



UTMACH

FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS

CARRERA DE ACUICULTURA

**ADICIÓN DE *Lemna minor*, *Pistia stratiotes* Y BACTERIAS *Bacillus spp.*, Y
SU EFECTO EN EL NITRÓGENO Y FÓSFORO PRESENTE EN
EFLUENTES ACUÍCOLAS**

**ELIZALDE ELIZALDE CARLOS DANIEL
INGENIERO ACUICOLA**

**JARAMILLO RIOS JOSTYN JAHIR
INGENIERO ACUICOLA**

**MACHALA
2025**



UTMACH

FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS

CARRERA DE ACUICULTURA

**ADICIÓN DE Lemna minor, Pistia stratiotes Y BACTERIAS
Bacillus spp., Y SU EFECTO EN EL NITRÓGENO Y FÓSFORO
PRESENTE EN EFLUENTES ACUÍCOLAS**

**ELIZALDE ELIZALDE CARLOS DANIEL
INGENIERO ACUICOLA**

**JARAMILLO RIOS JOSTYN JAHIR
INGENIERO ACUICOLA**

**MACHALA
2025**



UTMACH

FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS

CARRERA DE ACUICULTURA

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN

**ADICIÓN DE *Lemna minor*, *Pistia stratiotes* Y BACTERIAS
Bacillus spp., Y SU EFECTO EN EL NITRÓGENO Y FÓSFORO
PRESENTE EN EFLUENTES ACUÍCOLAS**

**ELIZALDE ELIZALDE CARLOS DANIEL
INGENIERO ACUICOLA**

**JARAMILLO RIOS JOSTYN JAHIR
INGENIERO ACUICOLA**

SANTACRUZ REYES ROBERTO ADRIAN

**MACHALA
2025**



draft - Tesis - Elizalde y Jaramillo

< 1%
Textos sospechosos



< 1% Similitudes
0% similitudes entre comillas
0% entre las fuentes mencionadas
0% Idiomas no reconocidos

Nombre del documento: draft - Tesis - Elizalde y Jaramillo.pdf
ID del documento: cb22760122ca484a3c0d241be207a346691e0dd9
Tamaño del documento original: 524,82 kB

Depositante: SANTACRUZ REYES ROBERTO ADRIAN
Fecha de depósito: 1/8/2025
Tipo de carga: interface
fecha de fin de análisis: 1/8/2025

Número de palabras: 10,446
Número de caracteres: 70,343

Ubicación de las similitudes en el documento:



Fuentes con similitudes fortuitas

N°	Descripciones	Similitudes	Ubicaciones	Datos adicionales
1	hdl.handle.net Evaluación de un proceso biológico y de zeolita como alternativa... https://hdl.handle.net/20.500.14625/21225	< 1%		📄 Palabras idénticas: < 1% (10 palabras)
2	dspace.ups.edu.ec https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/29678/1/UPS-GT006017.pdf	< 1%		📄 Palabras idénticas: < 1% (10 palabras)
3	agriculturawiki.com Acuicultura sostenible: clave para la seguridad alimentaria... https://agriculturawiki.com/acuicultura-sostenible-clave-para-la-seguridad-alimentaria-costera/	< 1%		📄 Palabras idénticas: < 1% (10 palabras)
4	Documento de otro usuario #2babd4 Viene de de otro grupo	< 1%		📄 Palabras idénticas: < 1% (10 palabras)

Fuentes mencionadas (sin similitudes detectadas) Estas fuentes han sido citadas en el documento sin encontrar similitudes.

1	https://paperpile.com/c/Uufwv6/wZVW
2	https://paperpile.com/c/Uufwv6/QH2r
3	https://paperpile.com/c/Uufwv6/RGuR
4	https://paperpile.com/c/Uufwv6/SvLm
5	https://paperpile.com/c/Uufwv6/bigW

CLÁUSULA DE CESIÓN DE DERECHO DE PUBLICACIÓN EN EL REPOSITORIO DIGITAL INSTITUCIONAL

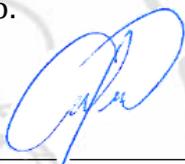
Los que suscriben, ELIZALDE ELIZALDE CARLOS DANIEL y JARAMILLO RIOS JOSTYN JAHIR, en calidad de autores del siguiente trabajo escrito titulado ADICIÓN DE Lemna minor, Pistia stratiotes Y BACTERIAS Bacillus spp., Y SU EFECTO EN EL NITRÓGENO Y FÓSFORO PRESENTE EN EFLUENTES ACUÍCOLAS, otorgan a la Universidad Técnica de Machala, de forma gratuita y no exclusiva, los derechos de reproducción, distribución y comunicación pública de la obra, que constituye un trabajo de autoría propia, sobre la cual tienen potestad para otorgar los derechos contenidos en esta licencia.

Los autores declaran que el contenido que se publicará es de carácter académico y se enmarca en las disposiciones definidas por la Universidad Técnica de Machala.

Se autoriza a transformar la obra, únicamente cuando sea necesario, y a realizar las adaptaciones pertinentes para permitir su preservación, distribución y publicación en el Repositorio Digital Institucional de la Universidad Técnica de Machala.

Los autores como garantes de la autoría de la obra y en relación a la misma, declaran que la universidad se encuentra libre de todo tipo de responsabilidad sobre el contenido de la obra y que asumen la responsabilidad frente a cualquier reclamo o demanda por parte de terceros de manera exclusiva.

Aceptando esta licencia, se cede a la Universidad Técnica de Machala el derecho exclusivo de archivar, reproducir, convertir, comunicar y/o distribuir la obra mundialmente en formato electrónico y digital a través de su Repositorio Digital Institucional, siempre y cuando no se lo haga para obtener beneficio económico.



ELIZALDE ELIZALDE CARLOS DANIEL

0750146102



JARAMILLO RIOS JOSTYN JAHIR

0705603686

DEDICATORIAS

Carlos Elizalde

Dedico esta tesis a quienes han sido mi inspiración, mi fuerza y mi apoyo a lo largo de este viaje.

A mi abuela, María Elizalde, cuyo ejemplo continúa guiando mis pasos. Aunque ya no esté físicamente con nosotros, su memoria vive en cada decisión que tomo y en los valores que me definen.

A mis padres, César Elizalde y Janeth Elizalde, por su amor incondicional, su esfuerzo incansable y por enseñarme, con el ejemplo, que la disciplina y la humildad son los pilares del verdadero crecimiento.

A mi hermana, Ruth Elizalde, por su cercanía, su apoyo constante y su paciencia en los momentos más exigentes.

A mis tíos, Byron Elizalde y Marlene Elizalde, y a mis primos, por su cariño, sus palabras de aliento y por ser parte esencial de este proceso.

Y, sobre todo, a mí mismo.

Por creer incluso cuando todo parecía incierto.

Por persistir cuando las fuerzas flaqueaban.

Por afrontar cada reto con integridad.

Porque esta tesis no solo marca el cierre de una etapa académica, sino también la reafirmación de una promesa personal: seguir adelante, siempre.

Jostyn Jaramillo

Dedico este trabajo a mi madre, cuyo amor firme y fe inquebrantable me enseñaron a resistir incluso cuando todo parecía cuesta arriba. A mi padre y a mi padrastro, por forjar en mí el carácter, la disciplina y el valor de no rendirme ante la adversidad. A mi hermana, por estar siempre presente, y a mi sobrina, por ser mi refugio y la razón de muchas de mis sonrisas, incluso en los días más duros. A toda mi familia, por ser parte esencial del motor que me impulsó a seguir adelante. A mis amigos más cercanos, los verdaderos, los que permanecieron cuando muchos se fueron.

Y finalmente, me lo dedico a mí: por no rendirme, por mantenerme fuerte aún en los momentos más oscuros, por seguir adelante cuando lo fácil hubiera sido abandonar. Este logro es el eco de cada palabra de aliento, de cada sacrificio silencioso, de cada abrazo sincero. Va por ustedes... y por el hombre que luchó hasta el final.

AGRADECIMIENTOS

Carlos Elizalde

A lo largo de este viaje, he tenido el privilegio de contar con el amor, la compañía y el apoyo de personas y seres que han marcado profundamente mi vida. Sin ellos, este logro no habría sido posible.

En primer lugar, agradezco a Dios, por ser mi guía, mi fortaleza en la incertidumbre y mi refugio en los momentos difíciles. Gracias por concederme la vida, la salud, la sabiduría y la perseverancia necesarias para alcanzar esta meta.

A mi familia: mis padres, César Elizalde y Janeth Elizalde; mi hermana, Ruth Elizalde; mi tío, Byron Elizalde; mi tía, Marlene Elizalde; mis primos; y, con especial cariño, a la memoria de mi abuela María Elizalde, cuya presencia me acompaña en cada paso. Gracias por su fe incondicional, su apoyo silencioso y por ser mi refugio, incluso en la distancia o la ausencia. Cada uno de ustedes ha sido un faro de amor, fortaleza y esperanza.

Extiendo mi gratitud a todas las personas que, de forma directa o indirecta, sumaron positivamente en esta etapa. Cada palabra de aliento, gesto amable y momento compartido formaron parte de esta construcción silenciosa que hoy se concreta.

Gracias, desde lo más profundo de mi corazón. Este logro no es solo mío, también pertenece a quienes caminaron conmigo.

Jostyn Jaramillo

Con el alma llena de entusiasmo, agradezco por este logro a quienes caminaron conmigo en silencio y en palabra. A mi madre Viviana Rios, fuente inagotable de amor y valentía, por sostener mis pasos incluso cuando tambaleaban. A mi padrastro Hugo Heras y padre Freddy Jaramillo, por el apoyo incansable, la guía firme y por enseñarme que los sueños se alcanzan con esfuerzo. A mi hermana Thalia Jaramillo, mi confidente, y a mi sobrina Gyslaine Jaramillo, pequeña luz que iluminó mis días con su inocencia. A toda mi familia, cuyo aliento se sintió en cada página escrita. Y a mis amigos más cercanos, compañeros de batalla, gracias por estar, por creer, por levantarme cuando las fuerzas flaqueaban. Este triunfo no es solo mío; es el eco de cada abrazo, cada palabra de aliento y cada lágrima compartida. Gracias por ser hogar, aún en la distancia.

De parte de ambos autores:

Estamos profundamente agradecidos con los profesores que nos acompañaron con paciencia, exigencia y sabiduría a lo largo de este proceso educativo. En especial, al Dr. Roberto Santacruz, a la Dra. Lita Sorroza y al Biólogo Milton Cun, por guiarnos con discernimiento y compromiso, por compartir su conocimiento con generosidad y por inculcarme la motivación para seguir creciendo, tanto a nivel profesional como personal.

Asimismo, agradecemos sinceramente a los docentes que nos apoyaron durante el desarrollo de esta investigación: al Ing. Wilmer Galarza, a la Ing. Jessika Basurto, al Ing. Lenin Chuquisala y a la Ing. Ivanna Tuz. Gracias por su disponibilidad, por cada orientación brindada y por contribuir con su experiencia al fortalecimiento de este trabajo académico.

RESUMEN

La presente investigación evaluó el efecto de *Bacillus* spp., *Lemna minor* y *Pistia stratiotes* sobre la reducción de compuestos nitrogenados (amonio, nitrito, nitrato) y fosfatados (fosfato) en efluentes acuícolas. El estudio se llevó a cabo mediante un diseño experimental en bloques, con tres tratamientos biológicos y tres réplicas por tratamiento, excluyéndose el control por interferencias biológicas externas. La duración del experimento fue de cuatro semanas, bajo condiciones fisicoquímicas promedio de 27,06 °C de temperatura, 5,33 mg/L de oxígeno disuelto y pH 8,55. Los resultados indicaron que todos los tratamientos lograron reducciones importantes en amonio, nitrito y fosfato, aunque con eficiencias variables. *L. minor* fue el tratamiento más eficiente en la remoción de amonio (97,14 %), mientras que *Bacillus* spp. destacó en nitrito (95,97 %) y fosfato (77,14 %). En cambio, *P. stratiotes* presentó menores eficiencias, especialmente en la reducción de fosfato (28,57 %). En cuanto al nitrato, se observó incremento en todos los tratamientos, lo cual se atribuyó a la acumulación de este compuesto por ausencia de desnitrificación en un medio predominantemente aeróbico. Se concluye que *Bacillus* spp. y *L. minor* constituyen alternativas viables y sostenibles para el tratamiento biológico de efluentes acuícolas, por su alta eficiencia en la bioabsorción de nutrientes. Se recomienda profundizar en condiciones de desnitrificación y evaluar combinaciones de tratamientos para mitigar la acumulación de nitrato.

Palabras clave: bioabsorción, fitorremediación, nitrógeno, fósforo, bacterias, plantas acuáticas, efluentes acuícolas.

ABSTRACT

This study evaluated the effect of *Bacillus* spp., *Lemna minor*, and *Pistia stratiotes* on the reduction of nitrogen (ammonium, nitrite, nitrate) and phosphorus (phosphate) compounds in aquaculture effluents. The study was conducted using a block experimental design, using three biological treatments with three replicates each. The control was excluded due to external biological interference. The trial lasted four weeks under average physicochemical conditions of 27.06 °C temperature, 5.33 mg/L dissolved oxygen, and pH 8.55. Results showed that all treatments achieved significant reductions in ammonium, nitrite, and phosphate, although with varying levels of efficiency. *Lemna minor* was the most effective in removing ammonium (97.14%), while *Bacillus* spp. exhibited the highest efficiency in nitrite (95.97%) and phosphate (77.14%) reduction. In contrast, *Pistia stratiotes* demonstrated lower efficiency, particularly in phosphate removal (28.57%). Regarding nitrate, all treatments showed an increase, attributed to the aerobic environment that hindered the denitrification process. It is concluded that *Bacillus* spp. and *Lemna minor* are viable and sustainable options for biological treatment of aquaculture effluents due to their high nutrient bioabsorption capacities. Further research is recommended to promote denitrification conditions and explore combined treatment strategies to reduce nitrate accumulation.

Keywords: bioabsorption, phytoremediation, nitrogen, phosphorus, bacteria, aquatic plants, aquaculture effluents.

ÍNDICE

	Páginas
INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS DEL ESTUDIO	6
Objetivo General	6
Objetivos Específicos.....	6
MATERIALES Y MÉTODOS	7
Ubicación del Área de Estudio.....	7
Metodología.....	7
Obtención del Agua	7
Obtención De Las Plantas Acuáticas	7
Adquisición y Preparación De <i>Bacillus spp.</i>	7
Diseño Del Mesocosmos	9
Análisis de Agua	9
Biomasa <i>Lemna minor</i>	10
Biomasa <i>Pistia stratiotes</i>	10
Evaporación y Evapotranspiración	10
Bioensayo	10
Análisis Estadístico	11
Tipo de Análisis.....	11
Selección del Modelo Estadístico.....	11
Pruebas de Hipótesis.....	11
Registro y Análisis de Datos.....	11
RESULTADOS	12
Caracterización de los nutrientes (Resultados descriptivos por semanas).....	13
Concentración de amonio (NH_4^+)	13

Concentración de Nitrito (NO_2^-).....	15
Concentración de Nitrato (NO_3^-)	16
Concentración de Fosfato (PO_4^{3-}).....	18
Comparación de los resultados estadísticos de las concentraciones evaluadas.	20
Variable Amonio (NH_4^+).....	20
Variable Nitrito (NO_2^-).....	22
Variable Nitrato (NO_3^-)	24
Variable Fosfato (PO_4^{3-}).....	26
Interpretación entre variables (N y P)	29
Compuestos Nitrogenados (amonio, nitrito y nitrato)	29
Compuestos Fosfatados (fosfato).....	29
DISCUSIONES	30
Remoción de Amonio (NH_4^+)	31
Remoción de Nitrito (NO_2^-).....	32
Incremento de Nitrato (NO_3^-).....	33
Remoción de Fosfato (PO_4^{3-})	35
Discusión integrada entre tratamientos.	37
CONCLUSIONES	39
Caracterización de los tratamientos biológicos aplicados	39
Comparación de la eficiencia entre tratamientos.....	39
RECOMENDACIONES	40
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	41
Anexos.....	50

ÍNDICE DE TABLAS

Tablas	Páginas
1. Concentración media de amonio (NH_4^+) \pm desviación estándar (mg/L) durante el periodo experimental en los diferentes tratamientos	14
2. Porcentaje de reducción de Amonio (NH_4^+) al final del experimento durante el estudio	14
3. Concentración media de nitrito (NO_2^-) \pm desviación estándar (mg/L) durante el periodo experimental en los diferentes tratamientos	15
4. Porcentaje de reducción de nitrito (NO_2^-) durante el estudio	16
5. Concentración media de nitrato (NO_3^-) \pm desviación estándar (mg/L) durante el periodo experimental en los diferentes tratamientos	17
6. Incremento porcentual de Nitrato (NO_3^-) durante el estudio	17
7. Concentración media de fosfato (PO_4^{3-}) \pm desviación estándar (mg/L) durante el periodo experimental en los diferentes tratamientos	19
8. Porcentaje de reducción de Fosfato (PO_4^{3-}) durante el estudio	19
9. Período semanal (\bar{x} y DE) y el p-valor (Prueba Kruskal-Wallis) de amonio	21
10. Período semanal (\bar{x} y DE) y el p-valor (Prueba Kruskal-Wallis) de nitrito	23
11. Período semanal (\bar{x} y DE) y el p-valor (Prueba Kruskal-Wallis) de nitrato	25
12. Período semanal (\bar{x} y DE) y el p-valor (Prueba Kruskal-Wallis) de fosfato.	27
13. p-valor (Kruskal-Wallis) obtenido entre bacterias y especies acuáticas para cada variable	29

ÍNDICE DE FIGURAS

Figuras	Páginas
1. Concentración de amonio (mg/L) semanal entre tratamientos	22
2. Concentración de nitrito (mg/L) semanal entre tratamientos.	24
3. Concentración de nitrato (mg/L) semanal entre tratamientos.....	26
4. Concentración de fosfato (mg/L) semanal entre tratamientos	28

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexos	Páginas
1. Limpieza y preparación del área experimental para el montaje de las unidades acuáticas.....	50
2. Reactivos en pastillas (fotómetro YSI) para análisis de fosfato (PO_4^{3-}).....	50
3. Reactivos en pastillas (fotómetro YSI) para análisis de nitrito (NO_2^-).....	51
4. Reactivos en pastillas (fotómetro YSI) para análisis de nitrato (NO_3^-).....	51
5. Reactivos en pastillas (fotómetro YSI) para análisis de amonio (NH_4^+).....	52
6. Recolección de plantas acuáticas (<i>L. minor</i> y <i>P. stratiotes</i>)	52
7. Limpieza y medición de plantas acuáticas (<i>P. stratiotes</i>)	53
8. Captura de efluente generado por sistemas intensivos de producción de <i>Litopenaeus vannamei</i> (camaronera “PACIFICO”)	53
9. Filtración del agua mediante bolso de 5 micras	54
10. Registro de biomasa inicial de <i>L. minor</i>	54
11 Medición de raíces de <i>L. minor</i>	55
12. Instalación de unidades experimentales en condiciones controladas	55
13. Uso de fotómetro YSI para análisis de nutrientes disueltos	56
14. Registro de datos obtenidos en los análisis de los nutrientes	56
15. Preparación y activación de cepas bacterianas (<i>Bacillus</i> spp).....	57
16. Aplicación de las cepas bacterianas (<i>Bacillus</i> spp.) en las unidades de estudio	57
17. Registro de toma de parámetros (pH) en las unidades experimentales.....	58
18. Registro de toma de parámetros (T °C y OD) mediante equipo multiparámetro.	58
19. Registrado de biomasa semanal (<i>L. minor</i>)	59
20. Registro de biomasa semanal (<i>P. stratiotes</i>)	59
21. Medición del volumen agua perdido por evaporación	60
22. Reposición con agua destilada para mantener el volumen de agua (30L) en los recipientes y de esta forma poder compensar las pérdidas por evaporación.	60

23. Tabla de comparación de medias y desviación estándar de los tratamientos (<i>Bacillus</i> spp.)	61
24. Tabla de comparación de medias y desviación estándar de los tratamientos (<i>L. minor</i>).....	62
25. Tabla de comparación de medias y desviación estándar de los tratamientos (<i>P. stratiotes</i>).....	63
26. Análisis estadístico no paramétricas para muestras independientes mediante pruebas de Kruskal – Wallis.....	64

INTRODUCCIÓN

La acuicultura se ha convertido en una de las principales actividades productivas a nivel global, impulsada por la creciente demanda de alimentos proteicos accesibles y altamente productivos (Lenis, 2020). Este sector, que experimenta un crecimiento anual del 3.2%, se proyecta que aumente su demanda hasta un 58% para el año 2030 (Tom et al., 2021). Los sistemas acuícolas pueden ser extensivos, semi-intensivos o intensivos dependiendo de la densidad de cultivo y del control que se ejerce sobre la producción y el medio (Romano, 2020). De acuerdo con los productos que requieran, generan impactos ambientales (Sánchez et al., 2023). Sin embargo, el desarrollo acelerado de la acuicultura ha generado una serie de impactos ambientales significativos debido a la liberación de efluentes ricos en nitrógeno y el fósforo (Ahmad et al., 2021).

Según Jazmín et al., (2020) entre el 25 y el 30% del alimento proporcionado diariamente se transforma en sedimentos. Los nutrientes no consumidos de la dieta que no son absorbidos, se convierten en desechos que se transfieren rápidamente al medio de cultivo. Estos compuestos, si no se gestionan adecuadamente, pueden conducir a problemas graves como la eutrofización, que degrada la calidad del agua, afecta la biodiversidad acuática y los cuerpos de agua receptores. (Zhang et al., 2024). Como señalan Troncoso & Chacón (2022), el vertir estos nutrientes, especialmente en las aguas continentales, favorece la eutrofización, perjudicando seriamente la disponibilidad de oxígeno y la biodiversidad.

Conforme al contexto, la problemática se centra en la gestión de efluentes acuícolas en el Ecuador, debido a que frecuentemente son vertidos sin tratamiento previo a los cuerpos de agua naturales, dado por el incumplimiento de las reglamentaciones medioambientales por parte de los productores. Como señalan Osorto et al., (2023), la mala calidad del agua en los sistemas acuícolas se debe principalmente a la acumulación de desechos metabólicos y residuos de piensos como consecuencia de una gestión inadecuada de los efluentes. Por ello, el manejo inadecuado genera desequilibrios ecológicos y afecta negativamente tanto a los ecosistemas como a las comunidades que dependen de ellos (Ma et al., 2024).

De acuerdo al TULSMA (Texto Unificado de Legislación Secundaria de Medio ambiente), las normas generales para descarga de efluentes determinan los límites de descarga a un cuerpo de agua dulce, dando a conocer que el límite máximo permisible (L.M.P) para fósforo total es de 10 mg/L, mientras que para el Nitrógeno es de 10 mg/L, si no se cumple con lo establecido la Agencia Nacional de Control Ambiental podrá exigir valores más restrictivos en la descarga, por lo que deberán implementar tratamientos adecuados, ya sea de origen público o privado (Navarrete Álava et al., 2022).

Ante esto, se han propuesto el uso de estrategias sostenibles como la biorremediación y la fitorremediación, que emplean microorganismos y plantas acuáticas para reducir la concentración de nutrientes en aguas residuales en la acuicultura (Alonso et al., 2023; García et al., 2021). Sin embargo, la biorremediación de estas aguas puede minimizar los costos de tratamiento y obtener beneficios como reducir la eutrofización y otros desequilibrios ambientales en los entornos acuáticos (Shah & Shah, 2020); (Alegría et al., 2022). A su vez, la fitorremediación emplea plantas o microorganismos que contribuyen también a disminuir los efectos negativos sobre el medio ambiente y a mantener una buena calidad del agua (Martelli et al., 2024); (Ullmann & Grimm, 2021).

Las bacterias del género *Bacillus* spp., ampliamente reconocidas por su capacidad para descomponer compuestos orgánicos y solubilizar fosfatos, han demostrado ser una solución eficaz y económica en el tratamiento de efluentes (Hlordzi et al., 2020). De manera similar, plantas como *Lemna minor* y *Pistia stratiotes* han mostrado un notable potencial fitorremediador, con reducciones significativas de nitrógeno y fósforo en diversos estudios experimentales (Ceschin et al., 2020); (Hou et al., 2024). Al respecto, Ramos & Navarro (2020), mencionan que es fundamental desarrollar y evaluar diferentes métodos de tratamiento para minimizar los impactos negativos sobre los ecosistemas acuáticos.

Por tal razón, este estudio es relevante debido a que explora el uso de recursos biológicos como las plantas acuáticas y las bacterias para reducir compuestos nitrogenados y fosfatados. A pesar de su potencial, se espera comprobar qué organismo tiene mayor eficiencia en la remoción de nutrientes. Por ello se proponen

soluciones accesibles y sostenibles para el manejo de efluentes acuícolas promoviendo así la sostenibilidad ambiental y económica de la acuicultura.

Lemna minor, llamada también lenteja de agua, es una macrófita flotante que pertenece a la familia *Araceae*, se distingue por tener hojas ovaladas y pequeñas flores, su tamaño va de 2 - 4 mm de largo y 2 mm de ancho. Se desarrollan a temperaturas de 15 °C y 18 °C, prefiere un pH entre 4,5 y 7,5 y su crecimiento se acelera en ambientes ricos en nitrógeno y fósforo (Sosa et al., 2024; Jaimes et al., 2024).

Pistia stratiotes o lechuga de agua es una planta acuática flotante que pertenece a la familia *Araceae*. Abunda en ríos, lagos y pantanos, su desarrollo puede darse en condiciones de luz moderada, con rangos de pH de 6,5 a 7,5. Sus semillas surgen en zonas poco profundas con temperaturas de más de 20 °C. Sus hojas forman rosetas que alcanzan diámetros de 20 a 30 cm, formando estolones que permiten la reproducción rápida y la formación de nuevos individuos (Leblebici et al., 2019; Murillo et al., 2005; Gallo et al., 2018).

Estudios realizados como el de Pysarenko et al., (2024) demostraron la eficacia depuradora del agua tratada para riego (agricultura) con *Bacillus subtilis* durante 14 días, logrando que el nitrito, el nitrato y el amonio se redujeran en un 54%, 35% y 38%, respectivamente, sin embargo, no hubo un impacto significativo en la disminución de Fósforo. Por su parte Luo et al., (2016), usando *Bacillus megaterium* para biorremediación de aguas residuales acuícolas, con un nitrógeno total amoniacal inicial de 100 mg/L, obtuvo una remoción del 63,6 % que equivale a 36,4 mg/L, mientras que Li et al., (2022), aplicando la misma bacteria + *B. subtilis* lograron la reducción del fósforo total en un 80,3 %. Por su parte Zhang et al. (2025), aplicando cepas de *Bacillus* sp. (*B. subtilis* B24), lograron la eliminación de nutrientes, con un 92% para amonio ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), 62% para nitrito ($\text{NO}_2^-\text{-N}$), 68% para nitrato ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) en aguas residuales de maricultura en China.

Cao et al., (2024) informaron que al usar *Bacillus cereus* bajo condiciones aeróbicas se logró eliminar el nitrato a una tasa máxima de 3,19 mg/L/h y amonio a una tasa máxima de 3,79 mg/L/h, dando así a conocer la alta eficiencia que tiene para la reducción de compuestos nitrogenados en agua. Del mismo modo, Rout et al., (2018)

demonstraron que *Bacillus cereus* mostró una alta eficacia en la remoción de compuestos nitrogenados y fosfatados en aguas residuales domésticas, en un periodo de 70 días, alcanzando una remoción de 87,1 - 93,1% de amonio, 69,4 - 88,4% para nitrato y un 84 - 100% para fosfato. El estudio de Sang et al., (2020), demuestra que la cepa *B. cereus* SC16 aislada a partir de lodo proveniente de estanques de acuicultura en China, confirmó su capacidad para eliminar hasta el 99,99 % del nitrito en condiciones aerobias controladas aplicada al mismo sistema de cultivo.

En cuanto a las plantas fitorremediadoras, investigaciones como la de Benavides et al., (2021), en un estudio sobre aguas residuales, *Lemna minor* redujo el nitrógeno de 0,35 mg/L a 0,11 mg/L (55%) y el fósforo de 5 mg/L a 1,5 mg/L (60%). Mientras que, otro experimento con agua de cultivo de peces, la planta eliminó el 43,7% del amonio total en 48 horas y el 52,38% del fósforo total en 7 días (Sarkheil & Safari, 2020). Del mismo modo, Arias et al., (2016) informaron que *Lemna minor* eliminó el 84,1 % del nitrógeno total y el 88 % del nitrito y logró una reducción del 57,8 % del fósforo en aguas residuales de fibra de fique en 8 días. Por su parte, Sahi y Megateli (2023), evaluaron la eficiencia de *Lemna minor* en aguas residuales lácteas y descubrieron que lograba una eliminación del 65,4 % del nitrógeno total y del 87 % del fósforo en aguas residuales, en comparación con el 63,5 % y el 78,8 %, respectivamente, en aguas preparadas en laboratorio. Sin embargo, otro ensayo de 28 días mostró tasas inferiores de eliminación de amonio, nitritos, nitratos y fósforo total en aguas residuales de pescado, con reducciones del 2,53 %, 13,22 %, 5,7 % y el 1,9 %, respectivamente (Beheary et al., 2019).

En el caso de *Pistia stratiotes*, Kurniawan et al., (2025) lograron una reducción del 42,3% de amonio y del 51,3% del fosfato en las aguas residuales de tofu. Además, Akinbile & Yusoff (2012) demostraron una alta eficiencia de eliminación (92,85 %) de nitrógeno total Kjeldahl después de 30 días, mientras Hui et al., (2017) reportaron que la reducción de la concentración de fosfato fue de 62.58 mg/L \pm 2.41 mg/L. A su vez, Mendoza et al., (2018) obtuvieron reducciones de 78,5 % de nitrito, 24,9 % de nitrato, 8,6 % de amonio y 51 % de fosfato en aguas municipales durante 84 días. Por su lado Cheng et al., (2018) encontraron que *Pistia stratiotes* para fitorremediación de aguas provenientes de un cultivo de camarones es viable, eliminando el 96,22% de amonio y el 86,11% de fósforo y nitrógeno total en 28 días.

Este estudio representa un paso significativo hacia la viabilidad de prácticas sostenibles en la acuicultura, proporcionando evidencia empírica sobre la factibilidad de métodos biológicos para el tratamiento de efluentes. Los resultados obtenidos podrán servir como base para el desarrollo de políticas ambientales más efectivas y para la implementación de sistemas de tratamiento más eficientes en la industria acuícola, contribuyendo así a la sostenibilidad del sector, como lo sugieren Naspirán et al., (2022) en su análisis de la acuicultura multitrófica integrada.

OBJETIVOS DEL ESTUDIO

- **Objetivo General**

Evaluar el efecto de la adición de *Lemna minor* y *Pistia stratiotes* y bacterias del género *Bacillus* spp., en las concentraciones de compuestos nitrogenados y fosfatados presentes en los efluentes acuícolas, durante un periodo de cuatro semanas.

El propósito es identificar la opción más eficiente para mejorar la calidad del agua y minimizar el impacto ambiental asociado a las actividades acuícolas, contribuyendo al desarrollo de estrategias sostenibles en la gestión de efluentes.

- **Objetivos Específicos**

1. Caracterizar la capacidad de cada microorganismo y macroorganismo para bioabsorber amonio, nitrito, nitrato y fosfato.
2. Comparar la influencia de bacterias y especies acuáticas en la concentración de N y P presentes en efluentes acuícolas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio sigue un diseño experimental con 4 tratamientos: el primero fue tratamiento control (TC), segundo (T2) estuvo compuesto de un mix de 3 bacterias *Bacillus* spp., (*Bacillus subtilis*, *Bacillus megaterium* y *Bacillus cereus*), el tercero (T3) con *Lemna minor* y cuarto (T4) con *Pistia stratiotes*.

Es necesario destacar que, aunque el diseño inicial incluía un tratamiento control sin agentes biológicos, este fue excluido del análisis estadístico debido a condiciones distintas al resto, como la falta de filtración semanal. Esto favoreció la formación de biopelículas (algas y cianobacterias), que actuaron como agentes reductores naturales y alteraron los resultados, impidiendo su función comparativa adecuada

Ubicación del Área de Estudio

El presente estudio se llevó a cabo en la ciudad de Machala, El Oro, Ecuador, específicamente en un invernadero ubicado en los exteriores del área de Entomología de la Facultad de Ciencias Agropecuarias, perteneciente a la Universidad Técnica de Machala.

Metodología

Obtención del Agua

El área de extracción de agua está situada en la camaronera "PACÍFICO", ubicada en la ciudad de Arenillas - Vía la Cuca, El Oro, Ecuador. Este lugar maneja un sistema intensivo de producción, sitio donde se procedió a recolectar el recurso a partir de los efluentes presentes. Es importante señalar que la camaronera tiene baja salinidad de 5 ppt.

Obtención De Las Plantas Acuáticas

Las plantas acuáticas se recolectaron en el humedal "la Tembladera" ubicada en los exteriores del cantón Santa Rosa. Para ello, se utilizaron recipientes plásticos con agua facilitando así la colecta y el transporte de las mismas hacia el área de estudio.

Adquisición y Preparación De Bacillus spp.

En el presente estudio se utilizaron tres cepas bacterianas del género *Bacillus* spp., *B. subtilis*, *B. cereus* y *B. megaterium*—, previamente aisladas del manglar de Puerto

Hualtaco (Huaquillas, El Oro, Ecuador) y caracterizadas microbiológicamente. Estas cepas fueron seleccionadas por su capacidad para intervenir en procesos de biorremediación y en la transformación de compuestos nitrogenados en sistemas acuáticos.

Para propagar los microorganismos, se empleó un medio de cultivo conocido como Agar Soya Peptona al 4 %, que se preparó meticulosamente de acuerdo con las especificaciones técnicas proporcionadas por el fabricante. El medio se esterilizó en autoclave a 121 °C durante 15 minutos. Posteriormente, cada cepa se inoculó en 45 mL de medio y se incubó por separado a 30 °C durante 72 horas. Una vez finalizado el proceso de incubación, se obtuvo una concentración aproximada de 3×10^9 UFC/ml en cada uno de los cultivos individuales.

Con el fin de preparar el inóculo destinado a la aplicación experimental, se extrajeron 2 mL de cada uno de los cultivos madre, que se diluyeron de forma individual en 1000 mL de agua estéril. Las suspensiones resultantes, con concentraciones aproximadas de 6×10^6 UFC/mL, se mezclaron en partes iguales para obtener un inóculo combinado que integraba las tres cepas.

En el presente estudio, se implementó una metodología que implicó la aplicación de 2 mL de la mezcla bacteriana en cada uno de los recipientes experimentales, con una capacidad total de 30 litros por recipiente. Este procedimiento dio como resultado una concentración aproximada de 4×10^2 UFC/mL por cepa.

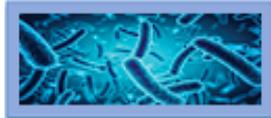
Transcurridos tres días desde la aplicación inicial, se repitió el procedimiento con una nueva dilución preparada de manera idéntica: se extrajeron nuevamente 2 mL de cada cultivo, se diluyeron en 1000 mL de agua estéril y se mezclaron en proporciones.

Para validar la eficacia del procedimiento, se realizó un recuento bacteriano mediante cámara de Neubauer, obteniéndose una concentración promedio final de $1,25 \times 10^6$ UFC/mL en cada uno de los recipientes experimentales.

La aplicación del consorcio bacteriano (*B. subtilis*, *B. cereus* y *B. megaterium*), como se mencionó se realizó mediante una dosificación inicial de 2 mL de mezcla bacteriana por recipiente. Este procedimiento, replicado a los tres días, produjo una concentración final validada de $1,25 \times 10^6$ UFC/mL, determinada mediante conteo en

cámara de Neubauer. Zink et al., (2011), mencionan que la concentración óptima es de $1,5 \times 10^6$ UFC/mL para promover efectos sobre el nitrógeno amoniacal total, amoníaco no ionizado y el oxígeno disuelto, por lo que la dosificación empleada se considera técnica y biológicamente adecuada.

Diseño Del Mesocosmos

TC= Tratamiento control	T2= Tratamiento con <i>Bacillus</i> spp.	T3= Tratamiento con <i>Lemna minor</i>	T4= Tratamiento <i>Pistia stratiotes</i>
			
			
			

Se ocuparon 12 unidades experimentales (recipientes plásticos) distribuidos en 3 réplicas por cada tratamiento, estos fueron colocados bajo un invernadero cubierto con plástico transparente con la finalidad mantener el proceso de fotosíntesis y evitar factores externos como la lluvia. Los recipientes contaron con capacidad de 51 litros con dimensiones de 49 cm de largo, 36 cm de ancho y 29 cm de alto, sin embargo, en la ejecución se usó aproximadamente el 58 % de su capacidad, es decir, 30 litros. Así mismo, las plantas acuáticas (*L. minor* y *P. stratiotes*) fueron colocadas sobre el espejo de agua de cada réplica a un 75 % de su capacidad.

Análisis de Agua

Tras la filtración del agua con bolso filtro de 5 micras para eliminar cualquier tipo de microorganismos y sedimentos, se procedió a tomar una muestra para realizar el análisis de amonio, nitrito, nitrato y fosfato, con el objetivo de conocer la concentración inicial del estudio. Además, usando un multiparámetro se tomaron parámetros diarios

de pH, oxígeno disuelto y temperatura durante la mañana y tarde de lunes a viernes. El análisis del agua de los compuestos nitrogenados y fosfatados se leyeron cada 7 días utilizando un espectrofotómetro (YSI) a lo largo de un periodo de 28 días.

Biomasa Lemna minor

En cuanto a esta planta, se tomó la biomasa inicial total de cada réplica, y luego se pesaron semanalmente hasta finalizar el estudio con el fin de comparar los resultados. Es importante resaltar que el peso neto ganado de una semana a la siguiente se extrajo y se mantuvo la biomasa inicial.

Biomasa Pistia stratiotes

De la misma forma se recolectó la biomasa inicial total de la planta por cada réplica. Así mismo se pesaron cada semana hasta culminar el estudio con el objetivo de comparar los resultados obtenidos.

Evaporación y Evapotranspiración

Se llevó a cabo una evaluación de la evaporación y evapotranspiración del agua, empleando recipientes plásticos bajo condiciones controladas. Cada recipiente estaba marcado para registrar con precisión las variaciones semanales en el nivel del agua. Por un lado, se analizó la evaporación en los recipientes control, mientras que, por otro lado, se evaluó la evapotranspiración en recipientes que contengan las plantas acuáticas con el propósito de mantener la uniformidad en las condiciones experimentales, el agua que se perdió por ambos procesos fue compensada semanalmente mediante el uso de agua destilada (H₂O DD). Este procedimiento garantiza la estabilidad de los parámetros iniciales y permitió obtener mediciones más precisas, contribuyendo a la confiabilidad y validez de los resultados obtenidos en el estudio.

Bioensayo

Se ejecutó un bioensayo antes de empezar el estudio, su finalidad fue identificar posibles problemas que se puedan dar durante el estudio. Los problemas se analizaron y solucionaron correctamente para evitar cometerlos nuevamente.

Análisis Estadístico

Tipo de Análisis

Se realizaron análisis estadísticos para comparar los resultados de eficiencia en la reducción de las variables entre los grupos experimentales y el grupo control.

Selección del Modelo Estadístico.

Se evaluó si los datos obtenidos siguen una tendencia a disminuir usando el modelo estadístico ANOVA de una vía.

Pruebas de Hipótesis

Se estableció un nivel de significancia de 0.05.

Hipótesis: *Bacillus* spp., es más eficiente en la bioabsorción de compuestos nitrogenados y fosfatados a comparación de *Lemna minor* y *Pistia stratiotes*.

Hipótesis Nula (H0): No hay diferencia significativa en la eficiencia de bioabsorción de compuestos nitrogenados y fosfatados entre el tratamiento *Bacillus* spp., *Lemna minor* y *Pistia stratiotes*.

Hipótesis Alternativa (H1): Existen diferencias significativas en la eficiencia de bioabsorción de compuestos nitrogenados y fosfatados entre *Bacillus* spp., *Lemna minor* y *Pistia stratiotes*.

Así mismo, para encontrar la mayor bioabsorción entre bacterias y especies acuáticas se aplicó la Prueba no paramétrica (*Kruskal-Wallis*) y la prueba Post-hoc (Tukey) (Boza Torres et al., 2022).

Registro y Análisis de Datos

Todos los datos se registraron en una matriz del programa IBM SPSS Statistics 25 para su análisis posterior a través del método ANOVA.

RESULTADOS

A continuación, se presentan los resultados obtenidos de los análisis del agua en los tratamientos con *Bacillus* spp., *Lemna minor* y *Pistia stratiotes*, con el objetivo de evaluar su influencia en la concentración de compuestos nitrogenados (amonio, nitrito y nitrato) y fosfatados (fosfato) en efluentes acuícolas. Las mediciones se tomaron durante un período de 4 semanas, mediante muestreos directos de cada unidad experimental.

Los resultados se organizan por variable estudiada, destacando tanto la evolución semanal de las concentraciones como las diferencias entre tratamientos. Inicialmente, se presentan los valores descriptivos (media \pm desviación estándar) obtenidos por semana, seguidamente se muestra el análisis estadístico aplicado, en este caso la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, de acuerdo con el diseño experimental. La información se muestra en tablas y gráficos que permiten visualizar las tendencias temporales y la significancia estadística de los tratamientos sobre cada variable evaluada, ayudando así a responder los objetivos específicos planteados.

Caracterización de los nutrientes (Resultados descriptivos por semanas)

Concentración de amonio (NH_4^+)

El dato inicial tomado de la concentración de amonio resultó de ($0,35 \pm 0,01$ mg/L), mismo que durante las cuatro semanas de estudio presentó tendencia general de disminución progresiva con distintas velocidades y eficiencias según el tipo de agente utilizado (bacterias o especies acuáticas).

En la semana 1, *L. minor* presentó la concentración más alta ($0,30 \pm 0,06$ mg/L), incluso superior al valor inicial debido a su *DE*, lo que indica un retraso en su capacidad de adaptación o un proceso inicial de liberación de nutrientes. En contraste, *P. stratiotes* y *Bacillus* spp. mostraron reducciones iniciales más marcadas, alcanzando $0,14 \pm 0,04$ mg/L y $0,19 \pm 0,14$ mg/L, respectivamente.

Durante la semana 2, las diferencias entre tratamientos fueron más notorias. *Bacillus* spp. logró reducción considerable hasta $0,01 \pm 0,02$ mg/L, siendo el más efectivo hasta esa semana. Por su parte, *L. minor* y *P. stratiotes* alcanzaron valores de $0,16 \pm 0,14$ mg/L y $0,21 \pm 0,05$ mg/L, respectivamente, evidenciando una actividad más lenta en la remoción del nutriente.

Al finalizar el estudio (semana 4), *L. minor* logró una concentración final mínima ($0,01 \pm 0,01$ mg/L), lo que sugiere una gran bioabsorción. *Bacillus* spp., también mantuvo reducción constante y efectiva ($0,02 \pm 0,02$ mg/L), confirmando su eficacia. Por otro lado, *P. stratiotes* mantuvo una concentración más elevada ($0,06 \pm 0,07$ mg/L), reflejando la menor capacidad de bioasimilación entre los tratamientos estudiados. (Tabla 1).

Tabla 1. Concentración media de amonio (NH_4^+) \pm desviación estándar (mg/L) durante el periodo experimental en los diferentes tratamientos

Tratamientos	Concentración Inicial	Semana 1	Semana 2	Semana 4
<i>Bacillus</i> spp.	0,35 \pm 0,01	0,19 \pm 0,14	0,01 \pm 0,02	0,02 \pm 0,02
<i>L. minor</i>	0,35 \pm 0,01	0,30 \pm 0,06	0,16 \pm 0,14	0,01 \pm 0,01
<i>P. stratiotes</i>	0,35 \pm 0,01	0,14 \pm 0,04	0,21 \pm 0,05	0,06 \pm 0,07

En la tabla 2, se exponen las diferencias de amonio y su porcentaje representativo en cada tratamiento, *L. minor* consiguió reducir 0,34 mg/L, equivalente al 97,14 %, siendo el más eficiente entre tratamientos. Por su lado, *Bacillus* spp., mostró una diferencia de 0,33 mg/L, es decir, 94,29 % de eficacia. Finalmente *P. stratiotes* alcanzó 0,29 mg/L diferencial, representando un 82,86 %, resultado el que menor grado de bioabsorción presentó a lo largo del estudio. (Tabla 2).

Tabla 2. Porcentaje de reducción de Amonio (NH_4^+) al final del experimento durante el estudio

Tratamientos	Concentración Inicial	Concentración final	Diferencia (mg/L)	Concentración de amonio (%)
<i>Bacillus</i> spp	0,35 \pm 0,01	0,02	0,33	94,29
<i>L. minor</i>	0,35 \pm 0,01	0,01	0,34	97,14
<i>P. stratiotes</i>	0,35 \pm 0,01	0,06	0,29	82,86

Concentración de Nitrito (NO_2^-)

Se desarrolló el estudio en base a la concentración inicial ($1,24 \pm 0,02$), la cual evidenció una tendencia general de reducción progresiva en los grupos de *Bacillus* spp. y *L. minor*, mientras que *P. stratiotes* mostró un comportamiento relativo, acumulando y perdiendo nitrito en el medio.

En la semana 1, *Bacillus* spp. presentó la concentración más alta ($0,40 \pm 0,61$ mg/L), lo cual sugiere una fase activa de nitrificación (amonio a nitrito). *L. minor* mostró valores bajos ($0,08 \pm 0,08$ mg/L), lo que podría indicar una respuesta temprana de remoción del nitrito. En cambio, *P. stratiotes* alcanzó una concentración relativamente elevada ($0,31 \pm 0,28$ mg/L), reflejando baja retención del compuesto.

Para la semana 2, se evidenció reducción significativa de nitrito en el tratamiento con *Bacillus* spp. ($0,04 \pm 0,02$ mg/L). Este cambio sugiere una rápida conversión de nitrito a nitrato, posiblemente favorecida por condiciones microaeróbicas y la acción de bacterias nitrificantes nativas. En *L. minor* se mantuvieron valores bajos ($0,04 \pm 0,21$ mg/L), mostrando estabilidad en su remoción, mientras que en *P. stratiotes* se redujo levemente ($0,28 \pm 0,25$ mg/L).

Para la semana final, *Bacillus* spp. y *L. minor* evidenciaron concentraciones bajas y estables ($0,05 \pm 0,00$ mg/L y $0,05 \pm 0,02$ mg/L), respectivamente. En contraste, *P. stratiotes* mostró un incremento en la concentración de nitrito ($0,35 \pm 0,34$ mg/L), lo que indica acumulación del compuesto en la última semana de estudio (Tabla 3).

Tabla 3. Concentración media de nitrito (NO_2^-) \pm desviación estándar (mg/L) durante el periodo experimental en los diferentes tratamientos

Tratamientos	Concentración Inicial	Semana 1	Semana 2	Semana 4
<i>Bacillus</i> spp.	$1,24 \pm 0,02$	$0,40 \pm 0,61$	$0,04 \pm 0,02$	$0,05 \pm 0,00$
<i>L. minor</i>	$1,24 \pm 0,02$	$0,08 \pm 0,08$	$0,04 \pm 0,21$	$0,05 \pm 0,02$
<i>P. stratiotes</i>	$1,24 \pm 0,02$	$0,31 \pm 0,28$	$0,28 \pm 0,25$	$0,35 \pm 0,34$

En la tabla se muestran los porcentajes de remoción por grupos, donde *Bacillus* spp. y *L. minor* presentaron la mayor reducción, reflejando diferencia de 1,19 mg/L, lo que representa una eficiencia de 95,97 %, respectivamente. En contraste, en *P. stratiotes* presentó el menor grado de capacidad, alcanzando una diferencia de 0,88 mg/L, registrando 70,97 % de reducción. Aunque ningún tratamiento se caracteriza por bioabsorber directamente el nitrito, esto se puede explicar por medio de la segunda fase de la nitrificación (nitrito a nitrato), posiblemente dada por acción de bacterias nitrificantes autóctonas del medio (Tabla 4).

Tabla 4. Porcentaje de reducción de nitrito (NO_2^-) durante el estudio

Tratamientos	Concentración Inicial	Concentración final	Diferencia (mg/L)	Concentración de nitrito (%)
<i>Bacillus</i> spp.	1,24 ± 0,02	0,05 ± 0,00	1,19	95,97
<i>L. minor</i>	1,24 ± 0,02	0,05 ± 0,02	1,19	95,97
<i>P. stratiotes</i>	1,24 ± 0,02	0,35 ± 0,34	0,88	70,97

Concentración de Nitrato (NO_3^-)

El valor inicial de nitrato registrado fue de $0,71 \pm 0,12$ mg/L. A lo largo de las cuatro semanas de seguimiento, se evidenció un comportamiento general de acumulación progresiva. Esto se puede atribuir principalmente a la nitrificación activa del amonio y nitrito por bacterias nativas del medio, facilitada por el oxígeno aportado por las plantas y el ambiente.

Durante la primera semana, *Bacillus* spp. exhibió el incremento más marcado, alcanzando $1,21 \pm 0,46$ mg/L respecto a su valor inicial, lo que refleja una conversión activa del nitrógeno reducido hacia su forma oxidada, probablemente por acción de bacterias nitrificantes. En comparación, *L. minor* y *P. stratiotes* presentaron aumentos moderados, con valores de $0,97 \pm 0,12$ mg/L y $0,89 \pm 0,26$ mg/L respectivamente, lo que sugiere un menor grado de transformación.

Para la semana 2, se observó una ligera disminución en las concentraciones de nitrato en *Bacillus* spp. y *L. minor* ($0,99 \pm 0,06$ y $0,87 \pm 0,06$ mg/L), correspondientemente,

mientras que *P. stratiotes* refleja un leve incremento en relación a la semana anterior ($0,95 \pm 0,31$ mg/L).

Al cierre del estudio, en la semana 4, *P. stratiotes* alcanzó la concentración final más baja ($0,82 \pm 0,11$ mg/L). *Bacillus* spp. terminó en $0,88 \pm 0,08$ mg/L, mientras que *L. minor* finalizó con la concentración más elevada ($0,90 \pm 0,11$ mg/L), lo que sugiere un efecto acumulativo más pronunciado en este tratamiento. Sin embargo, estos valores siguen siendo relativamente altos a comparación del valor inicial (Tabla 5).

Tabla 5. Concentración media de nitrato (NO_3^-) \pm desviación estándar (mg/L) durante el periodo experimental en los diferentes tratamientos

Tratamientos	Concentración Inicial	Semana 1	Semana 2	Semana 4
<i>Bacillus</i> spp.	$0,71 \pm 0,12$	$1,21 \pm 0,46$	$0,99 \pm 0,06$	$0,88 \pm 0,08$
<i>L. minor</i>	$0,71 \pm 0,12$	$0,97 \pm 0,12$	$0,87 \pm 0,06$	$0,90 \pm 0,11$
<i>P. stratiotes</i>	$0,71 \pm 0,12$	$0,89 \pm 0,26$	$0,95 \pm 0,31$	$0,82 \pm 0,11$

A nivel porcentual, todos los grupos presentaron un incremento neto de nitrato respecto al valor inicial. El aumento más bajo fue en *P. stratiotes*, con una variación de $0,11$ mg/L, equivalente a un $15,49\%$. *Bacillus* spp. elevó $0,17$ mg/L ($23,94\%$), mientras que *L. minor* registró el mayor incremento, con $0,19$ mg/L ($26,76\%$). Estos resultados indican que indirectamente, aunque en todos los tratamientos existió transformación del nitrógeno a su forma oxidada, el menor incremento fue más destacado en *P. stratiotes* (Tabla 6).

Tabla 6. Incremento porcentual de Nitrato (NO_3^-) durante el estudio

Tratamientos	Concentración Inicial	Concentración final	Aumento (mg/L)	Concentración de nitrato (%)
<i>Bacillus</i> spp.	$0,71 \pm 0,12$	$0,88 \pm 0,08$	$0,17$	$23,94$
<i>L. minor</i>	$0,71 \pm 0,12$	$0,90 \pm 0,11$	$0,19$	$26,76$
<i>P. stratiotes</i>	$0,71 \pm 0,12$	$0,82 \pm 0,11$	$0,11$	$15,49$

Concentración de Fosfato (PO_4^{3-})

La concentración inicial de fosfato en todos los tratamientos fue de $2,80 \pm 0,12$ mg/L. A partir de este punto, los resultados reflejaron una clara disminución del nutriente a lo largo del periodo de estudio, aunque con diferencias notables entre los grupos.

En la semana 1, *Bacillus* spp. logró una notable reducción, alcanzando $0,99 \pm 0,61$ mg/L, lo que indica una respuesta microbiana temprana y eficiente en la captación del fósforo presente. *L. minor*, en cambio, redujo la concentración a $1,45 \pm 0,31$ mg/L, revelando una absorción más progresiva. Por su parte, *P. stratiotes* mostró una disminución poco significativa, situándose en $2,28 \pm 0,65$ mg/L, lo que sugiere un proceso de asimilación inicial lento o limitado.

La semana 2, intensificó las diferencias entre tratamientos. *Bacillus* spp. continuó mostrando eficiencia, alcanzando su nivel mínimo ($0,61 \pm 0,31$ mg/L), mientras que *L. minor* también mantuvo una trayectoria descendente hasta $1,08 \pm 0,24$ mg/L. En contraste, *P. stratiotes* permaneció sin variaciones respecto a la semana anterior, lo que puede deberse a una posible liberación del compuesto asimilado por medio de la degradación de sus raíces y hojas.

En la semana 4, los resultados confirmaron el patrón observado previamente: *Bacillus* spp. finalizó con $0,64 \pm 0,55$ mg/L, mostrando una ligera variación respecto a la semana anterior, pero consolidando su consistencia como agente reductor. *L. minor* terminó en $0,93 \pm 0,30$ mg/L, confirmando su capacidad de remoción, aunque de manera más lenta. Finalmente, *P. stratiotes* redujo hasta $2,00 \pm 1,14$ mg/L, manteniéndose como el tratamiento con menor eficiencia (Tabla 7).

Tabla 7. Concentración media de fosfato (PO_4^{3-}) \pm desviación estándar (mg/L) durante el periodo experimental en los diferentes tratamientos

Tratamientos	Concentración Inicial	Semana 1	Semana 2	Semana 4
<i>Bacillus</i> spp.	2,80 \pm 0,12	0,99 \pm 0,61	0,61 \pm 0,31	0,64 \pm 0,55
<i>L. minor</i>	2,80 \pm 0,12	1,45 \pm 0,31	1,08 \pm 0,24	0,93 \pm 0,30
<i>P. stratiotes</i>	2,80 \pm 0,12	2,28 \pm 0,65	2,28 \pm 0,81	2,00 \pm 1,14

Los datos obtenidos permiten visualizar con claridad la eficiencia diferencial y porcentual de cada tratamiento en la remoción de fosfato. *Bacillus* spp. logró la mayor reducción neta, con una diferencia de 2,16 mg/L respecto al valor inicial, lo que equivale a una eficiencia del 77,14 %. *L. minor* ocupó el segundo lugar, con una disminución de 1,87 mg/L (66,79 %). Finalmente, *P. stratiotes* mostró la menor bioasimilación, con solo 0,8 mg/L de reducción, correspondiente a un 28,57 % (Tabla 8).

Tabla 8. Porcentaje de reducción de Fosfato (PO_4^{3-}) durante el estudio

Tratamientos	Concentración Inicial	Concentración final	Diferencia (mg/L)	Concentración de fosfato (%)
<i>Bacillus</i> spp.	2,80 \pm 0,12	0,64 \pm 0,55	2,16	77,14
<i>L. minor</i>	2,80 \pm 0,12	0,93 \pm 0,30	1,87	66,79
<i>P. stratiotes</i>	2,80 \pm 0,12	2,00 \pm 1,14	0,8	28,57

Comparación de los resultados estadísticos de las concentraciones evaluadas.

Durante el periodo experimental se evaluó la eficiencia de tres tratamientos biológicos (*Bacillus* spp., *L. minor* y *P. stratiotes*) sobre las concentraciones estudiadas presentes en efluentes acuícolas, con mediciones a lo largo de cuatro semanas. De esta manera, se presenta la evolución de dichas concentraciones en 3 semanas, reflejando las medias, desviaciones estándar y la significancia estadística entre bacterias y especies acuáticas.

Variable Amonio (NH_4^+)

Se observó que las concentraciones de amonio (NH_4^+) mostraron una tendencia general a disminuir en los tres tratamientos a medida que avanzaban las semanas. En la semana 1, *L. minor* presentó la concentración más elevada, *Bacillus* spp, un valor intermedio y *P. stratiotes* registró el valor más bajo. En la semana 2, todas las concentraciones disminuyeron, siendo la más destacada *Bacillus* spp. Al finalizar el estudio, los niveles fueron mínimos en los tres tratamientos, siendo *L. minor* el de menor valor reflejado.

De tal manera, para NH_4^+ se obtuvieron *p-valores* ($> 0,05$), evidenciando que no existen diferencias estadísticamente significativas en las concentraciones entre tratamientos. Esto indica un comportamiento similar a través del período de estudio (Tabla 9).

Tabla 9. Período semanal (\bar{x} y *DE*) y el *p*-valor (Prueba *Kruskal-Wallis*) de amonio

Variable	Tratamientos	Período (\bar{x} y <i>DE</i>)		
		S1	S2	S4
Amonio (NH ₄ ⁺)	<i>Bacillus</i> spp.	0,19 ^a ± 0,14	0,01 ^a ± 0,02	0,02 ^a ± 0,02
	<i>L. minor</i>	0,30 ^a ± 0,06	0,16 ^a ± 0,14	0,01 ^a ± 0,01
	<i>P. stratiotes</i>	0,14 ^a ± 0,04	0,21 ^a ± 0,05	0,06 ^a ± 0,07
<i>Kruskal-Wallis</i>	<i>p</i> -valor	0, 236	0, 166	0, 513

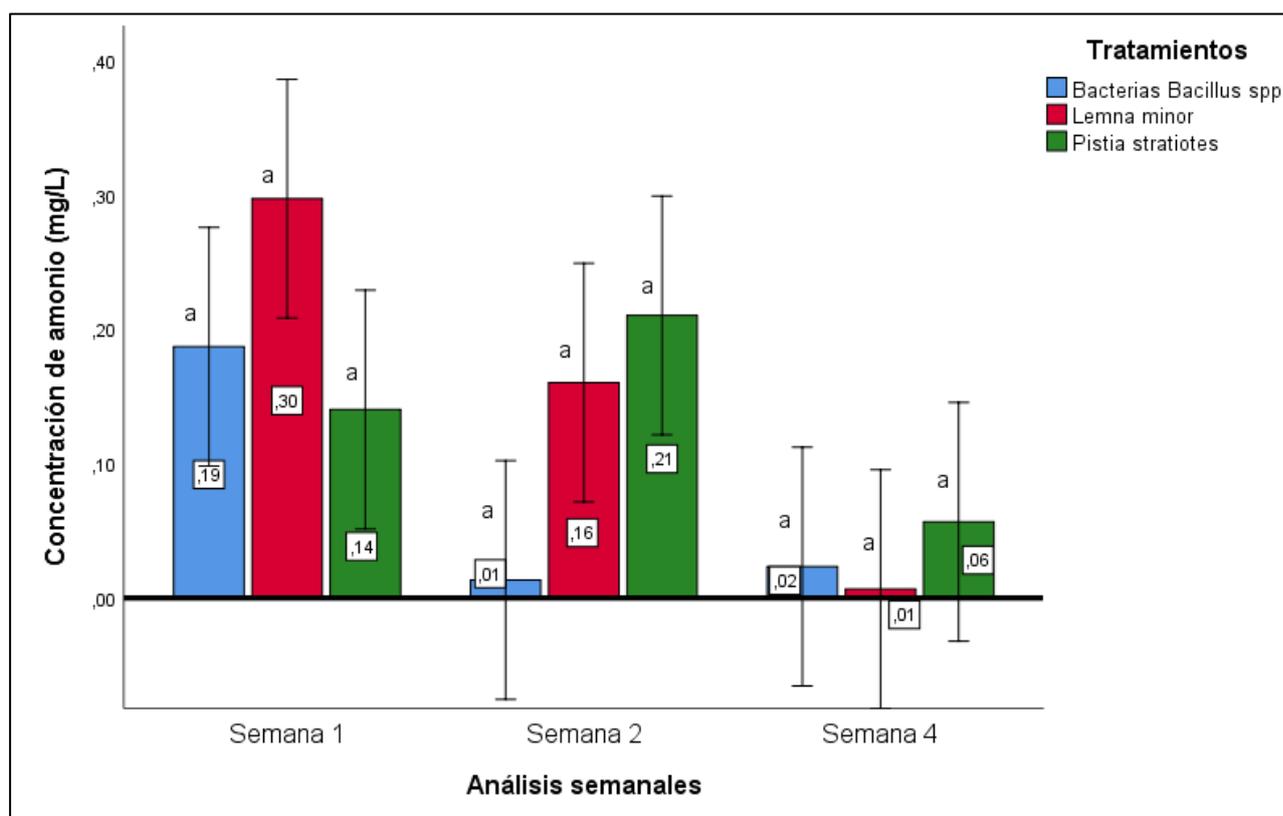
Nota: La letra “a” establecida en las medias por semana, representa que no existen diferencias significativas ($p > 0,05$).

La Figura 1 ilustra visualmente la dinámica de reducción del amonio (NH₄⁺) en los diferentes tratamientos a lo largo del estudio. Se observa una marcada disminución de la concentración desde la semana 1 hasta la semana 4 en *Bacillus* spp. y *L. minor*, lo que evidencia su capacidad progresiva de bioasimilación. En cambio, *P. stratiotes* mantiene niveles relativamente más altos en semanas intermedias, lo cual sugiere una menor eficacia en la remoción del compuesto en comparación con los otros tratamientos.

En cuanto a las barras de error, estas reflejan una alta variabilidad en las primeras semanas, especialmente en *L. minor*, lo que podría atribuirse a diferencias en la fase de adaptación o en el metabolismo inicial de las plantas acuáticas. Hacia la semana 4, dicha variabilidad disminuye, lo que sugiere un comportamiento más estable entre réplicas en todos los tratamientos.

De tal manera, como se aprecia en la figura 1, letras iguales, reflejan que no existe diferencias estadísticamente significativas entre bacterias y especies acuáticas en relación a la concentración de amonio con un *p*-valor ($> 0,05$) según la prueba no paramétrica de *Kruskal-Wallis* (Figura 1).

Figura 1. Concentración de amonio (mg/L) semanal entre tratamientos



Variable Nitrito (NO_2^-)

Se evidenció una tendencia general de reducción en todos los tratamientos, aunque con diferentes magnitudes. *Bacillus* spp. inició con un valor alto en la semana 1, reduciéndose progresivamente en la semana 2 y semana 4, mostrando una disminución sostenida. En contraste, *L. minor* presentó concentraciones bajas y estables durante todo el período, lo que sugiere una eficiente remoción del compuesto.

En cambio, *P. stratiotes* evidenció concentraciones relativamente similares en todas las semanas, indicando eficiencia baja en comparación con los otros grupos evaluados. Esta tendencia puede deberse a una acumulación del compuesto o a un bajo rendimiento en procesos de transformación del nitrito. No obstante, se lograron *p*-valores ($> 0,05$), reflejando así que no existen diferencias estadísticamente significativas en las concentraciones entre bacterias y especies acuáticas, lo cual indica una tendencia homogénea entre los grupos evaluados (Tabla 10).

Tabla 10. Período semanal (\bar{x} y DE) y el p -valor (Prueba *Kruskal-Wallis*) de nitrito

Variable	Tratamientos	Período (\bar{x} y DE)		
		S1	S2	S4
Nitrito (NO ₂ ⁻)	<i>Bacillus</i> spp.	0,40 ^a ± 0,61	0,04 ^a ± 0,02	0,05 ^a ± 0,00
	<i>L. minor</i>	0,08 ^a ± 0,08	0,04 ^a ± 0,21	0,05 ^a ± 0,02
	<i>P. stratiotes</i>	0,31 ^a ± 0,28	0,28 ^a ± 0,25	0,35 ^a ± 0,34
<i>Kruskal-Wallis</i>	p -valor	0,670	0,525	0,615

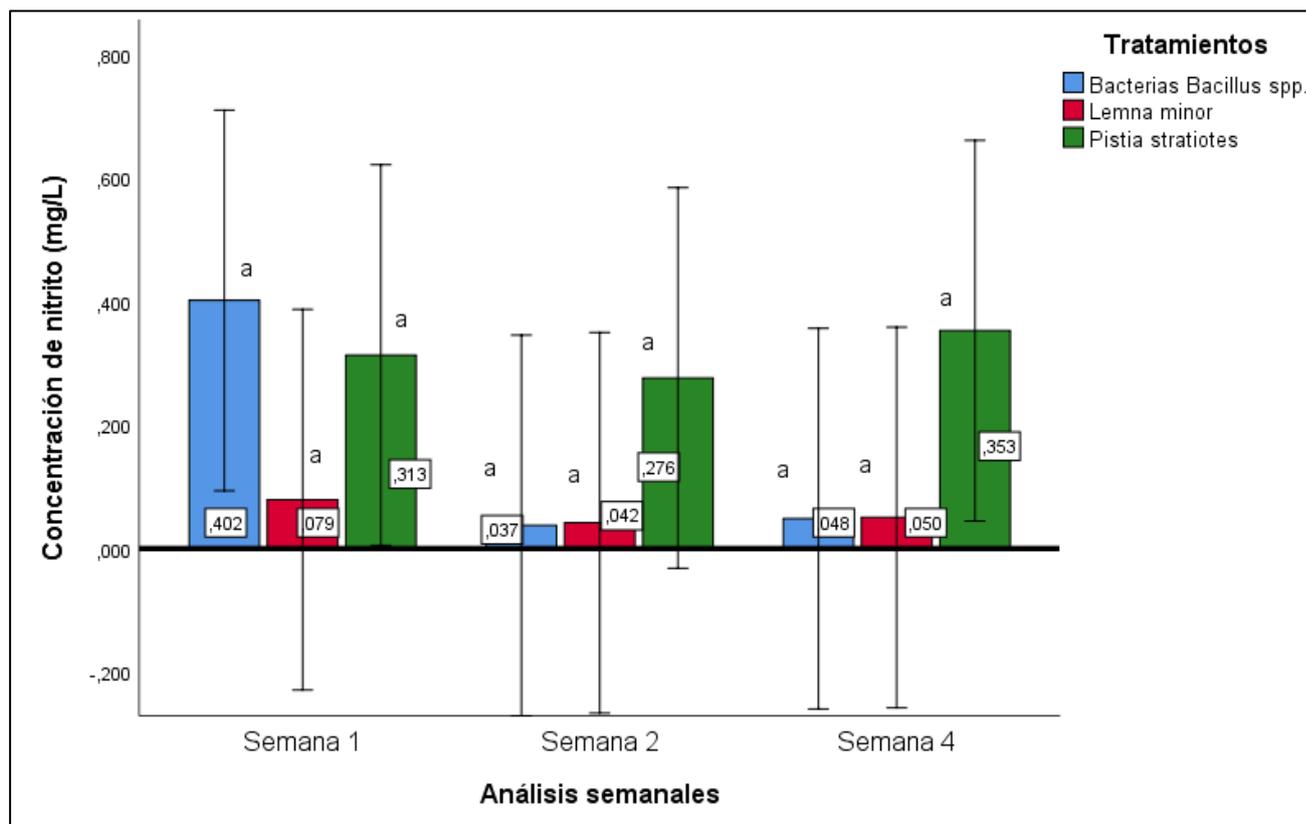
Nota: La letra “a” establecida en las medias por semana, representa que no existen diferencias significativas ($p > 0,05$).

En la figura 2 se evidencia que *L. minor* mantuvo valores bajos y estables en todas las semanas, sugiriendo una rápida y sostenida reducción desde las primeras etapas del estudio. En contraste, *Bacillus* spp. presentó una concentración elevada en la semana 1, seguida de una rápida remoción a valores mínimos en las semanas posteriores. Este patrón sugiere que el pico de nitrito inicial reportado, fue transformado eficientemente en las fases siguientes mediante la nitrificación. De tal forma, *P. stratiotes* mostró un comportamiento relativamente estable en todas sus semanas, esto refleja una limitada reducción o una posible acumulación del compuesto en el medio.

En cuanto a la variabilidad, las barras de error revelan dispersión elevada, especialmente en *P. stratiotes*, lo que sugiere inestabilidad entre réplicas. Por el contrario, en *L. minor* se presentó mayor estabilidad. Este comportamiento refuerza la interpretación de que los mecanismos de transformación del nitrito (nitrificación) fueron más eficientes en *L. minor* y *Bacillus* spp., frente a *P. stratiotes*.

Por su lado, letras iguales, indicadas en la figura 2, reflejan que no existe diferencias estadísticamente significativas entre bacterias y especies acuáticas en relación a la concentración de nitrito con un p -valor ($> 0,05$) según la prueba no paramétrica de *Kruskal-Wallis* (Figura 2).

Figura 2. Concentración de nitrito (mg/L) semanal entre tratamientos.



Variable Nitrato (NO_3^-)

En este caso, los grupos de estudio mostraron un patrón general de aumento de nitrato en el sistema en relación a su valor inicial. *Bacillus* spp. presentó una elevada carga en la semana 1, sin embargo, disminuyó progresivamente en las otras semanas. Este comportamiento sugiere una conversión inicial activa de otras formas de nitrógeno (como el nitrito), seguida de una posible estabilización por procesos de desnitrificación o bioasimilación.

Por su parte, *L. minor* mostró un patrón menos marcado, manteniendo valores relativamente altos en relación a su valor inicial, indicando cierta capacidad de regulación del nitrato, aunque con menor eficacia que *Bacillus* spp. En el caso de *P. stratiotes*, también se mantuvo con valores similares a lo largo del tiempo, evidenciando también su limitada bioasimilación.

En contraste, al igual que en las variables anteriores de amonio y nitrito, NO_3^- logró *p*-valores ($> 0,05$), revelando que no existe diferencias estadísticamente significativas

en las concentraciones entre los tratamientos. Esto refleja que el incremento en sus niveles fue similar entre los grupos a través del tiempo (Tabla 11).

Tabla 11. Período semanal (\bar{x} y DE) y el p -valor (Prueba *Kruskal-Wallis*) de nitrato

Variable	Tratamientos	Período (\bar{x} y DE)		
		S1	S2	S4
Nitrato (NO ₃ ⁻)	<i>Bacillus</i> spp.	1,21 ^a ± 0,46	0,99 ^a ± 0,06	0,88 ^a ± 0,08
	<i>L. minor</i>	0,97 ^a ± 0,12	0,87 ^a ± 0,06	0,90 ^a ± 0,11
	<i>P. stratiotes</i>	0,89 ^a ± 0,26	0,95 ^a ± 0,31	0,82 ^a ± 0,11
<i>Kruskal-Wallis</i>	p -valor	0,491a	0,252a	0,790a

Nota: La letra “a” establecida en las medias por semana, representa que no existen diferencias significativas ($p > 0,05$).

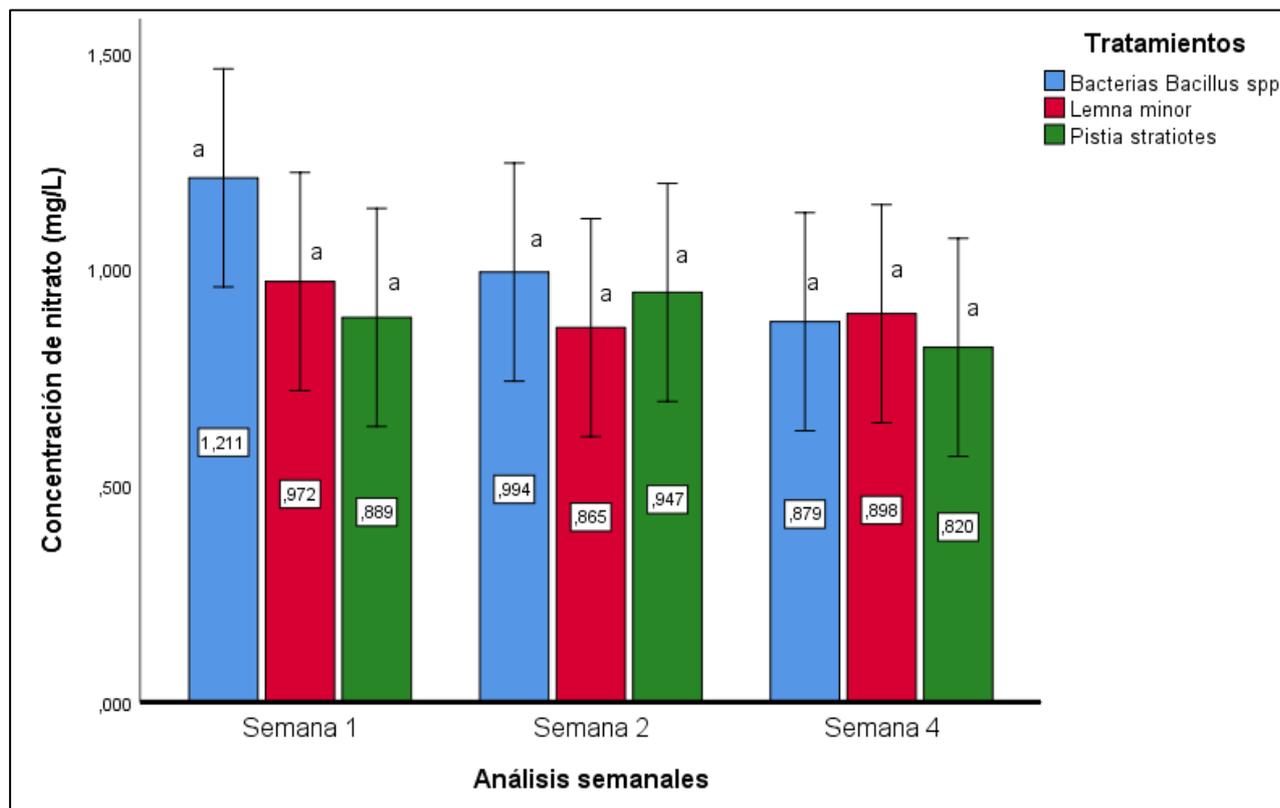
La Figura 3 muestra el comportamiento de las concentraciones de nitrato (NO₃⁻) entre los tratamientos a lo largo de las semanas del estudio. Se observa una tendencia general de incremento en todos los tratamientos, atribuible al proceso de nitrificación del amonio en el sistema.

En este contexto, *Bacillus* spp. presentó concentraciones consistentemente elevadas en comparación con los demás tratamientos, lo que sugiere una alta actividad nitrificante promovida por la acción bacteriana. Por su parte, *L. minor* mantuvo concentraciones relativamente estables, reflejando posiblemente una bioasimilación equilibrada del nitrato producido. Por el contrario, *P. stratiotes* mostró menor acumulación de nitrato, aunque con variaciones entre semanas, lo cual podría asociarse a una tasa de absorción más baja o a una menor participación en procesos de transformación del nitrógeno.

Respecto a la variabilidad, las barras de error evidencian dispersión moderada entre réplicas, sin diferencias marcadas entre los grupos. Esta homogeneidad sugiere que los procesos de acumulación de nitrato fueron relativamente consistentes en los sistemas evaluados.

Así mismo, letras iguales mostradas en la figura 3, reflejan que no existe diferencias estadísticamente significativas entre bacterias y especies acuáticas en relación a la concentración de nitrato con un *p*-valor ($> 0,05$) según la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Figura 3).

Figura 3. Concentración de nitrato (mg/L) semanal entre tratamientos.



Variable Fosfato (PO_4^{3-})

La dinámica evidenció una clara diferencia entre bacterias y especies acuáticas, donde *Bacillus* spp. mostró reducción constante en la concentración de fosfato a lo largo del periodo, lo que demuestra su eficacia en la remoción del compuesto. En contraste, *L. minor*, que presentó un valor elevado en la primera semana, redujo sus niveles en la segunda y cuarta semana, reflejando una capacidad de bioabsorción más lenta, aunque progresiva. Sin embargo, *P. stratiotes* presentó valores elevados, que se mantuvieron constantes en la semana 1 y 2, para luego reducir levemente al finalizar.

Por último, el único *p*-valor diferente que se observa es en la semana 2 ($p < 0,05$), lo que indica que sí hubo diferencias estadísticamente significativas entre los

tratamientos en esa semana específica. En este caso, *P. stratiotes* mantuvo niveles altos a diferencia de *Bacillus* spp. y *L. minor*, sugiriendo que estos 2 últimos presentaron una mayor capacidad de remoción de fósforo. En las semanas 1 y 4, en cambio, las diferencias no fueron significativas ($p > 0,05$), lo que indica un comportamiento más homogéneo durante el estudio (Tabla 12).

Tabla 12. Período semanal (\bar{x} y DE) y el p -valor (Prueba Kruskal-Wallis) de fósforo.

Variable	Tratamientos	Período (\bar{x} y DE)		
		S1	S2	S4
Fósforo (PO_4^{3-})	<i>Bacillus</i> spp.	0,99 ^a ± 0,61	0,61 ^a ± 0,31	0,64 ^a ± 0,55
	<i>L. minor</i>	1,45 ^a ± 0,31	1,08 ^a ± 0,24	0,93 ^a ± 0,30
	<i>P. stratiotes</i>	2,28 ^a ± 0,65	2,28 ^b ± 0,81	2,00 ^a ± 1,14
Kruskal-Wallis	p -valor	0,172	0,047 ^b	0,252

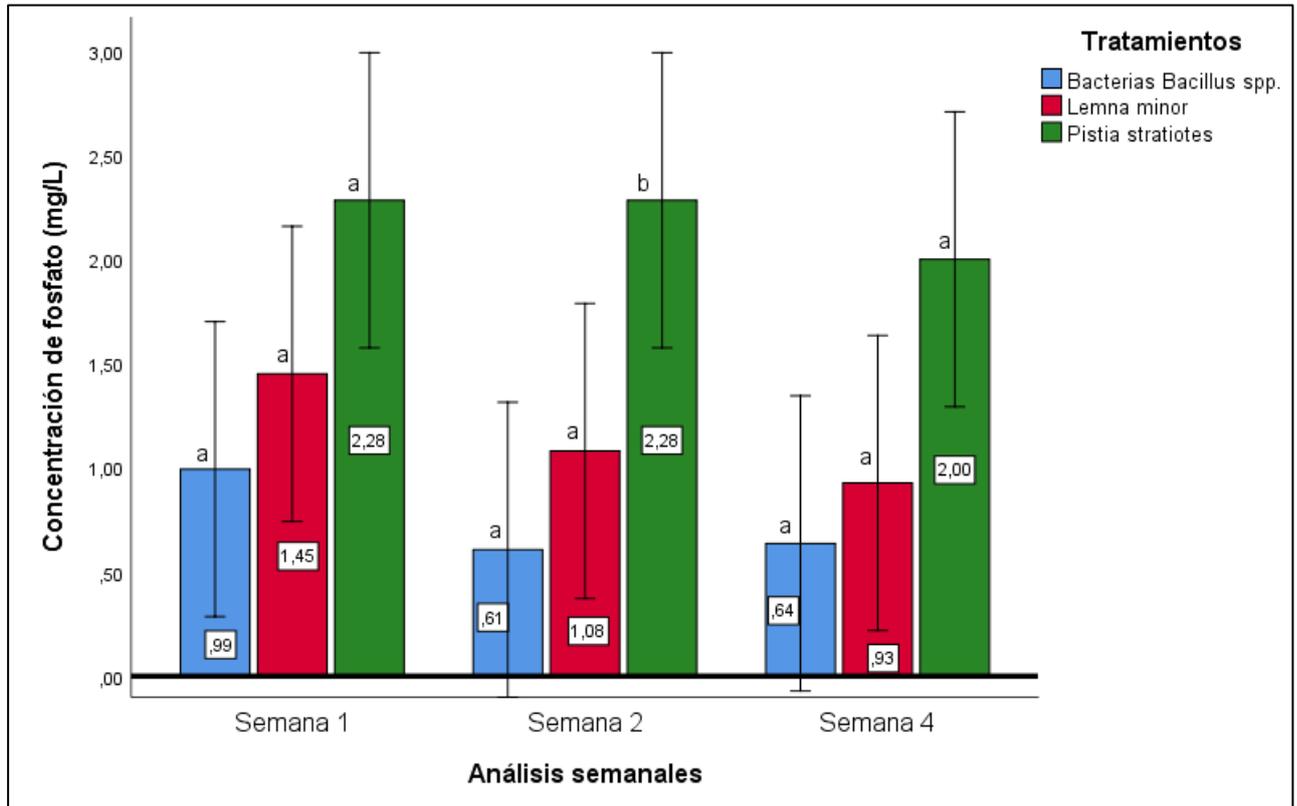
Nota: La letra “b” establecida en la media (semana 2), establece diferencias significativas ($p < 0,05$).

Finalmente, la Figura 4 muestra las variaciones en las concentraciones medias de fósforo (PO_4^{3-}) en los tratamientos a lo largo del estudio. Se observa una tendencia clara en la que *P. stratiotes* mantiene las concentraciones más elevadas en todas las semanas analizadas, lo cual sugiere una baja capacidad de remoción o posible liberación de fósforo al medio. Por su lado, *Bacillus* spp. presenta bioasimilación en sus semanas, manteniendo niveles relativamente bajos y estables, lo que confirma su capacidad de reducción. En cambio, *L. minor*, muestra una caída progresiva de su concentración, evidenciando un comportamiento estable, es decir, sin mucha diferencia para bioabsorber el compuesto.

Las barras de error indican mayor variabilidad en *P. stratiotes*, especialmente semana 1 y 2, lo que podría asociarse a procesos biológicos no controlados como la descomposición de raíces u hojas, liberando nuevamente el nutriente asimilado. En contraste, los errores estándar más estrechos en *Bacillus* spp. refuerzan su consistencia como tratamiento más estable.

Por ende, letras diferentes indicadas en la figura 4, reflejan que existe diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos en relación a la concentración de fosfato durante la semana 2 con un *p*-valor ($< 0,05$) según la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Figura 4).

Figura 4. Concentración de fosfato (mg/L) semanal entre tratamientos



Interpretación entre variables (N y P)

Compuestos Nitrogenados (amonio, nitrito y nitrato)

Mediante la prueba no paramétrica, los *p-valor* obtenidos a nivel general entre las 4 semanas mostraron que para amonio se obtuvo ($p > 0,297$), nitrito ($p > 0,206$) y nitrato ($p > 0,368$), indicando que no hubo diferencias significativas entre bacterias y especies acuáticas. Dado que se retiene la hipótesis nula para todos estos compuestos ($p > 0.05$), no hay evidencia suficiente para aceptar que *Bacillus* spp., tiene mayor eficiencia en bioabsorción de compuestos nitrogenados frente a *L. minor* y *P. stratiotes* (Tabla 14).

Compuestos Fosfatados (fosfato)

En la misma secuencia, para fosfato se obtuvo un *p-valor* ($0,002 < 0.05$), indicando una diferencia estadísticamente significativa. Por tanto, al rechazar la hipótesis nula, hay evidencia suficiente para afirmar que existe una diferencia significativa en la eficiencia de bioabsorción de fosfato entre tratamientos. Entonces se concluye que *Bacillus* spp., tiene mayor eficiencia significativa en la bioabsorción de fosfato en comparación con *P. stratiotes*, sin embargo, no hay diferencia significativa con *L. minor*, lo que permite aceptar parcialmente la hipótesis alternativa (Tabla 14).

Tabla 13. *p-valor* (Kruskal-Wallis) obtenido entre bacterias y especies acuáticas para cada variable

Tratamientos	Compuestos Nitrogenados	<i>p-valor</i> ($> 0,05$)
<i>Bacterias y especies acuáticas.</i>	Amonio (NH_4^+)	0,297
	Nitrito (NO_2^-)	0,206
	Nitrato (NO_3^-)	0,368
	Compuesto Fosfatado	<i>p-valor</i> ($< 0,05$)
	Fosfato (PO_4^{3-})	0,002

DISCUSIONES

La presente sección tiene como finalidad interpretar de manera crítica los resultados obtenidos en el marco de este estudio, contrastándolos con los objetivos planteados y con referentes teóricos y empíricos existentes en la literatura científica. Se abordará el comportamiento de las concentraciones de compuestos nitrogenados (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) y fosfatados (PO_4^{3-}) a lo largo del experimento, con énfasis en la eficacia relativa de los tratamientos aplicados: *Bacillus* spp., *Lemna minor* y *Pistia stratiotes*. Este análisis permitirá evaluar la validez de las hipótesis formuladas, identificar patrones de remoción, y comprender los mecanismos bioquímicos y ecológicos implicados en la transformación de nutrientes dentro de sistemas acuáticos.

Asimismo, se considerarán las condiciones fisicoquímicas registradas durante el experimento (pH promedio: $8,55 \pm 0,36$; temperatura: $27,07^\circ\text{C} \pm 1,47$; oxígeno disuelto: $5,33\text{ mg/L} \pm 0,93$), ya que estas variables influyen directamente en la actividad microbiana, el metabolismo vegetal y la dinámica de los compuestos evaluados. A partir de este enfoque integral, se busca no solo explicar las diferencias observadas entre tratamientos, sino también aportar evidencia útil para el desarrollo de futuras nuevas investigaciones enfocadas al tratamiento de efluentes en acuicultura intensiva.

Remoción de Amonio (NH_4^+)

La concentración inicial de amonio (0,35 mg/L) se redujo progresivamente en todos los tratamientos aplicados: *Bacillus* spp., *L. minor* y *P. stratiotes*. Esta disminución constante reflejó la capacidad de bioabsorción de los agentes biológicos, aunque con eficiencias diferenciadas. *L. minor* alcanzó el mayor porcentaje de remoción con 97,14 %, seguido por *Bacillus* spp. con 94,29 %, mientras que *P. stratiotes* logró un 82,86 %, siendo el menos eficiente. Estas diferencias están relacionadas directamente con las propiedades fisiológicas de cada organismo.

Gracias a su alta capacidad de asimilación directa del nitrógeno inorgánico como nutriente para su crecimiento (Baek et al., 2021), *L. minor* logró la mayor remoción (97,14 %), Estudios previos, como el de Sahi & Megateli (2023), demostraron una remoción del 65,4 % en aguas residuales lácteas, mientras que Arias et al., (2016) reportaron un 84,1 % en aguas residuales del lavado de fique (*Furcraea bedinghausii*), confirmando la eficiencia en nuestro estudio. Además, su crecimiento rápido genera mayor demanda de nitrógeno, lo cual explica su elevada remoción (Arroyave, 2004), la cual se ve beneficiada por las condiciones que se presentaron en el medio, mismos que favorecieron su fotosíntesis y absorción de nutrientes.

El desempeño de *Bacillus* spp. está respaldado por investigaciones como la de Zhang et al., (2025), donde se logró reducir un 92 % de amonio en aguas residuales de maricultura, y Rout et al., (2018), quienes reportaron reducciones entre 87,1 % y 93,1 % con la cepa *B. cereus* en aguas residuales domésticas. En el presente estudio, la alta eficiencia observada se atribuye a la capacidad de estas bacterias para asimilar el nitrógeno inorgánico en forma de amonio, incorporándolo directamente a su biomasa (Fernández et al., 2023). Además, una temperatura cercana a 27 °C es ideal para la actividad enzimática de *Bacillus* spp., permitiendo una acción rápida y sostenida de su bioabsorción (Barragán et al., 2014).

Sin embargo, *P. stratiotes* presentó la menor eficiencia, con 82,86 % de remoción, siendo cercano al 96,22% reportado por Cheng et al., (2018) en aguas camaroneras, sin embargo, difiere del estudio de Kurniawan et al., (2025), quienes lograron remociones del 42,3 % en aguas residuales de producción de tofu (alimento que se origina a partir de la soja). Siguiendo esta línea, las condiciones mencionadas

aportaron a su biomasa y la bioabsorción de nitrógeno tanto a través de las raíces como de las hojas, ya que, la planta utiliza preferentemente iones de amonio como fuente de nitrógeno, mostrando una mayor afinidad por este compuesto en comparación con el nitrato (Ali et al., 2024).

Remoción de Nitrito (NO_2^-)

Se observó una notable disminución de nitrito a partir de una concentración inicial de 1,236 mg/L. Este resultado fue común en todos los tratamientos, aunque con eficiencias distintas. Los tratamientos con *Bacillus* spp. y *L. minor* lograron una remoción del 95,97 %, mientras que *Pistia stratiotes* alcanzó un 70,97 %. La diferencia entre estos porcentajes se relaciona directamente con la naturaleza de los procesos involucrados, las características fisiológicas de cada especie y las condiciones ambientales registradas (Sarkheil & Safari, 2020; Arias et al., 2016).

La eficiencia observada en la remoción de nitrito por *Bacillus* spp. en el presente estudio concuerda con hallazgos previos que respaldan el potencial de estas bacterias en sistemas acuáticos. Por ejemplo, Sang et al., (2020) reportaron que *B. cereus* SC16 logró eliminar hasta el 99,99 % del nitrito en condiciones aerobias en estanques de cultivo, evidenciando su alta capacidad de transformación del compuesto. Por otro lado, Pysarenko et al., (2024) informaron una remoción del 54 % al emplear *B. subtilis* en aguas de riego, mientras que Zhang et al., (2025) registraron una eficiencia del 62 % en aguas residuales provenientes de sistemas de maricultura, siendo estas cifras inferiores a las obtenidas en este estudio, pero cabe aclarar que en el mismo se aplicó un mix de estas bacterias. En estudios posteriores, Zhang et al., (2024) destaca que la eficacia de *Bacillus* spp. se relaciona directamente con su capacidad para activar rutas metabólicas aeróbicas que integran procesos tanto de nitrificación como de desnitrificación. Las cepas utilizadas (*Bacillus subtilis*, *B. megaterium* y *B. cereus*) poseen la capacidad de transformar compuestos nitrogenados a través de rutas heterotróficas, apoyadas por la acción de enzimas específicas como amonio monooxigenasa (AMO), nitrato reductasa (NAR) y nitrito reductasa (NIR) (Sang et al., 2020).

En el mismo sentido, *L. minor* obtuvo el mismo nivel de remoción que *Bacillus* spp., misma que se demuestra en estudios previos. Arias et al., (2016), logró reducir nitrito en un 88 % en aguas residuales del lavado de fique (*Furcraea bedinghausii*), sin

embargo, este estudio difiere al realizado, ya que no se centra directamente en remoción de nutrientes de aguas residuales de acuicultura. Por lo tanto, se explica que la reducción observada del tratamiento se debe más a procesos aeróbicos como la nitrificación (amonio a nitrito), llevada a cabo por bacterias nitrificantes, tales como *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*, que se pueden encontrar en microambientes oxigenados y estructuras rizosféricas formadas por *L. minor* (Zhao et al., 2015). Además, esta nitrificación se da en parámetros ambientales que la favorecen, como los registrados en el presente estudio. De igual manera, investigaciones como las de Li et al., (2025) mencionan que estas condiciones físico-químicas son ideales para que las bacterias autóctonas presentes en ambientes acuáticos ejecuten eficientemente los procesos de oxidación del nitrito, dando a entender que *L. minor*, promueve rutas biológicas que no dependen de su metabolismo, sino de las sinergias entre planta y microbiota.

En contraste, *P. stratiotes* mostró una remoción considerablemente menor (70,97 %), pero eficiente, resultado similar al reportado por Mendoza et al., (2018), quienes lograron una remoción del 78,5 % de nitrito en aguas residuales municipales. No obstante, en el presente estudio, la remoción de nitrito podría atribuirse tanto al proceso de nitrificación como a las condiciones fisicoquímicas del medio, específicamente al pH alcalino registrado. Esta condición coincide con lo reportado por Akinbile & Yusoff (2012), quienes señalan que *P. stratiotes* presenta una menor eficiencia en la asimilación de nutrientes en ambientes con pH elevados.

Incremento de Nitrato (NO_3^-)

A diferencia del comportamiento observado para el amonio y el nitrito, el nitrato experimentó un aumento porcentual en todos los tratamientos al final del experimento. De esta manera, se observaron incrementos porcentuales en los niveles de nitrato correspondientes a cada tratamiento, con un aumento del 23,94 % para *Bacillus* spp., 26,76 % para *L. minor* y 15,49 % para *P. stratiotes*.

Sin embargo, los resultados obtenidos en los siguientes estudios no concuerdan con los hallazgos de la presente investigación, ya que, en lugar de observarse una disminución en las concentraciones de nitrato, se registraron incrementos en este compuesto. Pysarenko et al., (2024) y Rout et al., (2018) reportaron eficiencias de remoción de nitrato del 35 % y 69,4 %, respectivamente, al emplear *B. subtilis* y *B. cereus* en tratamientos de aguas destinadas al riego agrícola y aguas residuales

domésticas. En cuanto al uso de *L. minor*, estudios como el de Beheary et al., (2019) evidencian una reducción de nitrato del 13,22 % en aguas residuales provenientes de aguas residuales de piscicultura, lo cual refleja una eficiencia relativamente baja. De manera similar, investigaciones centradas en *P. stratiotes* han reportado porcentajes de remoción igualmente limitados, con apenas un 24,9 % en aguas residuales municipales. Sin embargo, los resultados obtenidos en los estudios anteriores discrepan de dichos hallazgos en el presente estudio, ya que, en lugar de observarse una disminución en las concentraciones de nitrato, se registraron incrementos de este compuesto.

La explicación más probable para este fenómeno radica en el carácter aeróbico del medio experimental, lo que habría favorecido la nitrificación completa del amonio a nitrato, sin que se dieran las condiciones necesarias para su desnitrificación (nitrato en gas nitrógeno) (Roets et al., 2022). El presente caso de estudio reflejó condiciones donde el oxígeno disuelto se mantenía elevado, por ello, investigaciones como la de Barman et al., (2017), afirman que en un mayor nivel de OD no es óptimo para la desnitrificación por *Bacillus* spp., ya que no son las condiciones adecuadas para el desarrollo de bacterias desnitrificantes. Además, Yang et al., (2021) señalan que *Bacillus* spp. activa rutas metabólicas que intensifican la nitrificación, pero no la desnitrificación, especialmente en medios oxigenados.

Por su parte, *L. minor* y *P. stratiotes*, prefieren absorber compuestos nitrogenados en forma de NH_4^+ , por ello, tienen una capacidad limitada para asimilar directamente el nitrato, especialmente cuando este se acumula más rápido de lo que puede ser absorbido (Beheary et al., 2019; Sahi & Megateli, 2023). Esta limitación se explica, en parte, por la baja actividad de la enzima nitrato reductasa, la cual es esencial para la reducción del nitrato a formas asimilables (Orebamjo & Stewart, 1974). Dicha enzima solo se activa en presencia de concentraciones adecuadas de nitrato y su expresión se ve reprimida cuando hay amonio disponible, lo que impide un aprovechamiento eficiente del nitrato incluso cuando está presente en el medio (Zhou et al., 2024). Además, se ha propuesto que *P. stratiotes* puede albergar consorcios bacterianos en sus raíces que moderan la oxidación del nitrógeno, aunque su capacidad de asimilación directa de nitrato es baja (Cheng et al., 2018).

Remoción de Fosfato (PO_4^{3-})

En el presente estudio, la concentración inicial de fosfato fue de 2,80 mg/L. Todos los tratamientos lograron reducir dicho valor, aunque con eficiencias significativamente diferenciadas. *Bacillus* spp. obtuvo el mayor porcentaje de remoción (77,14 %), *L. minor* con 66,79 % y *P. stratiotes* únicamente un 28,57 %. Estos resultados ponen en evidencia la variabilidad en los mecanismos de asimilación y transformación del fósforo entre los tratamientos.

En el caso de *Bacillus* spp., su eficiencia observada guarda concordancia con valores reportados en la literatura, como el 80,3 % documentado por Li et al., (2022) en aguas de acuicultura y el rango de 84–100 % descrito por Rout et al., (2018) en aguas domésticas. El fosfato inorgánico (Pi), en forma de ortofosfato (PO_4^{3-}), es la principal fuente de fósforo asimilable para las bacterias. Su eficiente remoción se debe a la activación del regulón PhoP/PhoR, que regula la respuesta ante la disponibilidad de Pi (Santos-Beneit 2015). Adicionalmente, estas bacterias liberan ácidos orgánicos y fosfatasas ácidas que acidifican la interfase célula–medio, favoreciendo la solubilización de formas menos disponibles de fosfato y su posterior absorción por la biomasa bacteriana (Sharma et al., 2013).

Por su parte, *L. minor* alcanzó una remoción considerable, desempeño que se encuentra dentro de los márgenes reportados por Benavides et al., (2021), Sarkheil & Safari. (2020) y Sahi & Megateli. (2023), quienes registraron eficiencias entre el 60 %, 52,38 % y el 87 %, respectivamente, bajo diferentes condiciones de cultivo. Esta capacidad se explica, en primer lugar, por la absorción directa de fosfato a través de sus frondes, con tasas de remoción de hasta $128 \text{ mg P m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$ en condiciones controladas (Frédéric et al., 2006). En segundo lugar, su sistema rizosférico crea un ambiente oxigenado que favorece la proliferación de bacterias autóctonas solubilizadoras de fosfato, como *Pseudomonas* y *Bacillus*, las cuales contribuyen a la mineralización del fósforo remanente (Saeed et al., 2021). En conjunto, estos mecanismos generan una interacción sinérgica entre la actividad vegetal y la microbiota rizosférica, que incrementa de manera significativa la eficiencia del proceso de fitorremediación.

En cuanto a *P. stratiotes*, mostró el menor rendimiento de remoción. No obstante, investigaciones previas han demostrado que su potencial de captación puede alcanzar hasta 51,3 % de bioasimilación del fosfato en aguas residuales de tofu (alimento que se origina a partir de la soja) (Kurniawan et al., 2025). Por su parte, Mendoza et al., (2018) lograron reducir el 51 % del compuesto presente en aguas municipales y Cheng et al., (2018), el 86,11 % en aguas residuales de camarónicas. Sin embargo, la baja eficiencia de *Pistia stratiotes* en la remoción de fosfato puede atribuirse a la degradación de hojas y raíces desprendidas durante el tratamiento, las cuales liberaron nuevamente el fósforo previamente asimilado. Esto se afirma en estudios como el de Zhou et al., (2023) y Yang et al., (2021), quienes señalan que la descomposición de biomasa vegetal en sistemas acuáticos libera nutrientes como el fosfato al medio, especialmente bajo condiciones de agua estancada. Esta recirculación de fósforo habría contrarrestado su bioasimilación, explicando su bajo rendimiento en el sistema por parte de este tratamiento.

Discusión integrada entre tratamientos.

En general, *Bacillus* spp. demostró ser el tratamiento más eficaz, con reducciones de 94,29 % en amonio, 95,97 % en nitrito y 77,14 % en fosfato, esto puede atribuirse, en parte, a la concentración bacteriana aplicada ($1,25 \times 10^6$ UFC/mL), la cual se encuentra dentro del rango recomendado por Zink et al., (2011) para lograr efectos significativos sobre la calidad del agua de camaroneras. Este comportamiento coincide con antecedentes como los de Hlordzi et al., (2020), quienes destacaron la capacidad de estas bacterias para degradar materia orgánica y solubilizar nutrientes. Además, Rout et al., (2018) y Cao et al., (2024) evidenciaron reducciones superiores al 80 % de compuestos nitrogenados y fosfatados usando *B. cereus*, lo cual refuerza la eficiencia observada en el presente trabajo. El éxito de este tratamiento se atribuye a la actividad enzimática (nitrificación y fosfatasa) bajo condiciones aeróbicas, que favorece la transformación de NH_4^+ y NO_2^- , y la asimilación directa de PO_4^{3-} .

L. minor, por su parte, también logró una remoción significativa, especialmente en amonio (97,14 %) y nitrito (95,97 %), con un rendimiento moderado en fosfato (66,89 %). Esto se condice con estudios como los de Benavides et al., (2021) y Arias et al., (2016), quienes reportaron reducciones del 52 % al 88 % en nutrientes usando esta especie. La eficiencia de la planta acuática está asociada a su rápida tasa de crecimiento y a su preferencia por formas reducidas de nitrógeno como el amonio (Sahi & Megateli, 2023), lo que explica su rendimiento superior en las primeras etapas.

En contraste, *P. stratiotes* presentó el desempeño menos eficiente. Aunque logró reducciones del 82,86 % de amonio y del 28,57 % de fosfato, acumuló nitrito durante el ensayo y fue el único tratamiento que mostró un aumento continuo de esta variable. Este comportamiento puede estar relacionado con un proceso de absorción más lento y con la descomposición de su biomasa, observada en etapas intermedias del experimento. Zhu et al., (2011) y Song et al., (2021) advirtieron que la senescencia de plantas acuáticas puede generar liberación de nutrientes, afectando negativamente la remoción neta. Aunque algunos estudios como el de Kurniawan et al., (2025) reportan una eficiencia superior con *Pistia*, estos resultados pueden variar según las condiciones del sistema, la biomasa activa y el manejo de las plantas.

El aumento del nitrato observado en los tratamientos con *Bacillus* spp., *L. minor* y *P. stratiotes* se explica principalmente por las condiciones aeróbicas del medio experimental, que favorecieron la nitrificación completa del amonio a nitrato, sin promover la desnitrificación (Roets et al., 2022). En el caso de *Bacillus* spp., Barman et al. (2017) y Yang et al. (2021) indican que altos niveles de oxígeno inhiben la actividad desnitrificante y estimulan la nitrificación. Por otro lado, *L. minor* y *P. stratiotes* tienen limitada capacidad de absorción directa de nitrato debido a su preferencia por el amonio y la baja actividad de la enzima nitrato reductasa, cuya expresión se suprime en presencia de amonio (Beheary et al., 2019; Zhou et al., 2024). Además, aunque *P. stratiotes* puede asociarse con bacterias que modulan el ciclo del nitrógeno, su potencial para reducir nitrato es bajo (Cheng et al., 2018).

CONCLUSIONES

Caracterización de los tratamientos biológicos aplicados

El estudio permitió identificar el comportamiento diferencial de *Bacillus* spp., *Lemna minor* y *Pistia stratiotes* frente a compuestos nitrogenados y fosfatados en efluentes acuícolas. Todos los tratamientos mostraron capacidad de reducir numéricamente el amonio, el nitrito y el fosfato, lo que evidencia su potencial para la bioabsorción de nutrientes. Sin embargo, el comportamiento del nitrato fue distinto, presentándose un aumento en su concentración en todos los sistemas experimentales. Esto sugiere que, aunque hubo procesos de transformación como la nitrificación, no se produjo una asimilación efectiva del nitrato, lo cual puede atribuirse a limitaciones fisiológicas de los agentes reductores o a la ausencia de condiciones favorables para su desnitrificación. Estos hallazgos demuestran que la eficiencia de remoción varía según el tipo de compuesto y el mecanismo biológico utilizado.

Comparación de la eficiencia entre tratamientos

La evaluación comparativa evidenció que *Bacillus* spp. fue el tratamiento más eficaz para la remoción conjunta de compuestos nitrogenados reducidos (amonio y nitrito) y fosfato, mostrando una acción sostenida en condiciones aeróbicas. *Lemna minor* también tuvo un alto rendimiento, particularmente frente al amonio, gracias a su metabolismo acelerado y alta capacidad de asimilación. En contraste, *Pistia stratiotes* presentó menor eficiencia general, posiblemente influenciada por la descomposición de biomasa y una menor tasa de captación de nutrientes. En cuanto al nitrato, su acumulación transversal en todos los tratamientos confirma que ninguno de los agentes reductores logró evitar este incremento, lo que destaca la necesidad de incorporar estrategias complementarias en futuros enfoques de remediación. Así, los resultados permiten orientar la selección de tratamientos biológicos más adecuados según las características del efluente y el objetivo de mitigación.

RECOMENDACIONES

1. Evitar interferencias biológicas no controladas, como la formación de biopelículas en tratamientos testigo, mediante el uso de filtros tipo bolsos o renovación parcial del agua. Este tipo de proliferación afectó la validez del tratamiento control, por lo que se recomienda su exclusión o rediseño en futuros ensayos.
2. Priorizar la aplicación de *Bacillus* spp. como tratamiento biológico, debido a su alta eficiencia en la remoción de amonio, nitrito y fosfato, demostrada tanto en este estudio como en la literatura científica. Es una alternativa rentable, adaptable y sostenible para sistemas acuícolas intensivos.
3. Eliminar de forma programada la materia orgánica generada por *Pistia stratiotes*, para evitar la liberación de nutrientes producto de su degradación, que podría comprometer la eficacia del sistema de fitorremediación.
4. Explorar condiciones anóxicas o combinaciones bacterianas complementarias, con el objetivo de promover la desnitrificación y mitigar la acumulación de nitrato observada en todos los tratamientos, particularmente bajo ambientes aeróbicos como los de este experimento.
5. Ampliar la experimentación unas semanas más con el fin de observar si existe una eficiencia de asimilación del compuesto Nitrato en todos sus tratamientos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ahmad, A., Abdullah, S., Hasan, H., Othman, A., & Ismail, N. (2021). Aquaculture industry: Supply and demand, best practices, effluent and its current issues and treatment technology. *Journal of Environmental Management*, 287, 112271. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112271>

Akinbile, C., & Yusoff, M. (2012). Assessing water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and lettuce (*Pistia stratiotes*) effectiveness in aquaculture wastewater treatment. *International Journal of Phytoremediation*, 14(3), 201–211. <https://doi.org/10.1080/15226514.2011.587482>

Alegría, L., Santillán, C., Hinojosa, J., Pilco, C., & Muñoz, I. (2022). Biorremediación de aguas residuales agroindustriales mediante el cultivo de *Spirulina* sp y biomasa utilizada como suplemento alimenticio para animales. *Studies in Environmental and Animal Sciences*, 3(3), 1424–1443. <https://doi.org/10.54020/seasv3n3-009>

Ali, M., Aslam, A., Qadeer, A., Javied, S., Nisar, N., Hassan, N., Hussain, A., Ali, B., Iqbal, R., Chaudhary, T., Alwahibi, M., & Elshikh, M. (2024). Domestic wastewater treatment by *Pistia stratiotes* in constructed wetland. *Scientific Reports*, 14(1), 1–13. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-57329-y>

Arias, A., Ramírez, A., Fernández, V., & Sánchez, N. (2016). Lenteja de agua (*Lemna minor*) para el tratamiento de las aguas residuales que provienen del lavado de la fibra de fique (*Furcraea bedinghausii*). *Ingeniería y Competitividad*, 18(2), 25. <https://doi.org/10.25100/iyc.v18i2.2151>

Baek, G., Saeed, M., & Choi, H. (2021). Duckweeds: Their utilization, metabolites and cultivation. *Applied Biological Chemistry*, 64(1), 1–15. <https://doi.org/10.1186/s13765-021-00644-z>

Barman, P., Bandyopadhyay, P., Kati, A., Paul, T., Mandal, A., Mondal, K., & Mohapatra, P. (2017). Characterization and strain improvement of aerobic denitrifying EPS producing bacterium *Bacillus cereus* PB88 for shrimp water quality management. *Waste and Biomass Valorization*, 9(8), 1319–1330. <https://doi.org/10.1007/s12649-017-9912-2>

Barragán, J., Zerpa, S., Castillo, M., Haro, I., Gutiérrez, W., & Álvarez, F. (2014). Efecto de la temperatura y pH sobre la actividad y estabilidad de pectinasas producidas por *Bacillus* spp. REBIOL, 34(1), 33–41.

<https://revistas.unitru.edu.pe/index.php/facccbiol/article/view/586>

Beheary, M., Sheta, M., Hussein, M., Nawareg, M., El-Matary, F., & Hyder, A. (2019). Environmental remediation of tilapia aquaculture wastewater using *Ceratophyllum demersum* and *Lemna minor*. Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries, 23(2), 379–396. <https://doi.org/10.21608/ejabf.2019.31974>

Benavides, K., Baylón, N., Avalos, H., & Panduro, H. (2021). Utilización de *Eichhornia crassipes* y *Lemna minor* en la remoción de nitrógeno y fósforo de las aguas residuales de la laguna de oxidación de la ciudad de Pucallpa, Perú. Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar, 5(3), 2813–2827. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v5i3.491

Boza Torres, P., Leyva, O., Sánchez, Y., & González, R. (2022). Guía práctica para seleccionar una prueba estadística a aplicar en una investigación biomédica. MultiMedia & Internet@Schools, 26(6).

http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S102848182022000600008&lng=es&tlng=es

Cao, Y., Jin, Y., Lu, Y., Wang, Y., Zhao, T., Chen, P., Huang, S., & Zhang, Y. (2024). Characteristics and nitrogen removal performance optimization of aerobic denitrifying bacteria *Bacillus cereus* J1 under ammonium and nitrate-nitrogen conditions. Water, 16(16), 2231. <https://doi.org/10.3390/w16162231>

Ceschin, S., Crescenzi, M., & Iannelli, M. (2020). Phytoremediation potential of the duckweeds *Lemna minuta* and *Lemna minor* to remove nutrients from treated waters. Environmental Science and Pollution Research International, 27(13), 15806–15814. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08045-3>

Cheng, H., Long, J., & Liu, Z. (2018). Aquaculture wastewater treatment with immobilized microorganisms–aquatic plants strengthened purification system. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 192, 012061. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/192/1/012061>

Fernández, A., Palacios, D., & Martínez, N. (2023). Biorremediación en aguas residuales acuícolas: Una revisión. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 7(4), 8538–8568. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v7i4.7577

Frédéric, M., Samir, L., Louise, M., & Abdelkrim, A. (2006). Comprehensive modeling of mat density effect on duckweed (*Lemna minor*) growth under controlled eutrophication. *Water Research*, 40(15), 2901–2910. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.05.026>

Gallo, N., Gutiérrez, E., Torres, G., & Villavicencio, Á. (2018). Caracterización energética del lechuguín y pasto alemán con 100%, 50% y 25% de humedad utilizando la bomba calorimétrica adiabática. *Aporte Santiaguino*, 11(1), 31. <https://doi.org/10.32911/as.2018.v11.n1.454>

García, R., Jaramillo, E., Tabares, J., Obregón, E., Osorno, L., Acevedo, A., Amaya, M., Delgado, D., Díaz, B., Medina, M., Bernal, M., Rendón, L., Anaya de Hoyos, P., Sanabria, N., Álvarez, M., Plata, E., Maciel, A., Monroy, M., Sarmiento, A., Martínez, C. (2021). 4o. Encuentro Interinstitucional de Semilleros de Investigación. <http://hdl.handle.net/20.500.12749/16180>

Hlordzi, V., Kuebutornye, F., Afriyie, G., Abarike, E., Lu, Y., Chi, S., & Anokyewaa, M. (2020). The use of *Bacillus* species in maintenance of water quality in aquaculture: A review. *Aquaculture Reports*, 18, 100503. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2020.100503>

Hou, T., Liu, J., Yao, Y., Chen, K., Mao, C., Zhang, J., Li, Z., Zhang, K., & Yang, P. (2024). Regulation and microbial response mechanism of nitric oxide to copper-containing swine wastewater treated by *Pistia stratiotes*. *Environmental Pollution*, 359, 124560. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124560>

Hui, A., Hizar, N., Rong, L., Amin, M., Hassin, N., Mohd, R., Ahmad, M., Razab, M., Hakim, N., & Abdullah, A. (2017). Phytoremediation of aquaculture wastewater by *Colocasia esculenta*, *Pistia stratiotes*, and *Limnocharis flava*. *Applied Water Science*. <http://journal.umk.edu.my/index.php/jtrss/article/view/593/403>

Jaimes, O., Lora, O., & Tache, K. (2024). Lenteja de agua (*Lemna minor*): Potencial alimentario y ambiental. Revisión. Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias, 15(2), 404–424. <https://doi.org/10.22319/rmcp.v15i2.6107>

Jazmín, M., Syukri, F., Kamarudin, S., & Karim, M. (2020). Potential of bioremediation in treating aquaculture sludge: Review article. Aquaculture, 519, 734905. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734905>

Kurniawan, S., Imron, M., Mustofa, R., Najiya, D., Said, N., Buhari, J., Jusoh, H., & Ismail, A. (2025). Phytotreatment of tofu effluent using water lettuce (*Pistia stratiotes*) and potential of biogas production from resultant biomass. Journal of Water Process Engineering, 69, 106672. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106672>

Leblebici, Z., Dalmiş, E., & Andeden, E. (2019). Determination of the potential of *Pistia stratiotes* L. in removing nickel from the environment by utilizing its rhizofiltration capacity. Brazilian Archives of Biology and Technology, 62. <https://doi.org/10.1590/1678-4324-2019180487>

Lenis, M. (2020). M. R. Acuipro. Acuicultura – Investigación – Producción. Dialnet, 5, 08. <https://doi.org/10.23857/pc.v5i8.1664>

Li, J., Gao, Y., Xie, Y., Li, J., Li, J., & Ran, C. (2025). Optimal cultivation concentration of duckweed for pollutant removal from biogas slurry. Scientific Reports, 15(1), 1–18. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-89524-w>

Li, X., Wang, T., Fu, B., & Mu, X. (2022). Improvement of aquaculture water quality by mixed *Bacillus* and its effects on microbial community structure. Environmental Science and Pollution Research International, 29(46), 69731–69742. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-20608-0>

Liang, Q., Zhang, X., Lee, K., Wang, Y., Yu, K., Shen, W., Fu, L., Shu, M., & Li, W. (2015). Nitrogen removal and water microbiota in grass carp culture following supplementation with *Bacillus licheniformis* BSK-4. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 31(11), 1711–1718. <https://doi.org/10.1007/s11274-015-1921-3>

Ma, X., Flanjak, L., Chen, X., Morgante, C., Kirkebak, B., Boffa, V., Quist-Jensen, C., Ali, A., Maurino, V., & Roslev, P. (2024). Efficient treatment of high-salinity aquaculture

effluents through synergistic membrane distillation and VUV/UVC photolysis. *Journal of Water Process Engineering*, 66, 106042.

<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106042>

Martelli, A., Zualet, T., Gagliardi, M., & Rubilar, T. (2024). Fitorremediación de efluentes acuícolas mediante el uso de seis microalgas marinas: Aportes de sustentabilidad en la industria acuícola del erizo de mar en Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 72(S1), e58979. <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v72is1.58979>

Mendoza, Y., Pérez, J., & Galindo, A. (2018). Evaluación del aporte de las plantas acuáticas *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* en el tratamiento de aguas residuales municipales. *CIT Información Tecnológica*, 29(2), 205–214.

<https://doi.org/10.4067/s0718-07642018000200205>

Murillo, P., Sánchez, E., & Hiraldo, C. (2005). *Pistia stratiotes* L. (Araceae): Una planta acuática exótica en las proximidades del Parque Nacional de Doñana (SW España). *Acta Botánica Malacitana*, 30, 235–236. <https://doi.org/10.24310/abm.v30i0.7206>

Naspirán-Jojoa, D., Fajardo-Rosero, A., Ueno-Fukura, M., & Collazos-Lasso, L. (2022). Perspectivas de una producción sostenible en acuicultura multitrófica integrada (IMTA): Una revisión. *Revista de la Facultad de Medicina Veterinaria y de Zootecnia*, 69(1). <https://doi.org/10.15446/rfmvz.v69n1.101539>

Navarrete, J., Noles, P., Delgado, C., Hernández, N., & Guerrero-Ríos, R. (2022). Biorremediación de efluentes del cultivo de camarón por medio de consorcios microbianos autóctonos y microalgas nativas en Manabí, Ecuador. *Zenodo*. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.6536004>

Orebamjo, T., & Stewart, G. (1974). Some characteristics of nitrate reductase induction in *Lemna minor* L. *Planta*, 117(1), 1–10. <https://doi.org/10.1007/BF00388674>

Osorto, M., Martínez, D., & Merlo, V. (2023). Evaluación de la calidad de agua mediante un análisis multivariante en los esteros del Golfo de Fonseca, Honduras: Calidad de agua en los esteros del Golfo de Fonseca. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 52(1), 65–92.

<https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2023.52.1.1181>

Pysarenko, P., Samojlik, M., Galytska, M., Mostoviak, I., Milenko, O., Pischalenko, M., Lavrinenko, I., & Taranenko, S. (2024). Environmental aspects of using *Bacillus subtilis* to improve the quality of irrigation water. *Journal of Ecological Engineering*, 25(9), 218–225. <https://doi.org/10.12911/22998993/191149>

Ramos, R., & Navarro, A. (2020). Tratamiento de efluentes del cultivo de *Seriola lalandi* por sedimentación, filtración y absorción en diferentes tiempos de retención hidráulica. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 54(3), 297–307. <https://doi.org/10.22370/rbmo.2019.54.3.2020>

Romano, A. (2020). Regeneración electroquímica del agua utilizada en sistemas intensivos de acuicultura marina [Tesis de maestría, Universidad de Cantabria]. UCrea Repositorio Abierto. <http://hdl.handle.net/10902/19227>

Roets-Dlamini, Y., Lalloo, R., Moonsamy, G., Kumari, S., Nasr, M., Ramchuran, S., & Bux, F. (2022). Development of *Bacillus* spp. consortium for one-step “aerobic nitrification-denitrification” in a fluidized-bed reactor. *Bioresource Technology Reports*, 17, 100922. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2021.100922>

Rout, P., Dash, R., Bhunia, P., & Rao, S. (2018). Role of *Bacillus cereus* GS-5 strain on simultaneous nitrogen and phosphorous removal from domestic wastewater in an inventive single unit multi-layer packed bed bioreactor. *Bioresource Technology*, 262, 251–260. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.087>

Saeed, Q., Xiukang, W., Haider, F., Kučerik, J., Mumtaz, M., Holatko, J., Naseem, M., Kintl, A., Ejaz, M., Naveed, M., Brtnicky, M., & Mustafa, A. (2021). Rhizosphere bacteria in plant growth promotion, biocontrol, and bioremediation of contaminated sites: A comprehensive review of effects and mechanisms. *International Journal of Molecular Sciences*, 22(19), 10529. <https://doi.org/10.3390/ijms221910529>

Sahi, W., & Megateli, S. (2023). Evaluation of *Lemna minor* phytoremediation performance for the treatment of dairy wastewater. *Water Practice & Technology*, 18(5), 1138–1147. <https://doi.org/10.2166/wpt.2023.074>

Sánchez, M., Rabell, V., & Flores, P. (2023). Tecnologías para optimizar el agua en la acuicultura. ResearchGate. https://www.researchgate.net/publication/370466719_Tecnologias_para_optimizar_el

_agua_en_la_acuicultura

Sang, C., Fu, Y., Guo, S., Luo, J., & Zhang, Q. (2020). Isolation and characterization of an aerobic denitrifier *Bacillus* sp. SC16 from an intensive aquaculture pond. *Water*, 12(12), 3559. <https://doi.org/10.3390/w12123559>

Santos-Beneit, F. (2015). The Pho regulon: A huge regulatory network in bacteria. *Frontiers in Microbiology*, 6, 138714. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00402>

Sarkheil, M., & Safari, O. (2020). Phytoremediation of nutrients from water by aquatic floating duckweed (*Lemna minor*) in rearing of African cichlid (*Labidochromis lividus*) fingerlings. *Environmental Technology & Innovation*, 18, 100747. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100747>

Shah, A., & Shah, M. (2020). Characterisation and bioremediation of wastewater: A review exploring bioremediation as a sustainable technique for pharmaceutical wastewater. *Groundwater for Sustainable Development*, 11, 100383. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100383>

Sharma, S., Sayyed, R., Trivedi, M., & Gobi, T. (2013). Phosphate solubilizing microbes: Sustainable approach for managing phosphorus deficiency in agricultural soils. *SpringerPlus*, 2(1), 587. <https://doi.org/10.1186/2193-1801-2-587>

Song, Y., Zhou, M., Qin, Y., Cornelissen, J., & Dong, M. (2021). Nutrient effects on aquatic litter decomposition of free-floating plants are species dependent. *Global Ecology and Conservation*, 30, e01748. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01748>

Sosa, D., Alves, F., Prieto, M., Pedrosa, M., Heleno, S., Barros, L., Feliciano, M., & Carocho, M. (2024). *Lemna minor*: Unlocking the value of this duckweed for the food and feed industry. *Foods*, 13(10), 1435. <https://doi.org/10.3390/foods13101435>

Tom, A., Jayakumar, J., Biju, M., Somarajan, J., & Ibrahim, M. (2021). Aquaculture wastewater treatment technologies and their sustainability: A review. *Energy Nexus*, 4, 100022. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2021.100022>

Troncoso, S., & Chacón, F. (2022). Proyectos de acuicultura en el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental: Hacia una delimitación conceptual y práctica de su

evaluación. *Revista de Derecho (Coquimbo)*, 29, e4483.

<https://doi.org/10.22199/issn.0718-9753-4483>

Ullmann, J., & Grimm, D. (2021). Algae and their potential for a future bioeconomy, landless food production, and the socio-economic impact of an algae industry. *Organic Agriculture*, 11(2), 261–267. <https://doi.org/10.1007/s13165-020-00337-9>

Yang, R., Dong, J., Li, C., Wang, L., Quan, Q., & Liu, J. (2021). The decomposition process and nutrient release of invasive plant litter regulated by nutrient enrichment and water level change. *PLOS ONE*, 16(5), e0250880.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0250880>

Yang, T., Yang, Q., Shi, Y., Xin, Y., Zhang, L., Gu, Z., & Shi, G. (2021). Insight into the denitrification mechanism of *Bacillus subtilis* JD-014 and its application potential in bioremediation of nitrogen wastewater. *Process Biochemistry*, 103, 78–86.

<https://doi.org/10.1016/j.procbio.2021.02.007>

Zhang, Q., Wang, Y., Zhang, Z., Yu, Y., Wang, C., Liao, M., Rong, X., Zhang, Z., Li, B., Ge, J., & Wang, J. (2025). The nitrogen removal characterization and ecological risk assessment of *Bacillus* sp. isolated from mariculture systems in China with spatiotemporal difference. *PLOS ONE*, 20(3), e0319344.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0319344>

Zhang, L., Ali, A., Su, J., Huang, T., & Wang, Z. (2024). Ammonium nitrogen and phosphorus removal by bacterial-algal symbiotic dynamic sponge bioremediation system in micropolluted water: Operational mechanism and transformation pathways. *Science of the Total Environment*, 947, 174636.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174636>

Zhao, Y., Fang, Y., Jin, Y., Huang, J., Ma, X., He, K., He, Z., Wang, F., & Zhao, H. (2015). Microbial community and removal of nitrogen via the addition of a carrier in a pilot-scale duckweed-based wastewater treatment system. *Bioresource Technology*, 179, 549–558. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.037>

Zink, I., Benetti, D., Douillet, P., Margulies, D., & Scholey, V. (2011). Improvement of water chemistry with *Bacillus* probiotics inclusion during simulated transport of yellowfin tuna yolk sac larvae. *North American Journal of Aquaculture*, 73(1), 42–48.

<https://doi.org/10.1080/15222055.2011.544622>

Zhou, X., Dong, K., Tang, Y., Huang, H., Peng, G., & Wang, D. (2023). Research progress on the decomposition process of plant litter in wetlands: A review. *Water*, 15(18), 3246. <https://doi.org/10.3390/w15183246>

Zhou, Y., Kishchenko, O., Stepanenko, A., Chen, G., Wang, W., Zhou, J., Pan, C., & Borisjuk, N. (2024). The dynamics of NO_3^- and NH_4^+ uptake in duckweed are coordinated with the expression of major nitrogen assimilation genes. *Authorea Preprints*. <https://doi.org/10.22541/au.170667457.79707150/v1>

Zhu, L., Li, Z., & Ketola, T. (2011). Biomass accumulations and nutrient uptake of plants cultivated on artificial floating beds in China's rural area. *Ecological Engineering*, 37(10), 1460–1466. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.03.010>

Anexos.

Anexos. 1. Limpieza y preparación del área experimental para el montaje de las unidades acuáticas.



Anexos. 2. Reactivos en pastillas (fotómetro YSI) para análisis de fosfato (PO_4^{3-}).



Anexos. 3. Reactivos en pastillas (fotómetro YSI) para análisis de nitrito (NO_2^-).Anexos. 4. Reactivos en pastillas (fotómetro YSI) para análisis de nitrato (NO_3^-).

Anexos. 5. Reactivos en pastillas (fotómetro YSI) para análisis de amonio (NH_4^+).



Anexos. 6. Recolección de plantas acuáticas (*L. minor* y *P. stratiotes*)



Anexos. 7. Limpieza y medición de plantas acuáticas (*P. stratiotes*)



Anexos. 8. Captura de efluente generado por sistemas intensivos de producción de *Litopenaeus vannamei* (camaronera "PACIFICO")



Anexos. 9. Filtración del agua mediante bolso de 5 micras



Anexos. 10. Registro de biomasa inicial de *L. minor*



Anexos. 11 Medición de raíces de *L. minor*



Anexos. 12. Instalación de unidades experimentales en condiciones controladas



Anexos. 13. Uso de fotómetro YSI para análisis de nutrientes disueltos



Anexos. 14. Registro de datos obtenidos en los análisis de los nutrientes



Anexos. 15. Preparación y activación de cepas bacterianas (*Bacillus* spp)



Anexos. 16. Aplicación de las cepas bacterianas (*Bacillus* spp.) en las unidades de estudio



Anexos. 17. Registro de toma de parámetros (pH) en las unidades experimentales



Anexos. 18. Registro de toma de parámetros (T °C y OD) mediante equipo multiparámetro



Anexos. 19. Registrado de biomasa semanal (*L. minor*)



Anexos. 20 Registro de biomasa semanal (*P. stratiotes*)



Anexos. 21 Medición del volumen agua perdido por evaporación



Anexos. 22 Reposición con agua destilada para mantener el volumen de agua (30L) en los recipientes y de esta forma poder compensar las pérdidas por evaporación.



Anexos. 23 Tabla de comparación de medias y desviación estándar de los tratamientos (*Bacillus* spp.)

		Informe				
Bacterias y especies acuáticas	Análisis semanales	Concentración de amonio	Concentración de nitrito	Concentración de nitrato	Concentración de fosfato	
Bacterias <i>Bacillus</i> spp.	Semana 1	Media	,1867	,40167	1,21100	,9933
		N	3	3	3	3
		Desv. Desviación	,14224	,614404	,456872	,60501
		Mediana	,1200	,08200	,98300	,9900
		Mínimo	,09	,013	,913	,39
		Máximo	,35	1,110	1,737	1,60
		Varianza	,020	,377	,209	,366
	Semana 2	Media	,0133	,03733	,99367	,6067
		N	3	3	3	3
		Desv. Desviación	,02309	,022279	,060136	,30892
		Mediana	,0000	,02600	1,01400	,5500
		Mínimo	,00	,023	,926	,33
		Máximo	,04	,063	1,041	,94
		Varianza	,001	,000	,004	,095
	Semana 4	Media	,0233	,04833	,87900	,6367
		N	3	3	3	3
		Desv. Desviación	,02082	,004041	,078715	,54930
		Mediana	,0300	,04600	,91300	,4700
		Mínimo	,00	,046	,789	,19
		Máximo	,04	,053	,935	1,25
		Varianza	,000	,000	,006	,302
	Total	Media	,0744	,16244	1,02789	,7456
		N	9	9	9	9
		Desv. Desviación	,11137	,355969	,275612	,47487
		Mediana	,0400	,04600	,93500	,5500
		Mínimo	,00	,013	,789	,19
		Máximo	,35	1,110	1,737	1,60
Varianza		,012	,127	,076	,226	

Anexos. 24 Tabla de comparación de medias y desviación estándar de los tratamientos (*L. minor*)

Lemna minor	Semana 1	Media	,2967	,07900	,97167	1,4500
		N	3	3	3	3
		Desv. Desviación	,06110	,077117	,123290	,31225
		Mediana	,3100	,05600	,93900	1,5500
		Mínimo	,23	,016	,868	1,10
		Máximo	,35	,165	1,108	1,70
		Varianza	,004	,006	,015	,097
	Semana 2	Media	,1600	,04167	,86533	1,0800
		N	3	3	3	3
		Desv. Desviación	,14000	,021362	,062692	,24021
		Mediana	,2200	,03300	,89900	1,0000
		Mínimo	,00	,026	,793	,89
		Máximo	,26	,066	,904	1,35
		Varianza	,020	,000	,004	,058
	Semana 4	Media	,0067	,05033	,89767	,9267
		N	3	3	3	3
		Desv. Desviación	,00577	,022053	,113993	,30353
		Mediana	,0100	,05600	,93000	,9800
		Mínimo	,00	,026	,771	,60
		Máximo	,01	,069	,992	1,20
		Varianza	,000	,000	,013	,092
	Total	Media	,1544	,05700	,91156	1,1522
		N	9	9	9	9
		Desv. Desviación	,14706	,044819	,101291	,34076
Mediana		,2200	,05600	,90400	1,1000	
Mínimo		,00	,016	,771	,60	
Máximo		,35	,165	1,108	1,70	
Varianza		,022	,002	,010	,116	

Anexos. 25 Tabla de comparación de medias y desviación estándar de los tratamientos (*P. stratiotes*)

Pistia stratiotes	Semana 1	Media	,1400	,31300	,88867	2,2833
		N	3	3	3	3
		Desv. Desviación	,03606	,278512	,258403	,65256
		Mediana	,1500	,31600	,74400	2,5000
		Mínimo	,10	,033	,735	1,55
		Máximo	,17	,590	1,187	2,80
		Varianza	,001	,078	,067	,426
	Semana 2	Media	,2100	,27600	,94667	2,2833
		N	3	3	3	3
		Desv. Desviación	,05292	,246299	,313545	,80984
		Mediana	,2300	,29000	,99700	2,7000
		Mínimo	,15	,023	,611	1,35
		Máximo	,25	,515	1,232	2,80
		Varianza	,003	,061	,098	,656
	Semana 4	Media	,0567	,35267	,81967	2,0000
		N	3	3	3	3
		Desv. Desviación	,06658	,343030	,111253	1,13578
		Mediana	,0400	,32200	,81100	2,5000
		Mínimo	,00	,026	,713	,70
		Máximo	,13	,710	,935	2,80
		Varianza	,004	,118	,012	1,290
	Total	Media	,1356	,31389	,88500	2,1889
		N	9	9	9	9
		Desv. Desviación	,08095	,255104	,217708	,78293
Mediana		,1500	,31600	,81100	2,5000	
Mínimo		,00	,023	,611	,70	
Máximo		,25	,710	1,232	2,80	
Varianza		,007	,065	,047	,613	

Anexos. 26. Análisis estadístico no paramétricas para muestras independientes mediante pruebas de *Kruskal – Wallis*.

Resumen de prueba de hipótesis

	Hipótesis nula	Prueba	Sig.	Decisión
1	La distribución de Concentración de amonio es la misma entre las categorías de Bacterias y especies acuáticas.	Prueba de Kruskal-Wallis para muestras independientes	,297	Retener la hipótesis nula.
2	La distribución de Concentración de nitrito es la misma entre las categorías de Bacterias y especies acuáticas.	Prueba de Kruskal-Wallis para muestras independientes	,206	Retener la hipótesis nula.
3	La distribución de Concentración de nitrato es la misma entre las categorías de Bacterias y especies acuáticas.	Prueba de Kruskal-Wallis para muestras independientes	,368	Retener la hipótesis nula.
4	La distribución de Concentración de fosfato es la misma entre las categorías de Bacterias y especies acuáticas.	Prueba de Kruskal-Wallis para muestras independientes	,002	Rechazar la hipótesis nula.

Se muestran significaciones asintóticas. El nivel de significación es de ,05.