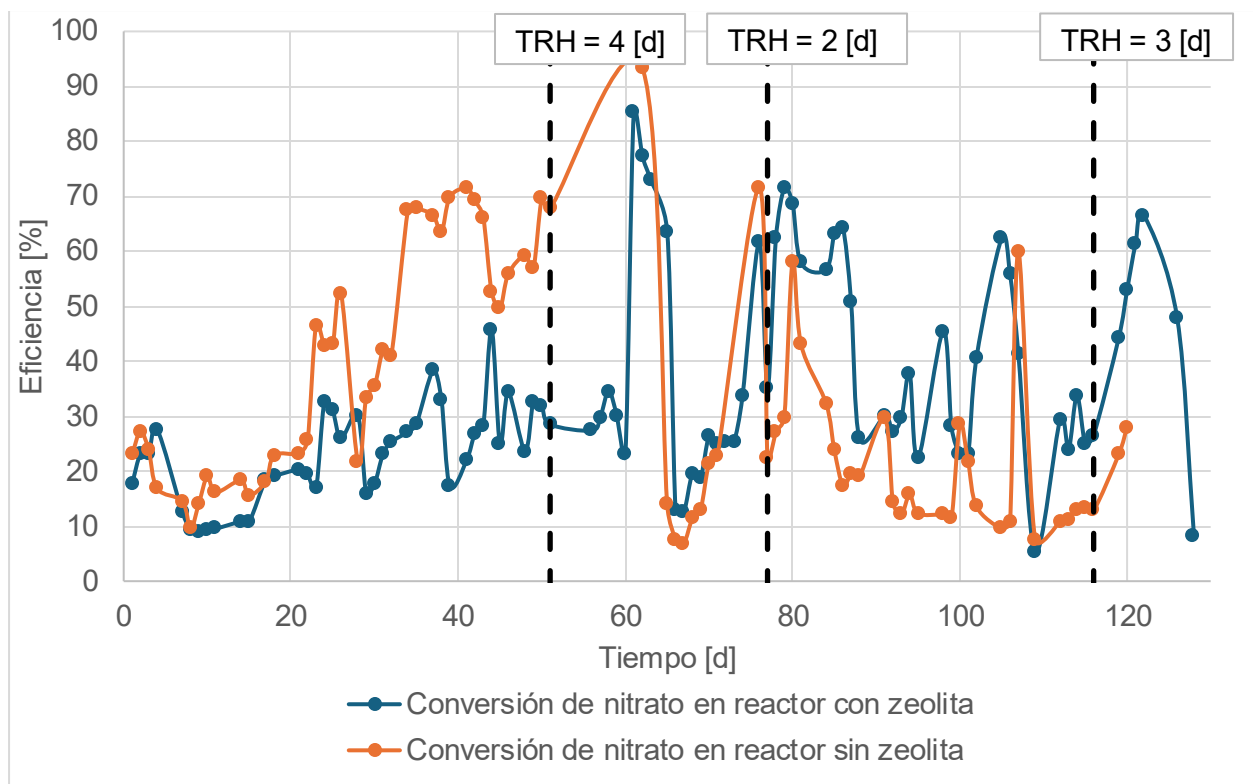


Figura 32. Eficiencias de conversión de nitrato en reactores CSTR con y sin zeolita.

4.3 Operación del reactor UAF

La puesta en marcha del UAF se realizó en 3 etapas, cambiando la alimentación del reactor mezclando el efluente del CSTR con alimentación sintética (con agua ultrapura). Se varió desde un 50% de efluente con alimentación sintética (56 días), a un 70% de efluente del CSTR con 30% de alimentación sintética (21 días), hasta lograr un 100% de alimentación con el efluente del CSTR (13 días).

4.3.1 Actividad desnitrificante mixotrófica

La Figura 33 muestra que, a pesar de las variaciones en la concentración de nitrito y nitrato en la alimentación, el efluente se mantuvo con concentraciones muy bajas de nitrito, lo cual sugiere que la etapa de reducción de este compuesto fue altamente eficiente durante toda la operación. La respuesta rápida del sistema tras los cambios de alimentación refleja una buena capacidad de adaptación de la biomasa a la calidad variable del afluente, lo cual es coherente con el uso de zeolita como soporte microbiano y su efecto estabilizador.

En la etapa inicial (alimentación 50/50), se observa un comportamiento altamente eficiente, con remociones superiores al 98% para nitrito y por sobre el 93% para nitrato desde los primeros días de operación. Esto sugiere una buena adaptación inicial de la biomasa y una adecuada

disponibilidad de donadores de electrones, tanto orgánicos como inorgánicos, necesarios para el funcionamiento de la desnitrificación mixotrófica.

Al pasar a la alimentación 70/30, las eficiencias se mantuvieron elevadas, aunque se evidencian ligeras oscilaciones en la remoción de nitrato, con valores puntuales entre 90 – 94%, lo cual podría atribuirse a fluctuaciones en la relación C/N o a la llegada de compuestos más oxidados desde el CSTR.

Posteriormente, al alcanzar la alimentación 100% proveniente del CSTR, se observó una caída puntual en la eficiencia de remoción de nitrato, llegando a un mínimo cercano al 70%. Sin embargo, esta disminución fue transitoria y el sistema se recuperó en pocos días, alcanzando eficiencias por sobre el 95%. Este comportamiento indica que el sistema logró adaptarse a la nueva composición del afluente, probablemente tras un breve ajuste en el equilibrio microbiano o en la disponibilidad de sustrato.

En conjunto, los resultados confirman que el UAF operó de forma eficiente en la remoción secuencial de nitrito y nitrato, incluso bajo condiciones de cambio progresivo en la composición del afluente. Las caídas puntuales en la eficiencia fueron transitorias y rápidamente corregidas, lo que indica un sistema robusto y funcionalmente estable.

Además del análisis específico de nitrito y nitrato, se evaluó la remoción de nitrógeno total (TN) como indicador integral del rendimiento del sistema, mostrado en la Figura 34. Durante la fase de alimentación 50/50, se observa una eficiencia inicial elevada, seguida por una caída pronunciada en el día 20, atribuible a un desbalance inicial entre la carga nitrogenada y la disponibilidad de donadores de electrones. Posteriormente, el sistema muestra una recuperación progresiva, alcanzando un 70% de eficiencia aproximadamente en los días previos al cambio de alimentación.

Sin embargo, tras el paso al 70% y 100% de alimentación desde el CSTR, la eficiencia de remoción de TN presenta nuevas oscilaciones. Esta diferencia a pesar de la remoción de nitrito y nitrato se explica por la presencia de amonio residual en la salida del CSTR, el cual no es removido en la etapa de desnitrificación, permaneciendo en el efluente del UAF y reduciendo la eficiencia global de remoción de nitrógeno total. Este fenómeno resalta la importancia de un control adecuado del amonio residual y de la adaptación del sistema a la carga total de nitrógeno, lo cual influye directamente en el rendimiento general del proceso.

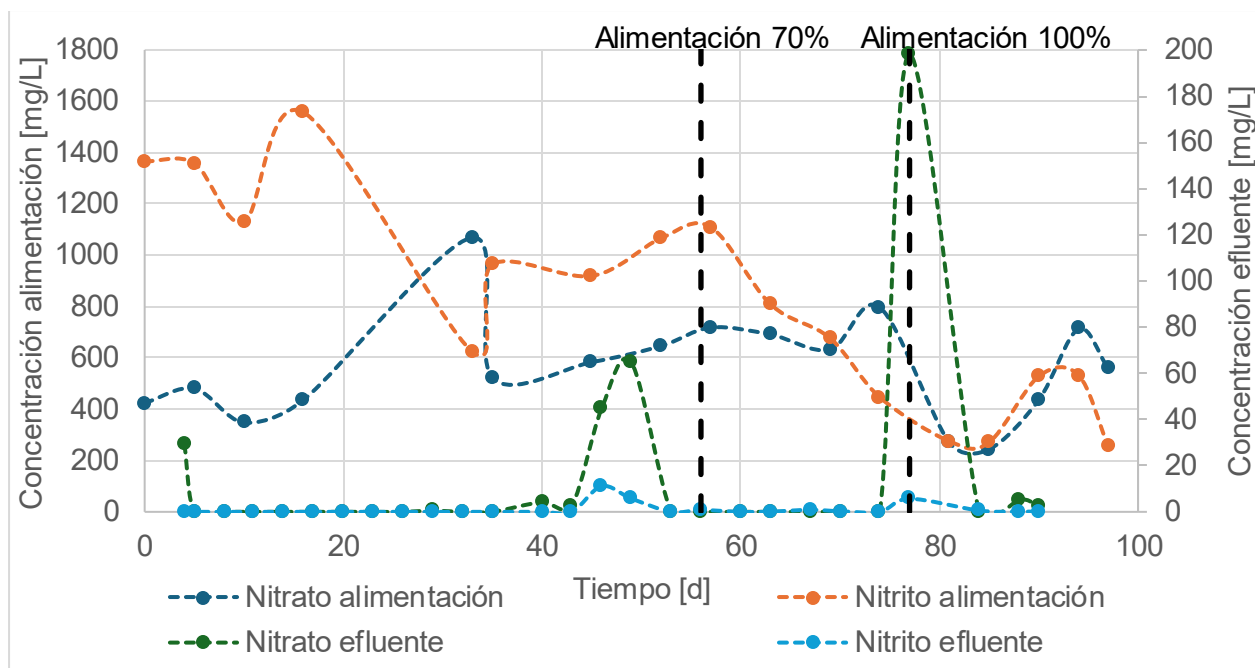


Figura 33. Concentraciones de nitrito y nitrato en la alimentación y efluente del UAF durante su puesta en marcha.

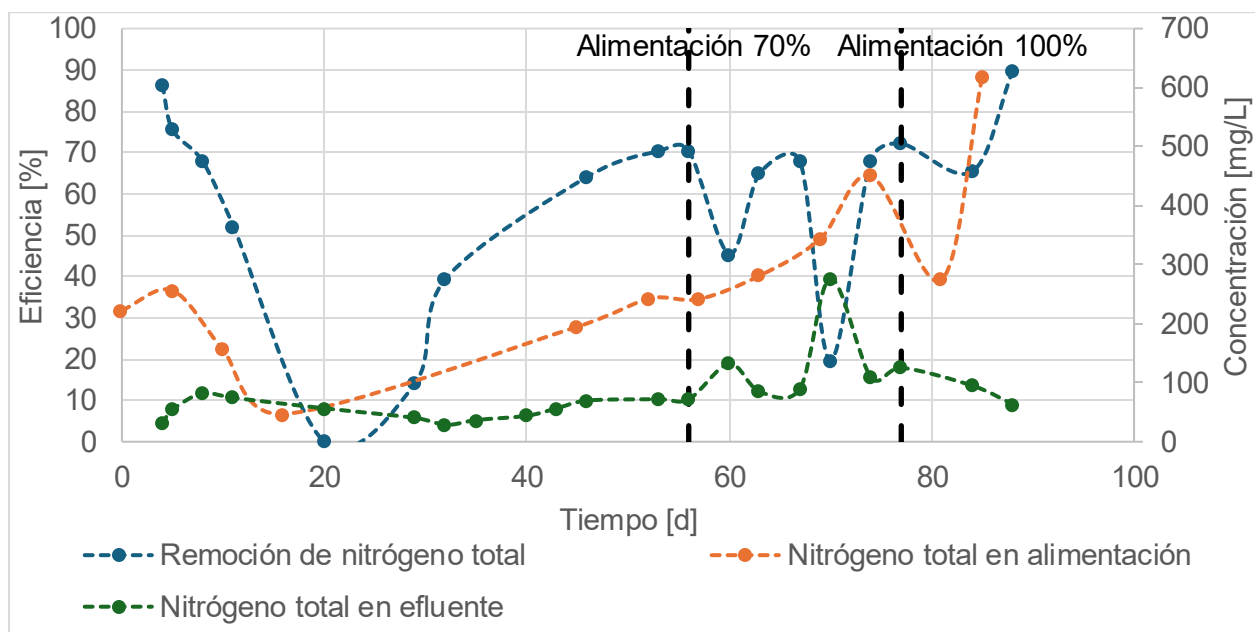


Figura 34. Nitrógeno total en entrada y salida del UAF durante su puesta en marcha.

4.3.2 Factores influyentes en la desnitrificación mixotrófica

El desempeño del reactor UAF durante la etapa de puesta en marcha estuvo condicionado por múltiples variables operacionales que inciden directamente en la actividad de la biomasa desnitrificante. Entre los factores más relevantes se encuentran el potencial de hidrógeno (pH), los compuestos sulfurados utilizados como donadores de electrones inorgánicos, manteniendo

una razón S/N de 1,6, y la materia orgánica expresada como carbono orgánico total (TOC), clave para sostener la fracción heterótrofa del proceso, manteniendo una razón C/N de 0,78.

4.3.2.1 Potencial de hidrógeno

El pH es un factor clave en la eficiencia del proceso de desnitrificación, ya que regula tanto la actividad enzimática de los microorganismos como el equilibrio de especies químicas involucradas. En la Figura 35 se presenta la evolución del pH en la alimentación y el efluente del reactor UAF, considerando las transiciones de alimentación a 70% y 100% provenientes del CSTR.

Durante la etapa con alimentación 70/30, el pH en el efluente se mantuvo mayoritariamente en torno a 7,6 – 7,7, por sobre el límite superior recomendado de 7,5, lo que favorece la actividad de las enzimas desnitrificantes y la generación de alcalinidad. En tanto, el pH de alimentación se mantuvo estable cerca de 7,3, sin provocar impactos significativos.

Posteriormente, con el cambio a alimentación 100% desde el CSTR, se observa una tendencia descendente del pH, tanto en el afluente como en el efluente. El pH del afluente desciende hasta un mínimo cercano a 6,9, llegando al límite inferior del rango operativo deseado de 7,0. Este descenso podría asociarse al ingreso de amonio no oxidado o compuestos con acidez residual desde el CSTR, así como a una menor capacidad amortiguadora del sistema.

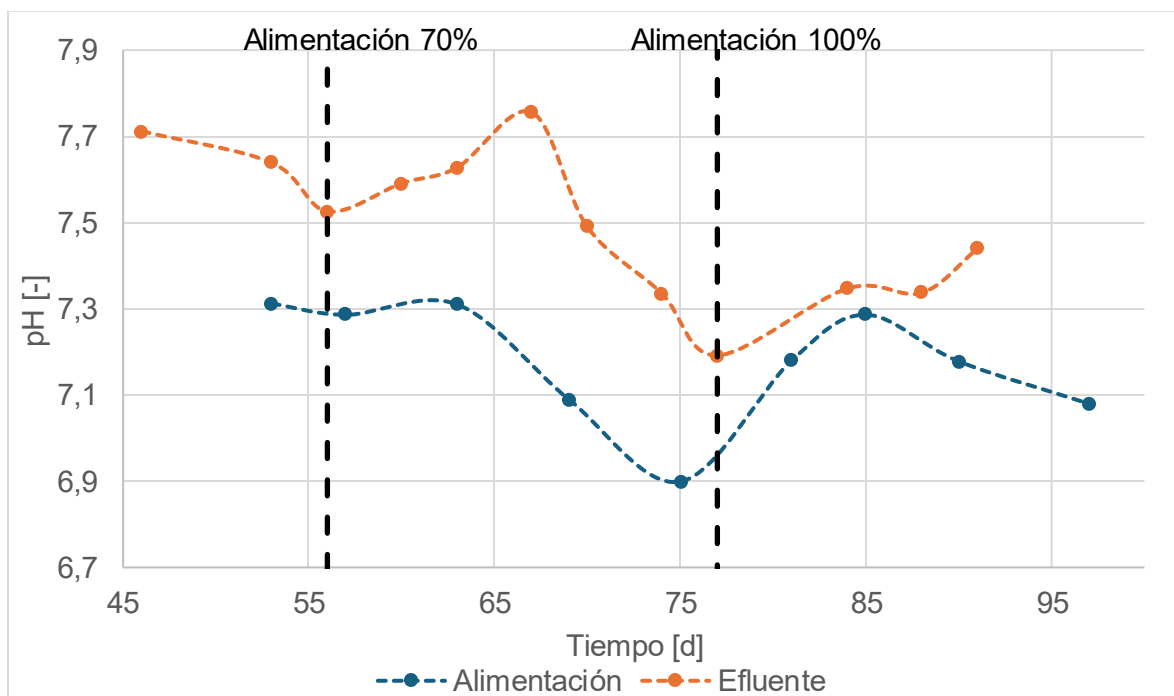


Figura 35. Valores de pH en la alimentación y efluente del UAF durante su puesta en marcha.

A pesar de ello, el pH en el efluente logra mantenerse dentro del rango favorable para la desnitrificación, sin llegar a valores que impliquen una inhibición significativa. Esta resiliencia del pH de salida puede atribuirse a la generación de alcalinidad propia del proceso de desnitrificación, lo que compensa parcialmente la acidez del influente.

4.3.2.2 Compuestos sulfurados

Durante la operación del reactor UAF, el sulfuro (S^{-2}) se empleó como donador inorgánico de electrones para sostener la desnitrificación mixotrófica. Su conversión a sulfato (SO_4^{-2}) permite evaluar el grado de utilización del azufre reducido en el proceso. En la Figura 36 se presenta la eficiencia de remoción de azufre a lo largo del tiempo desde el sulfuro del afluente convertido a sulfato en el efluente.

En los primeros días analizados, la eficiencia supera el 90%, reflejando un uso efectivo del sulfuro presente en la alimentación. Sin embargo, a medida que se avanza hacia la etapa con alimentación 100% proveniente del CSTR, se observa una caída progresiva en el rendimiento, llegando a valores cercanos al 20%. Este comportamiento sugiere una posible descompensación en la relación S/N o una inhibición transitoria de la actividad microbiana encargada de la oxidación del azufre.

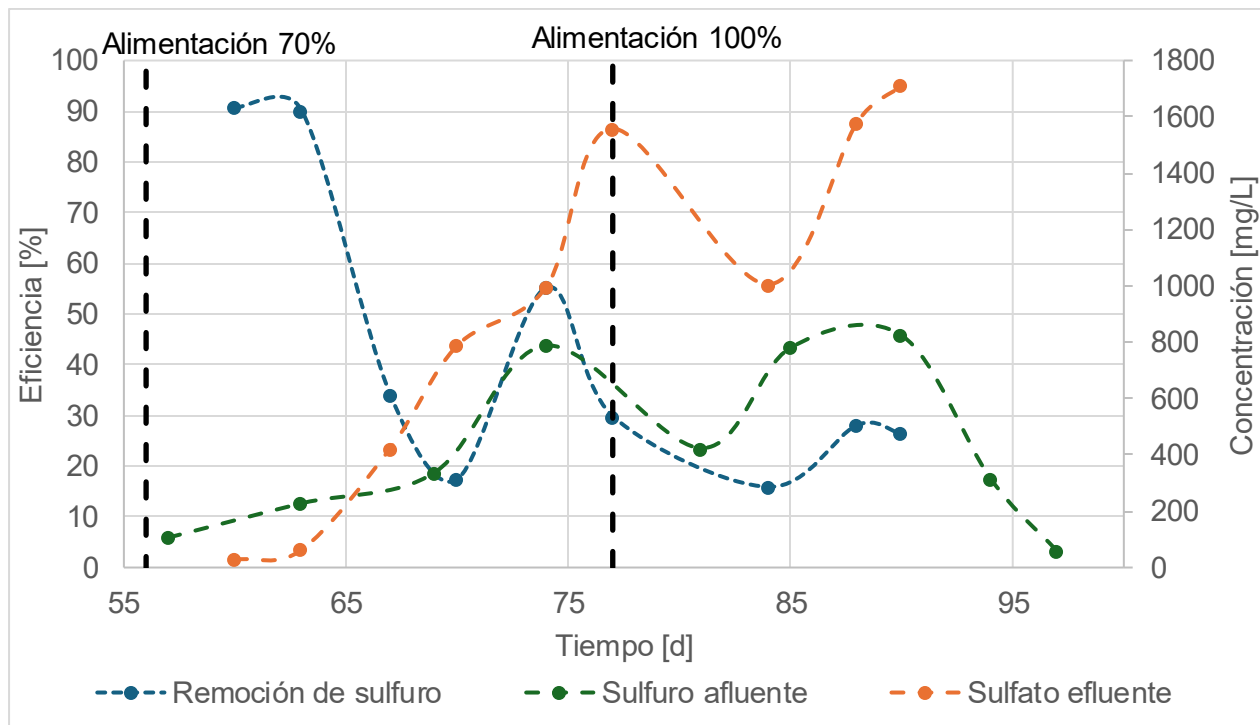


Figura 36. Remoción de sulfuro y conversión a sulfato durante la puesta en marcha del UAF.

En promedio, la concentración de sulfuro en el afluente fue de 429 ± 298 [mg/L], mientras que el sulfato en el efluente alcanzó 341 ± 130 [mg/L]. Esta diferencia, junto con la alta variabilidad, refleja una posible acumulación de sulfuro sin transformar, lo cual podría haber generado condiciones tóxicas o inhibitorias dentro del reactor. La acumulación de compuestos reducidos, como el sulfuro libre, puede afectar negativamente la actividad de las bacterias desnitrificantes, especialmente bajo condiciones con baja disponibilidad de carbono orgánico.

En conjunto, los datos muestran que, si bien el sistema fue capaz de utilizar de forma eficiente el azufre en etapas previas, la eficiencia de oxidación se vio comprometida tras la transición operativa, lo que refuerza la importancia de controlar la proporción de donadores inorgánicos y su compatibilidad con la carga nitrogenada.

4.3.2.3 Carbono orgánico total

El TOC representa la fracción de materia orgánica disponible como donador de electrones para la desnitrificación heterótrofa en el reactor UAF.

La Figura 37 muestra la eficiencia de remoción de TOC a lo largo de la operación y las concentraciones de este en el afluente y efluente. Durante los primeros días se observa una variabilidad considerable, con eficiencias que fluctuaron entre 40% y 98%, posiblemente debido a variaciones en la composición del afluente sintético o a una actividad biológica aún en fase de adaptación. Sin embargo, una vez alcanzada la etapa de alimentación con 70% proveniente del CSTR, el sistema mostró una notable estabilización.

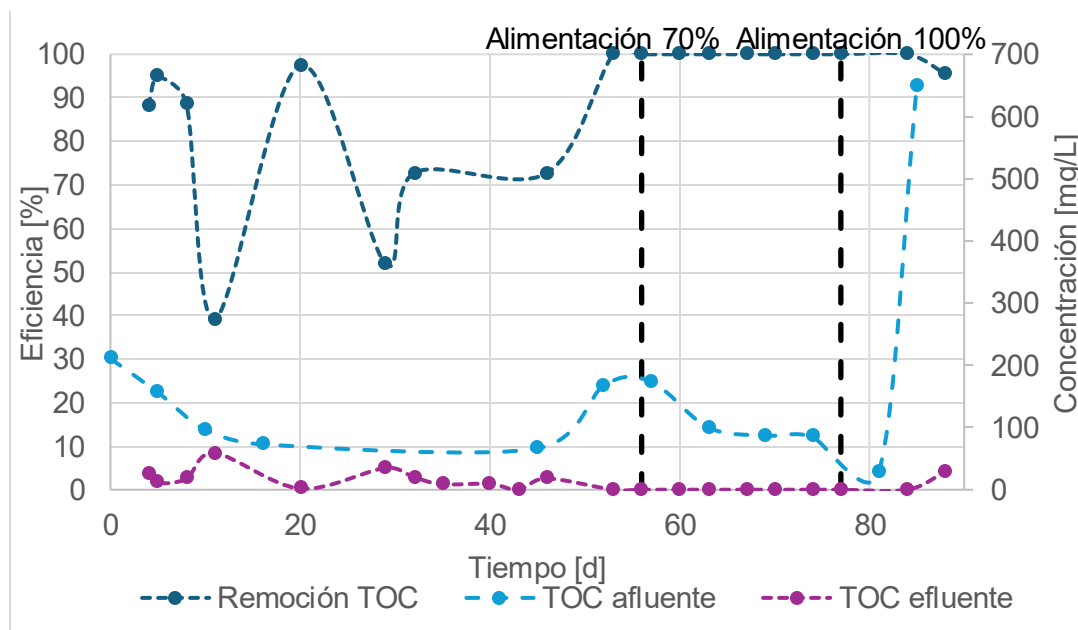


Figura 37. Eficiencia de remoción del carbono orgánico total durante la puesta en marcha del CSTR.

Desde este cambio en la alimentación se registra una eficiencia de remoción de TOC superior al 97%, incluso tras el cambio a alimentación 100% real. Este comportamiento sugiere una adecuada adaptación de la biomasa heterótrofa, así como una buena compatibilidad entre el perfil de carbono del efluente del CSTR y la capacidad del UAF para metabolizarlo.

5. Conclusiones y Recomendaciones

5.1 Conclusiones

El CSTR logró sostener condiciones de nitrificación, de forma parcial bajo un TRH de 3 días y una VCN promedio de 416 [mg N/L/d]. En estas condiciones se obtuvo una conversión preferente de amonio a nitrito con una eficiencia de conversión a nitrito mayor al 90% y baja conversión a nitrato (menor al 30%). En los otros TRH se obtuvo una nitrificación total, disminuyendo las concentraciones de nitrito (conversiones menores al 60%) en el efluente y aumentando las de nitrato.

En cuanto al UAF, se verificó su eficacia como etapa de desnitrificación, alcanzando eficiencias de remoción superiores al 95% tanto para nitrito como para nitrato, incluso tras la transición progresiva hacia alimentación 100% proveniente del CSTR, logrando disminuir de concentraciones de 1380 ± 447 [mg N/L] hasta concentraciones de 14 ± 6 [mg N/L] en el efluente.

La incorporación de zeolita en el reactor CSTR contribuyó positivamente a la retención de biomasa y a la estabilización de la concentración de amonio, especialmente durante fases de operación con alta velocidad de carga nitrogenada. Además, se observó que la zeolita ayudó a amortiguar variaciones abruptas en la composición del afluente, favoreciendo la persistencia de condiciones apropiadas para la nitrificación parcial.

Se logró acoplar con éxito el CSTR al UAF y evaluar su operación conjunta hasta alcanzar condiciones de estabilidad. El sistema acoplado mostró un alto rendimiento en la remoción de nitrito y nitrato, con eficiencias superiores al 95% incluso tras la transición completa a alimentación 100% proveniente del CSTR. El sistema secuencial propuesto demostró ser técnicamente viable para alcanzar altos niveles de remoción de nitrógeno, validando el concepto de acoplar una etapa de nitrificación parcial a un proceso de desnitrificación mixotrófica.

5.2 Recomendaciones

Se recomienda agregar agitación completa al reactor CSTR para validar su comportamiento ideal y no mantener la mezcla solo con la aireación. Para el escalamiento del sistema se recomienda realizar recirculaciones en las distintas etapas del proceso para disminuir la carga de amonio en los efluentes de ambos reactores. Finalmente, se sugiere aplicar esta configuración secuencial con afluentes reales, para validar su desempeño bajo condiciones más representativas de operación industrial.

6. Referencias

- Ahn, Y.-H. (2006). Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biochemistry*, 1709-1721.
- Anthonisen, A., Loehr, R., Prakasam, T., & Srinath, E. (1976). Inhibition of Nitrification by Ammonia and Nitrous Acid. *Water Pollution Control Federation*, 835-852.
- APHA. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 23RD EDITION*. Washington D.C.: American Public Health Association.
- AquaChile. (2024). *Reporte Integrado 2024*. Puerto Montt: Empresas AquaChile S.A.
- Babel, S., & Kurniawan, T. (2003). Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: a review. *Journal of Hazardous Materials*, 219-243.
- Beristain-Cardoso, R., Gómez, J., & Méndez, R. (2010). The behavior of nitrifying sludge in presence of sulfur compounds using a floating biofilm reactor. *Bioresource Technology*, 8593-8598.
- Campos, J. L., Mosquera-Corral, A., Sánchez, M., & Méndez, R. (2002). Nitrification in saline wastewater with high ammonia concentration in an activated sludge unit. *Water Research*, 2555-2560.
- Campos, J., Garrido, J., Mosquera-Corral, A., & Méndez, R. (2007). Stability of a nitrifying activated sludge reactor. *Biochemical Engineering Journal*, 87-92.
- Campos, J., Vázquez-Padín, J., Fernández, I., Fajardo, C., Seca, I., & Mosquera-Corral, A. P. (2010). Procesos avanzados de eliminación de nitrógeno: nitrificación parcial, Anammox, desnitrificación autótrofa. *Nova Science Publishers*, 153-181.
- Cárdenas, G., & Sánchez, I. (2013). Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública. *Universidad y Salud*, 72-88.
- Cardoso, R., Sierra-Alvarez, R., Rowlette, P., Flores, E., Gómez, J., & Field, J. (2006). Sulfide oxidation under chemolithoautotrophic denitrifying conditions. *Biotechnology and Bioengineering*, 1148-1157.
- Choi, E. (2007). *Piggery Waste Management*. Queensland: IWA Publishing.
- Crutchik, D., Frison, N., Tayà, C., Ponsa, S., & Fatone, F. (2020). *Chemical and Biological Processes for Nutrients Removal and Recovery*. Verona: University of Verona.
- Curi, A., Granda, W., Lima, H., & Sousa, W. (2006). Las Zeolitas y su Aplicación en la Descontaminación de Efluentes Mineros. *Información Tecnológica*, 111-118.
- Dawas, A., Abu-Salih, S., Sabbah, I., Nejdat, A., & Dosoretz, C. (2019). Controlling nitritation in a continuous split-feed/aeration biofilm nitrifying bioreactor. *Bioresource Technology*.
- Englert, A., & Rubio, J. (2005). Characterization and environmental application of a Chilean natural zeolite. *International Journal of Mineral Processing*, 21-29.
- Fajardo, C., Mosquera, A., Campos, J. L., & Méndez, R. (2008). Depuración conjunta de aguas ricas en nitratos y efluentes con compuestos reducidos del azufre. *Retema*, 38-51.
- Fogler, S. (2004). *Elements of Chemical Reaction Engineering*. New Jersey: Prentice-Hall.

- Hasan, M., Altaf, M., Khan, N., Khan, A., Khan, A., & Ahmed, S. (2021). Recent technologies for nutrient removal and recovery from wastewater: A review. *Chemosphere*.
- Hassan, S., Zwain, H., & Dahlan, I. (2013). Development of Anaerobic Reactor for Industrial Wastewater Treatment: An Overview, Present Stage and Future Prospects. *Advanced Scientific Research*, 7-12.
- Henze, M. (2008). *Modeling of Aerobic Wastewater Treatment Processes*. Kongens Lyngby: Wiley.
- Jarpa, M., Aguilar, A., Belmonte, M., Decap, J., Abarzúa, M., & Vidal, G. (10 de Octubre de 2007). Determinación de la capacidad nitrificante de un sedimento marino proveniente de un centro de cultivo de salmones. *Interciencia*, págs. 679-685.
- León, J., Godoy, S., & Tixi, H. (8 de Febrero de 2023). Estudio del proceso de desnitrificación de aguas residuales: Un caso en la industria alimentaria. *Polo del Conocimiento*, págs. 614-630.
- Levie, R. (2003). The Henderson-Hasselbalch Equation: Its History and Limitations. *Chemical Education*, 132-135.
- Liu, L., Li, N., Tao, C., Zhao, Y., Gao, J., Huang, Z., & Zhang, J. (2020). Nitrogen removal performance and bacterial communities in zeolite trickling filter under different influent C/N ratios. *Environmental Science and Pollution Research*, 15909-15922.
- Liu, X., Kim, M., Nakhla, G., Andalib, M., & Fang, Y. (2020). Partial nitrification-reactor configurations, and operational conditions: Performance analysis. *Journal of Environmental Chemical Engineering*.
- Lu, H., Chandran, K., & Stensel, D. (2014). Microbial ecology of denitrification in biological wastewater treatment. *Water Research*, 237-254.
- Lucero, D. (2025). *Puesta en marcha de un sistema secuencial compuesto por un reactor CSTR para nitrificación parcial y un filtro anaerobio para desnitrificación mixotrófica*. Memoria para optar al título de Ingeniero Civil Ambiental: Universidad Técnica Federico Santa María.
- Ma, S., Zhang, D., Zhang, W., & Wang, Y. (2 de Enero de 2014). Ammonia stimulates growth and nitrite-oxidizing activity of *Nitrobacter winogradskyi*. *Biotechnol Biotechnol Equip*, págs. 27-32.
- McCormick, M. (2022). An Artificial Neural Network for Simulation of an Upflow Anaerobic Filter Wastewater Treatment Process. *Sustainability*.
- Méndez, R., & Fernández, I. (2018). Origen y eliminación de materia nitrogenada. En M. Díaz, *Ecuaciones y cálculos para el tratamiento de aguas* (págs. 155-162). Santiago de Compostela: Universidade de Santiago de Compostela.
- Metcalf, & Eddy. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery Fifth Edition*. Nueva York: McGraw-Hill Education.
- MMA. (2022). *Informe Consolidado de Emisiones y Transferencias de Contaminantes 2005-2020, RETC*. Santiago: Departamento de Información Ambiental, División de Información y Economía Ambiental.
- Montalvo, S., & Guerrero, L. (2003). *Tratamiento Anaerobio de Residuos: Producción de Biogás*. Valparaíso: Universidad Técnica Federico Santa María.
- Montalvo, S., Huiliñir, C., Borja, J., Sánchez, E., & Herrmann, C. (2020). Application of zeolites for biological treatment processes of solid wastes and wastewaters – A review. *Bioresource Technology*.

- Murshid, S., Antonyamy, A., Dhakshinamoorthy, G., Jayaseelan, A., & Pugazhendhi, A. (2023). A review on biofilm-based reactors for wastewater treatment: Recent advancements in biofilm carriers, kinetics, reactors, economics, and future perspectives. *Science of The Total Environment*.
- OEHS. (2005). *Nitrogen Reducing Technologies for Onsite Wastewater Treatment Systems*. Olympia: Washington State Department of Health.
- ONU. (2010). *Resolución 64/292*. Nueva York: Asamblea General de las Naciones Unidas.
- Ortega, M. J., Campos, J. L., & Vidal, G. (2021). *Evaluación del metabolismo microbiano para el monitoreo y la optimización de sistemas biológicos de tratamiento de efluentes industriales y aguas servidas*. Concepción: Universidad de Concepción.
- Palacios, M. (2023). *Estudio de la influencia de la fuente de azufre y de la relación S/N en la desnitrificación simultánea heterótrofa - autótrofa*. Memoria de titulación para optar al título de Ingeniero Civil Químico: Universidad Técnica Federico Santa María.
- Peirano, C. (2016). *Eliminación biológica de azufre, nitrógeno y carbono mediante desnitrificación autótrofa/heterótrofa simultánea*. Tesis para optar al grado académico de Magíster en Ciencias de la Ingeniería Química: Universidad Técnica Federico Santa María.
- Román, V. (2021). *Evaluación de la presencia de nitratos y fosfatos en aguas cercanas a faenas agropecuarias en el sector el Arbolillo, San Javier*. Memoria para optar al título de Ingeniera Agrónoma: Universidad de Talca.
- SEGPRES. (7 de Marzo de 2001). *Decreto 90 Establece norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales*. Obtenido de Biblioteca del Congreso Nacional de Chile: <https://bcn.cl/2esfo>
- SEGPRES. (10 de Abril de 2024). *Ley 19300 Aprueba ley sobre bases generales del medio ambiente*. Obtenido de Biblioteca del Congreso Nacional de Chile: <https://bcn.cl/2eph7>
- Skiba, U. (2008). Denitrification. En S. Jørgensen, & B. Fath, *Encyclopedia of Ecology* (págs. 866-871). Ámsterdam: Elsevier Science.
- Val del Río, Á., Campos, J., & Mosquera, A. (2017). *Technologies for the Treatment and Recovery of Nutrients from Industrial Wastewater*. Santiago de Compostela: IGI Global.
- Van Hulle, S., Vandeweyer, H., Meeschaert, B., Vanrolleghem, P., Dejans, P., & Dumoulin, A. (2010). Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams. *Chemical Engineering Journal*, 1-20.
- Vivanco, E. (2023). *Residuos de la salmonicultura para uso agrícola*. Santiago: Comisión de Intereses Marítimos, Pesca y Acuicultura, Senado.
- Wett, B., Omari, A., Podmirseg, S., Han, M., Akintayo, O., Gómez Brandón, M., & Murthy, S. (2013). Going for mainstream deammonification from bench to full scale for maximized resource efficiency. *Water Sci Technology*, 283-289.
- Zeomaule. (2025). *Productos Zeomaule*. Obtenido de Zeomaule Desarrollo Ecológico: <https://zeomaule.cl/productos/>

- Zhang, L., Wei, C., Zhang, K., Zhang, C., Fang, Q., & Li, S. (3 de Junio de 2008). Effects of temperature on simultaneous nitrification and denitrification via nitrite in a sequencing batch biofilm reactor. *Original Paper*, págs. 175-182.
- Zhou, Q., & Wang, J. (2024). Sulfur-based mixotrophic denitrification: A promising approach for nitrogen removal from low C/N ratio wastewater. *Science of The Total Environment*.

Anexos

Anexo A: Curvas de las bombas CSTR

En la Figura 38 se tiene la curva de la bomba de alimentación *Major Science*, y en la Figura 39 se tiene la de la bomba de descarga *LeadFluid BT-301S*.

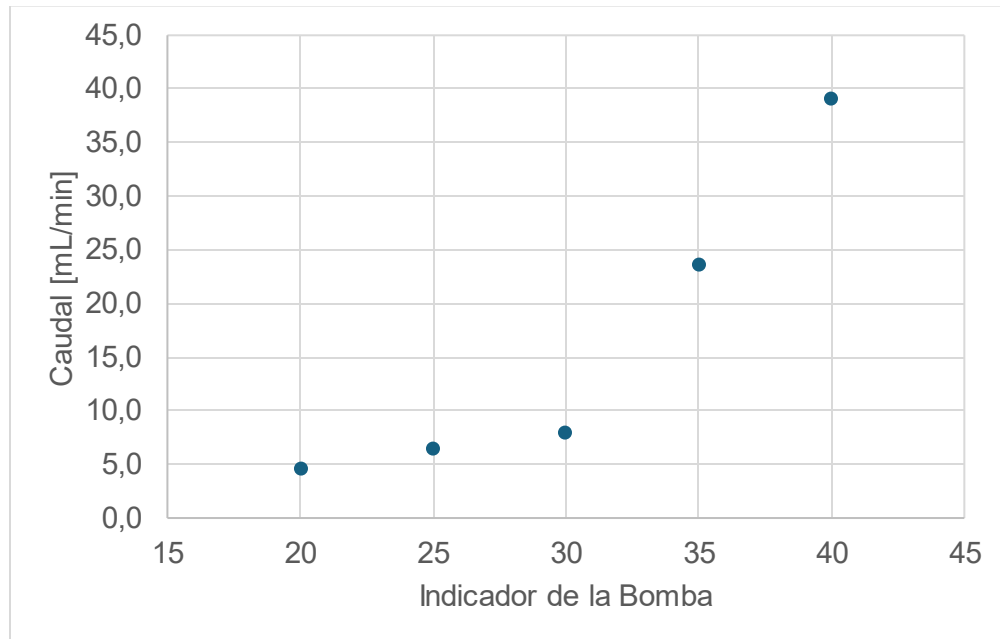


Figura 38. Curva de calibración de la bomba alimentación del CSTR modelo Major Science.

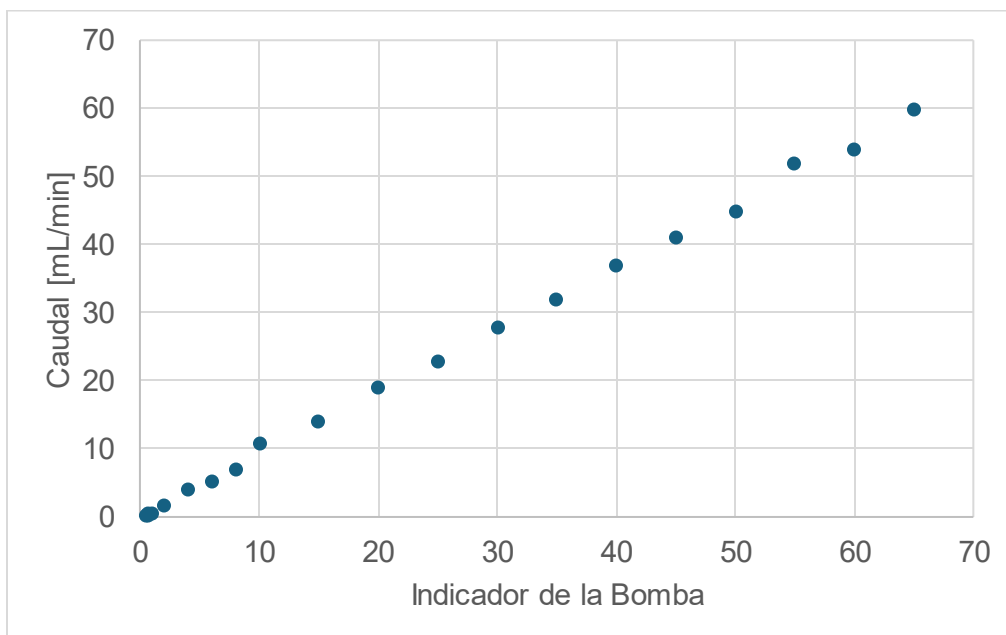


Figura 39. Curva de calibración de la bomba salida del CSTR modelo LeadFluid BT-301S.

Anexo B: Ecuación de Henderson-Hasselbalch

La ecuación de Henderson-Hasselbalch (Ec. 11) relaciona el pH de una solución con las concentraciones de un ácido y su base conjugada. Esta ecuación es muy útil para estudiar sistemas amortiguadores, como aquellos presentes en los procesos biológicos de nitrificación y desnitrificación (Levie, 2003).

$$pH = pK_a + \log \left(\frac{[K_2HPO_4]}{[KH_2PO_4]} \right) \quad (11)$$

Para la solución ocupada, el pK_a es 7,22; se fijó para llegar a un pH de 7 con una molaridad de 0,2 [M].

Anexo C: Concentración de amoníaco libre (FA) y de ácido nitroso libre (FNA)

Estos compuestos son inhibidores selectivos que afectan diferencialmente a las bacterias oxidantes de amonio (AOB) y de nitrito (NOB): mientras que las NOB se inhiben a concentraciones de FA tan bajas como 0,1 – 1,0 [mg/L], las AOB toleran niveles mucho mayores (10 – 150 [mg/L]). A su vez, la FNA puede inhibir a ambos grupos, especialmente a las AOB, en concentraciones superiores a 0,4 [mg/L]. Dado que tanto FA como FNA dependen del pH, la temperatura y la concentración total de amonio o nitrito, su cálculo permite traducir condiciones operacionales en efectos microbiológicos concretos (Dawas *et al.*, 2019).

La concentración de FA se consigue desde el equilibrio químico con el amonio, se calcula según la Ecuación 12.

$$FA \left[\frac{mg}{L} \right] = \frac{[NH_4 - N] \left[\frac{mg}{L} \right] \cdot 10^{pH}}{1 + 10^{-pH} \cdot \exp \left(\frac{6344}{T[K]} \right)} \quad (12)$$

La concentración de FNA se consigue desde el equilibrio químico con el nitrito, se calculó según la Ecuación 13.

$$FNA \left[\frac{mg}{L} \right] = \frac{[NO_2 - N] \left[\frac{mg}{L} \right]}{1 + 10^{pH} \cdot \exp \left(-\frac{2300}{T[K]} \right)} \quad (13)$$

Anexo D: Métodos analíticos

D.1. Sólidos suspendidos totales

Los sólidos suspendidos totales (SST) son obtenidos luego de separar los sólidos de la muestra mediante filtración y después secarlos en una estufa que opera entre 103 y 105 [°C]. Esta

cuantificación se realizó en base al método 2540 D. *Total Suspended Solid Dried at 103-105°C* de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

Los equipos y materiales utilizados son los siguientes:

- Sistema de filtración al vacío con matraz Kitasato y embudo Büchner.
- Papel de fibra de vidrio.
- Estufa que opera en el rango de 103 a 105 [°C].
- Desecador.
- Balanza analítica con precisión de 0,1 [mg].

El procedimiento es el siguiente:

1. Se prepara el papel de fibra de vidrio en el sistema de filtración lavando con agua destilada en tres ocasiones, succionando hasta que no quedan trazas de agua.
2. Se retira el papel de fibra de vidrio y se lleva sobre una placa Petri a la estufa durante 30 minutos. Pasado el tiempo se deja enfriar en el desecador y se registra su masa (Peso **A** en gramos).
3. Se vuelve a colocar el papel de fibra de vidrio en el sistema de filtrado y se humedece con agua destilada, posteriormente se le agrega un volumen conocido de muestra. Una vez no queden trazas de agua de la muestra, se lleva el filtro en una placa Petri a la estufa por una hora. Pasado el tiempo se deja enfriar en el desecador y se registra su masa (Peso **B** en gramos).

Los SST se calculan según:

$$SST \left[\frac{mg}{L} \right] = \frac{(B - A)[g]}{Volumen\ muestra\ [L]} \cdot 1000 \left[\frac{mg}{g} \right] \quad (14)$$

D.2. Sólidos suspendidos volátiles

Los sólidos suspendidos volátiles (SSV) son obtenidos luego de calcinar la muestra final de los SST a 550 [°C], esta permite determinar la fracción volátil de lodos y con esto, la materia orgánica presente en el reactor. Esta cuantificación se realizó en base al método 2540 E. *Fixed and Volatile Solids Ignited at 550°C* de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

Los equipos y materiales utilizados son los siguientes:

- Sistema de filtración al vacío con matraz Kitasato y embudo Büchner.

- Papel de fibra de vidrio.
- Estufa que opera en el rango de 103 a 105 [°C].
- Desecador.
- Balanza analítica con precisión de 0,1 [mg].
- Mufla que opera a 550 [°C].
- Crisoles de porcelana de 20 [mL] con tapa.

El procedimiento es el siguiente:

1. Se prepara el papel de fibra de vidrio en el sistema de filtración lavando con agua destilada en tres ocasiones, succionando hasta que no quedan trazas de agua.
2. Se retira el papel de fibra de vidrio y se lleva sobre una placa Petri a la estufa durante 30 minutos. Pasado el tiempo se deja enfriar en el desecador y se registra su masa (Peso **A** en gramos).
3. Se vuelve a colocar el papel de fibra de vidrio en el sistema de filtrado y se humedece con agua destilada, posteriormente se le agrega un volumen conocido de muestra. Una vez no queden trazas de agua de la muestra, se lleva el filtro en una placa Petri a la estufa por una hora. Pasado el tiempo se deja enfriar en el desecador y se registra su masa (Peso **B** en gramos).
4. Colocar papel de fibra de vidrio con la muestra en un crisol de peso conocido (peso **C** en gramos), tapar y llevar a la mufla a 550 [°C] durante una hora.
5. Retirar crisol de la mufla y enfriar a temperatura ambiente para luego colocar en el desecador. Registrar masa de filtro con crisol (Peso **D** en gramos).

Los SSV se calculan según:

$$SSV = \frac{(A - (D - C))[g]}{Volumen\ muestra\ [L]} \cdot 1000 \left[\frac{mg}{g} \right] \quad (15)$$

D.3. Concentración de amonio

Las concentraciones de amonio de las diferentes muestras fueron analizadas y cuantificadas mediante el método *4500-NH₃ F. Phenate Method* de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Este se basa en la formación de un compuesto azulado, indofenol, producto de la reacción entre el ion amonio, ion hipoclorito y fenol, con catalizador de nitroprusiato

de sodio. Este producto se mide en la longitud de onda de 635 [nm] en un espectrofotómetro UV-VIS con celdas de paso óptico de 1 [cm].

Los equipos y materiales utilizados son los siguientes:

- Espectrofotómetro de rango UV-VIS para trabajar entre 600-700 [nm] con celdas de paso óptico de 1 [cm].
- Celda plástica de 1 [cm] de paso de luz.
- Centrífuga capaz de girar a 6000 RPM.
- Tubos Falcon de 50 [mL].
- Micropipetas.
- Probetas de 10 [mL] y 100 [mL].
- Matraces para preparación de solución de amonio.
- Matraces aforados.
- Parafilm.
- Solución patrón de NH_4 (1 [g/L]).
- Fenol.
- Nitroprusiato de sodio 0,5%.
- Citrato alcalino.
- Hipoclorito de sodio 5%.

Los reactivos y soluciones utilizadas se preparan de la siguiente manera:

- Solución de Fenol Licuado 90%:

A 10 gramos de fenol se le adiciona 1 [mL] de agua destilada, preparando en total 11,1 [mL] de esta solución, que se lleva a un matraz aforado de 100 [mL] y se afora con etanol al 95%. Se debe realizar bajo campana y la solución se guarda refrigerada.

- Solución de Nitroprusiato de Sodio 0,5% m/v:

Se disuelven 0,5 gramos de nitroprusiato de sodio en un matraz de 100 [mL] con agua destilada. Se almacena refrigerado y en una botella ámbar.

- Solución de Citrato Alcalino:

En 500 [mL] de agua destilada se disuelven 200 gramos de citrato de sodio y 10 gramos de hidróxido de sodio, luego se afora en 1 [L]. Se almacena en una botella ámbar.

- Solución oxidante:

Se mezclan 100 [mL] de citrato alcalino con 25 [mL] de hipoclorito de sodio. La solución dura un día.

El procedimiento es el siguiente:

1. Se realiza la curva de calibración con 1 [mL] de la solución patrón de NH_4 aforada en 100 [mL] con agua destilada, teniendo una concentración de 10 [mg/L]. Se realizan muestras con diferentes volúmenes para tener una curva entre 0 y 0,6 [mg/L]. La curva de calibración se debe realizar mensualmente.
2. Se centrifuga la muestra a 6000 RPM durante 10 minutos, luego se afora un volumen conocido de muestra con agua ultrapura en 25 [mL] y se trasvasija a matraces para amonio (se realiza un duplicado). También se debe realizar un blanco, que contiene solamente agua ultrapura.
3. Bajo campana se agrega 1 [mL] de Fenol, 1 [mL] de Nitroprusiato de Sodio y 2,5 [mL] de solución oxidante. Los matraces se tapan con Parafilm y se agitan.
4. Se deja reaccionar durante 1 hora.
5. Pasado el tiempo, se realizan mediciones en el espectrofotómetro en la longitud de onda 635 [nm], obteniendo el valor de absorbancia de cada muestra.

La concentración de amonio se calcula según:

$$[N - \text{NH}_4] \left[\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right] = \frac{\text{Absorbancia} - b}{m} \cdot Fd \quad (16)$$

Donde:

- b: intercepto de curva de calibrado.
- m: pendiente de curva de calibrado.
- Fd: factor de dilución de la muestra.

D.4. Concentración de nitrito

Las concentraciones de nitrito de las diferentes muestras fueron analizadas y cuantificadas mediante el método *4500-NO₂⁻ B. Colorimetric Method* de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Este se basa en la formación de un compuesto de tonalidad azo púrpura rojizo, desarrollado en un pH ácido (2 a 2,5 [-]) por el acoplamiento de sulfanilamida diatotizada con N-(1-Naftil)-etilendiamina dihidroclorada. Este producto se mide en la longitud de onda de 543 [nm] en un espectrofotómetro UV-VIS con celdas de paso óptico de 1 [cm].

Los equipos y materiales utilizados son los siguientes:

- Espectrofotómetro de rango UV-VIS para trabajar entre 500-600 [nm] con celdas de paso óptico de 1 [cm].
- Celda plástica de 1 [cm] de paso de luz.
- Centrífuga capaz de girar a 6000 RPM.
- Tubos Falcon de 50 [mL].
- Micropipetas.
- Matraces aforados.
- Ácido fosfórico.
- Sulfanilamida.
- Permanganato de potasio.
- N-(1-Naftil)-etilendiamina di hidriclorada.
- Patrón de Nitrito.

El reactivo se prepara disolviendo 100 [mL] de ácido fosfórico al 85% en 500 [mL] de agua destilada junto con 10 gramos de sulfanilamida. Una vez disuelto se agrega 1 gramo de N-(1-Naftil)-etilendiamina di hidriclorada y se afora en 1 [L]. Se refrigera en una botella ámbar.

El procedimiento es el siguiente:

1. Se realiza la curva de calibración con 1 [mL] de la solución patrón de NO_2 aforada en 500 [mL] con agua destilada, teniendo una concentración de 0,2 [mg/L]. Se realizan muestras con diferentes volúmenes para tener una curva entre 0,01 y 1 [mg/L]. La curva de calibración se debe realizar mensualmente.
2. Se centrifuga la muestra a 6000 RPM durante 10 minutos, luego se afora un volumen conocido de muestra con agua ultrapura en 25 o 50 [mL] (se realiza un duplicado). También se debe realizar un blanco, que contiene solamente agua ultrapura.
3. Agregar 1 [mL] de reactivo por cada 25 [mL] de muestra y dejar reaccionar por 10 minutos.
4. Pasado el tiempo, se realizan mediciones en el espectrofotómetro en la longitud de onda 543 [nm], obteniendo el valor de absorbancia de cada muestra.

La concentración de nitrito se calcula según:

$$[N - \text{NO}_2^-] \left[\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right] = \frac{\text{Absorbancia} - b}{m} \cdot Fd \quad (17)$$

Donde:

- b: intercepto de curva de calibrado.
- m: pendiente de curva de calibrado.
- Fd: factor de dilución de la muestra.

D.5. Concentración de nitrato

Las concentraciones de nitrato de las diferentes muestras fueron analizadas y cuantificadas mediante el método *4500-NO₃⁻ B. Ultraviolet Spectrophotometric Screening Method* de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Este se basa en la técnica de la luz ultravioleta, donde se mide la absorbancia del nitrato a 200 [nm] si el agua presenta bajo contenido de materia orgánica. En los 210 [nm] se determina rápidamente el nitrato, y en 275 [nm] no se detecta nitrato, pero si materia orgánica, por lo que con esta medición se corrige el valor obtenido de nitrato en 210 [nm]. Se agrega ácido clorhídrico 1 [N] para eliminar interferencias.

Los equipos y materiales utilizados son los siguientes:

- Espectrofotómetro de rango UV-VIS para trabajar entre 200-300 [nm] con celdas de paso óptico de 1 [cm].
- Celda de cuarzo de 1 [cm] de paso de luz.
- Centrífuga capaz de girar a 6000 RPM.
- Tubos Falcon de 50 [mL].
- Micropipetas.
- Matraces aforados.
- Ácido Clorhídrico 1 [N].
- Patrón de Nitrito.

El reactivo se prepara disolviendo 83 [mL] de ácido clorhídrico concentrado en 1 [L] de agua destilada. Se almacena en una botella ámbar.

El procedimiento es el siguiente:

1. Se realiza la curva de calibración con 1 [mL] de la solución patrón de NO₃ aforada en 100 [mL] con agua destilada, teniendo una concentración de 10 [mg/L]. Se realizan muestras con diferentes volúmenes para tener una curva entre 0 y 7 [mg/L]. La curva de calibración se debe realizar mensualmente.

2. Se centrifuga la muestra a 6000 RPM durante 10 minutos, luego se afora un volumen conocido de muestra con agua ultrapura en 25 o 50 [mL] (se realiza un duplicado). También se debe realizar un blanco, que contiene solamente agua ultrapura.
3. Agregar 0,5 [mL] de HCl por cada 25 [mL] de muestra.
4. Realizar mediciones en el espectrofotómetro en la longitud de onda 210 y 275 [nm], obteniendo el valor de absorbancia de cada muestra.

La concentración de nitrito se calcula según:

$$[N - NO_3^-] \left[\frac{mg}{L} \right] = \frac{(Absorbancia\ a\ 210 - 2 \cdot Absorbancia\ a\ 275) - b}{m} \cdot Fd \quad (18)$$

Donde:

- b: intercepto de curva de calibrado.
- m: pendiente de curva de calibrado.
- Fd: factor de dilución de la muestra.

D.6. Concentración de sulfato

Las concentraciones de sulfato de las diferentes muestras fueron analizadas y cuantificadas mediante el método *4500-SO₄ E. Turbidimetric Method* de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Este se basa en la precipitación del ion sulfato en medio ácido con cloruro de bario, formando cristales de sulfato de bario, cuya absorbancia es medida en los 420 [nm].

Los equipos y materiales utilizados son los siguientes:

- Espectrofotómetro de rango UV-VIS para trabajar a 420 [nm] con celdas de paso óptico de 1 [cm].
- Celda de plástico de 1 [cm] de paso de luz.
- Centrífuga capaz de girar a 6000 RPM.
- Tubos Falcon de 50 [mL].
- Micropipetas.
- Matraces aforados.
- Cloruro de Bario di hidratado.
- Solución trazable de sulfatos.
- Solución acondicionadora para sulfato.

La solución acondicionadora para sulfato se prepara agregando a un vaso precipitado de 1 [L] 300 [mL] de agua destilada, 30 [mL] de ácido clorhídrico concentrado, 100 [mL] de alcohol isopropílico, 75 gramos de cloruro de sodio y 50 [mL] de glicerol. Luego se afora en 500 [mL] con agua destilada. Se almacena en una botella ámbar a temperatura ambiente. Esta solución proporciona un método para la suspensión de los iones sulfatos y que sean leídos en el espectrofotómetro.

El procedimiento es el siguiente:

1. Se realiza la curva de calibración con volúmenes crecientes de la solución trazable de sulfatos, a las que se le agregan 2,5 [mL] de solución acondicionadora y se agrega una pizca de cloruro de bario, posteriormente se agita la mezcla hasta la disolución de los cristales. Se realizan muestras con diferentes volúmenes para tener una curva entre 0 y 40 [mg/L]. La curva de calibración se debe realizar mensualmente.
2. Se centrifuga la muestra a 6000 RPM durante 10 minutos, luego se afora un volumen conocido de muestra con agua ultrapura en 25 o 50 [mL] (se realiza un duplicado). También se debe realizar un blanco, que contiene solamente agua ultrapura.
3. Verter las muestras a vasos precipitados de 100 [mL] y adicionar 2,5 [mL] de solución acondicionadora a cada uno. Luego se agrega una pizca de cloruro de bario y se agita hasta la disolución de los cristales.
4. Realizar mediciones en el espectrofotómetro antes que pasen 5 minutos en la longitud de onda 420 [nm], obteniendo el valor de absorbancia de cada muestra.

La concentración de nitrito se calcula según:

$$[N - SO_4^-] \left[\frac{mg}{L} \right] = \frac{Absorbancia - b}{m} \cdot Fd \quad (19)$$

Donde:

- b: intercepto de curva de calibrado.
- m: pendiente de curva de calibrado.
- Fd: factor de dilución de la muestra.

D.7. Concentración de sulfuro

Las concentraciones de sulfuro de las diferentes muestras fueron analizadas y cuantificadas mediante el método 4500-S² G. *Ion-Selective Electrode Method* de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Este se basa en el potencial de un electrodo selectivo de

iones de sulfuro, para lo que se añade un reactivo antioxidante alcalino a las muestras, lo que inhibe la oxidación del sulfuro por el oxígeno.

Los equipos y materiales utilizados son los siguientes:

- Electrodo que pueda medir la combinación Plata/Sulfuro.
- Centrífuga capaz de girar a 6000 RPM.
- Tubos Falcon de 50 [mL].
- Micropipetas.
- Matraces aforados.
- Solución buffer antioxidante de sulfuro.

La solución buffer antioxidante de sulfuro (BAOS) se prepara diluyendo 80 gramos de hidróxido de sodio en 800 [mL] de agua destilada. Luego se agregan 35 gramos de ácido ascórbico y 67 gramos de EDTA disódica, aforando hasta 1 [L] con agua destilada. Se almacena en una botella ámbar a temperatura ambiente.

El procedimiento es el siguiente:

1. Se centrifuga la muestra a 6000 RPM durante 10 minutos, luego se agregan hasta 12,5 [mL] de muestra con 12,5 [mL] de solución BAOS en un matraz de 25 [mL] y se afora con agua destilada.
2. Se trasvasija a vaso precipitado de 100 [mL] y se agita constantemente. Se procede a realizar medición con electrodo selectivo.

La concentración de nitrito se calcula según:

$$[S - S^{-2}] \left[\frac{mg}{L} \right] = \text{Concentración dada por electrodo} \cdot Fd \quad (20)$$

Donde:

- Fd: factor de dilución de la muestra.

Anexo E. Balances de compuestos nitrogenados

En la Tabla 17 se presentan las concentraciones de amonio en el afluente y de amonio, nitrito y nitrato en el efluente y el resultado de la diferencia entre estos.

Hay días omitidos puesto que no existían valores de la concentración de amonio en el afluente.

Tabla 17. Balances de los compuestos nitrogenados en el reactor CSTR.

Día	Efluente			Afluente	Diferencia
	Amonio	Nitrito	Nitrato	Amonio	
1	505	173	185	1046	183
2	374	1398	329	1182	-413
3	415	1480	371	1182	-711
4	338	1571	420	1313	-600
7	476	900	227	1313	49
8	549	940	171	1313	130
9	569	1258	302	1313	-267
10	465	1552	316	1313	-450
11	397	1364	313	1313	-296
14	456	1336	381	1313	-463
15	492	1324	381	1313	-429
17	412	1271	346	1457	-80
18	366	1143	348	1424	-22
21	504	1501	392	1424	-606
22	335	1331	343	1424	-80
23	428	818	311	804	-418
24	412	1468	397	804	-1044
25	269	1381	333	804	-766
26	230	1142	268	804	-567
77	295	796	586	635	-811
78	321	909	596	635	-896
79	339	1255	697	635	-1334
80	344	1176	673	730	-1124
81	356	1002	629	730	-913
84	345	907	609	553	-952
85	389	847	595	553	-933
86	297	815	548	553	-718
87	433	630	500	1171	-94
88	655	665	473	1171	-188
91	287	681	438	1171	421
92	449	669	440	1132	-139
93	587	759	510	1132	-274
94	339	577	557	1132	246
95	343	532	329	865	0
98	489	426	616	865	-323
99	657	427	427	865	-156
100	637	473	346	865	65

101	685	354	360	865	103
102	270	506	463	865	311
105	435	282	811	865	-392
106	724	334	888	1402	-109
107	878	467	942	1402	-161
109	614	213	105	1402	1349
112	754	344	634	1402	283
113	1136	277	607	1353	86
114	559	299	646	1353	985
115	1440	447	695	1033	-990
116	895	373	511	1033	693
119	596	958	720	1033	-346
120	635	850	882	1033	-739
121	284	981	807	1033	-405
122	159	853	793	1271	-249
126	386	783	792	1271	-530
128	609	417	155	1271	475