

Caracterización fisicoquímica y propuesta de biofiltración para efluentes de recría de trucha en Puno

Physicochemical characterization and biofiltration proposal for trout hatchery effluents in Puno

Yoly Alania Mallea ^a 

✉ yalania@epg.unap.edu.pe

^a Universidad Nacional del Altiplano. Puno, Perú

Palabras clave:

Biofiltración con totora;
Calidad de agua altoandina;
Efluentes de trucha en altitud extrema; Eutrofización; Trucha arcoíris

Keywords:

Biofiltration with totora;
Eutrophication; High-Andean water quality; Rainbow trout; Trout effluents at extreme altitude

Cómo citar:

Alania Mallea Y.
Caracterización fisicoquímica y propuesta de biofiltración para efluentes de recría de trucha en Puno. 2026; 10 (30).
<https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v10i30.508>

Resumen

Contexto: La acuicultura de trucha arcoíris en el altiplano peruano genera efluentes cuya carga nutricional permanece insuficientemente cuantificada, particularmente en laboratorios de recría que operan sin tratamiento previo a la descarga. **Objetivo:** Caracterizar el gradiente fisicoquímico entre el punto de ingreso y el punto de salida del agua en un laboratorio de recría ubicado a 3,950 msnm (Piscifactoría River Trout Yolis S.A.C., Conduriri, Puno), calcular la carga contaminante areal por unidad de producción y diseñar un sistema de biofiltración multietapa de bajo costo adaptado a las condiciones de alta montaña. **Materiales y métodos:** Diseño de campo cuasi-experimental donde se se comparó sobre la misma línea de flujo: ingreso del manantial Puso Pusi Pujuni (punto A, control natural) y descarga al Chapilaca (punto B). Se midieron 19 parámetros según Standard Methods y contraste ECA DS N.º 004-2017-MINAM (categorías 3 y 4), con descriptivos, prueba t, d de Cohen, bootstrap BCa, componentes principales, índice de calidad, carga areal y cinética con corrección térmica. Base: n = 1 por punto más n = 30 réplicas simuladas de literatura RAS en altura; inferencia proyectada. **Resultados:** Nitratos +41,8 %, magnesio +200,3 %, bicarbonatos +1994,7 % y sales +1340,8 % (14,4x); dureza -16,8 %, pH -1,9 %, oxígeno estable. El índice descendió de 78,4 (Buena) a 42,7 (Regular), con recuperación proyectada a 71,2. La carga salina (115,2 kg/día) excedió 7,7 veces el umbral y la de nitratos (0,89 kg/día) lo duplicó. El tren sedimentador-filtro-totora proyectó 65-72 % de remoción (8 h), condicionado a caudal ≥ 4 L/s y temperatura ≥ 9 °C. **Conclusión:** La recría en altitud extrema deteriora el agua y rebasa al receptor; el biofiltro pasivo resulta viable únicamente bajo dichos umbrales y con monitoreo.

Abstract

Context: Rainbow trout aquaculture in the Peruvian highlands generates effluents whose nutrient load remains insufficiently quantified, particularly in nursery laboratories that operate without treatment prior to discharge. **Objective:** To characterize the physicochemical gradient between the water inlet and outlet points at a nursery laboratory located at 3,950 masl (Piscifactoría River Trout Yolis S.A.C., Conduriri, Puno), calculate the areal pollutant load per unit of production, and design a low-cost multistage biofiltration system adapted to high-mountain conditions. **Materials and methods:** Quasi-experimental field design in which a comparison was made along the same flow line: inlet from the Puso Pusi Pujuni spring (point A, natural control) and discharge into the



Chapilaca (point B). Nineteen parameters were measured according to Standard Methods and contrasted with ECA DS No. 004-2017-MINAM (categories 3 and 4), using descriptive statistics, t-test, Cohen's d, BCa bootstrap, principal components, quality index, areal load, and kinetics with thermal correction. Basis: $n = 1$ per point plus $n = 30$ simulated replicates from high-altitude RAS literature; projected inference. **Results:** Nitrates +41.8%, magnesium +200.3%, bicarbonates +1994.7%, and salts +1340.8% (14.4×); hardness -16.8%, pH -1.9%, oxygen stable. The index dropped from 78.4 (Good) to 42.7 (Fair), with a projected recovery to 71.2. The salt load (115.2 kg/day) exceeded the threshold by 7.7 times, and the nitrate load (0.89 kg/day) doubled it. The settler-filter-cattail train projected 65-72% removal (8 h), conditioned on flow rate ≥ 4 L/s and temperature ≥ 9 °C. **Conclusion:** Nursery rearing at extreme altitude degrades the water and exceeds the receptor's capacity; the passive biofilter is viable only under these thresholds and with monitoring.

Introducción

En el altiplano peruano, la recría de trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) apuntala la seguridad alimentaria y el ingreso familiar, pues la acuicultura compensa la escasa diversificación agropecuaria que impone la altitud extrema ⁽¹⁾. Pese a su descarga continua hacia tributarios del lago Titicaca: sistema endorreico sumamente sensible a la eutrofización y a la presencia de contaminantes emergentes como microplásticos ⁽²⁾, los efluentes de laboratorios ubicados por encima de 3500 msnm carecen todavía de cuantificación sistemática ^(1,3), pese a que la evaluación ambiental de aguas de piscifactoría mediante análisis fisicoquímico y microbiano ha avanzado en otras latitudes ⁽⁴⁾. Sin evidencia local, imposible discernir si tales vertidos representan aportes marginales o fuentes sustantivas de nutrientes en cuencas ya tensionadas, pese a la disponibilidad de enfoques estandarizados de muestreo ambiental y de métodos para monitorear partículas antropogénicas y otros contaminantes emergentes ^(5,6).

Lo investigado hasta hoy en la cuenca se circunscribió a jaulas flotantes dentro del lago y recurrió a matrices cualitativas de impacto: útiles para jerarquizar riesgos en escala ordinal, insuficientes para dimensionar tecnologías de mitigación con resolución cuantitativa ⁽³⁾, aun cuando herramientas multivariantes de decisión rápida para monitoreo de RAS y la evaluación de la calidad de agua en áreas de acuicultura marina ya demuestran capacidad de discriminación operativa ^(7,8). Quedó fuera de foco, precisamente, la recría en laboratorio: alevines en densidades altas bajo flujo continuo antes del engorde, aun cuando su biomasa por unidad de volumen puede superar la de los sistemas de engorde ⁽¹⁾. A ello se suma que balances de nitrógeno y fósforo en estanques costeros revelaron discrepancias y acumulación encubierta en sedimentos que los enfoques cualitativos no captan ⁽⁹⁾, lo que subraya la importancia de la validación analítica mediante balance iónico y enfoques electroquímicos ⁽¹⁰⁾, así como de la interpretación multivariante de ensayos interlaboratorios ⁽¹¹⁾. Medir directamente en altura dejó, pues, de ser opcional.

Desde la hidroquímica de flujo continuo, la concentración de nutrientes en el efluente responde a tasa de alimentación, eficiencia de conversión y recambio hidráulico: excretas y alimento no consumido se descomponen y liberan amonio, nitratos y fosfatos en proporciones estequiométricas previsibles ⁽¹⁾. Lo observado en recirculación (RAS) de precordillera: amonio y nitratos operativos altos aun con cumplimiento normativo aparente, confirma que la escasa dilución concentra nutrientes a niveles equiparables a los templados ⁽¹⁾. De ahí derivan dos proposiciones. H1: nitratos, sales totales, magnesio y potasio resultan superiores en la salida (B) frente al ingreso (A). H2: pH y dureza descienden por agotamiento de la capacidad tampón ante la acumulación salina y la generación bacteriana de dióxido de carbono.

Un segundo marco: tratamiento a baja temperatura, introduce la restricción que la hidroquímica clásica pasa por alto: la nitrificación decae exponencialmente con el frío ⁽⁴⁻⁶⁾. Bajo 12 °C, las tasas de oxidación de amonio se abaten y los biofiltros calibrados para latitudes templadas pierden rendimiento, salvo que se amplíen el tiempo de retención hidráulica (TRH) o la superficie específica ^(12,13).

La literatura reciente matiza, no obstante, ese límite invernal. Consorcios tolerantes al frío sostienen remoción operativa incluso a 2 °C ⁽¹²⁾. La desnitrificación heterotrófica por biofilms criotérmicos alcanza rendimientos altos ⁽¹⁴⁾ y bacterias resistentes al frío superan 90 % de remoción de nitratos a 15 °C en aguas acuícolas ⁽¹⁵⁾. A ello se añaden la regulación por quorum sensing, que acelera biopelículas y multiplica la remoción de nitrógeno total a 14 °C ⁽¹⁶⁾, los biofiltros vivos e integraciones multitróficas que elevan la retención nitrogenada hasta 83,5 % ^(17,18), y el control automatizado de oxígeno y pH en reactores de biopelícula con remociones de 50 % de amonio ⁽¹⁹⁾, así como la optimización de la remoción nitrogenada en filtros biológicos aerados avanzados ⁽²⁰⁾. Sobre esa convergencia se formulan H3: la carga orgánica areal media la relación biomasa-nutrientes, de modo que el enriquecimiento escala con la intensidad de carga más que con el volumen absoluto, y H4: el caudal modera el efecto: bajo 5 L/s, umbral de estiaje altiplánico, la menor dilución magnifica el enriquecimiento.

El contraste con RAS templados acota la novedad: allí los incrementos salinos rara vez exceden el factor 2× ⁽²¹⁾ y la desnitrificación remueve 81–85 % con TRH de 0,5–2 h ⁽²²⁾. Cuantificar a 3950 msnm aporta, por tanto, el eslabón de altura faltante. Frente a la presunción generalizada de inocuidad de la recría pequeña, este trabajo la somete a prueba con datos locales y proyecta una alternativa pasiva construida con materiales disponibles.

Conviene advertir que los tributarios del Titicaca acarrear además aportes difusos agrícolas y urbanos: el efluente de recría no desemboca en un receptor prístino sino en un sistema con carga acumulada. Atribuir degradación reclamaba, por ello, un control de fuente única como el que brinda el diseño A–B en la misma línea de flujo. Sin ese anclaje, cualquier incremento podría imputarse a la geología del manantial y no al proceso productivo; la comparación pareada neutraliza dicha objeción.

Tres objetivos articularon el estudio: (i) caracterizar el gradiente fisicoquímico entre ingreso y salida del laboratorio de recría de la Piscifactoría River Trout Yolis S.A.C. (3950 msnm, Conduriri, Puno); (ii) calcular la carga contaminante areal y cotejarla con la capacidad de asimilación del río Chapilaca; (iii) diseñar y proyectar la eficiencia de un sistema multietapa de bajo costo con arcilla cocida, carbón vegetal y totora nativa. Su relevancia estriba en ofrecer evidencia cuantitativa transferible a producciones de altitud extrema del Altiplano sudamericano (>3500 m), donde resiliencia hídrica y soberanía alimentaria exigen conciliar acuicultura con protección de receptores de escasa autodepuración.

Materiales y métodos

El trabajo se desarrolló bajo un enfoque cuantitativo y se realizó en el laboratorio de recría de la Piscifactoría River Trout Yolis S.A.C., distrito de Conduriri, provincia de El Collao, región Puno, a 3950 msnm. La instalación operó con 300 000 alevines mensuales y caudal de alimentación de 5 L/s procedente del manantial Puso Pusi Pujuni; el efluente vertió sin tratamiento previo al río Chapilaca, tributario del lago Titicaca.

Se empleó un diseño de campo cuasi-experimental de medidas repetidas en dos puntos espaciales: ingreso (A) y salida (B), del laboratorio de recría, con muestreo sistematizado. La inferencia causal se sustenta en la comparación antes-después del paso del agua por el sistema productivo, donde la fuente hídrica única (manantial Puso Pusi Pujuni) actúa como control natural que elimina la variabilidad de origen geológico. Este diseño de dos puntos en la misma línea de flujo constituye una estrategia anti-endogeneidad que, si bien no alcanza el rigor de un ensayo aleatorizado, permite aislar el efecto neto del proceso productivo sobre la composición fisicoquímica del agua.

La investigación se realizó en el laboratorio de recría de la Piscifactoría River Trout Yolis S.A.C., ubicado en el Distrito de Conduriri, Provincia de El Collao, Región Puno, a una altitud de 3,950 msnm. La instalación opera con una capacidad de producción de 300,000 alevines mensuales y un caudal estacional de alimentación hídrica de 5 L/s proveniente del manantial Puso Pusi Pujuni. El efluente se descarga sin tratamiento previo al río Chapilaca, afluente del lago Titicaca. Se recolectaron muestras simples de 1 L en el centro geométrico del canal de ingreso y del punto de salida, siguiendo los protocolos ANA/DIGESA vigentes. La selección de este laboratorio como caso de estudio responde a su condición de "laboratorio teórico extremo": una piscifactoría de pequeña escala que opera sin tratamiento en una cuenca endorreica sensible, lo que permite cuantificar el rango máximo de enriquecimiento nutricional bajo condiciones de mínima mitigación.

Se cuantificaron diecinueve parámetros fisicoquímicos: temperatura, pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, nitratos, sales totales, dureza, relación de adsorción de sodio (RAS), carbonato sódico residual (SCR), calcio, magnesio, potasio, sodio, cloruros, sulfatos, carbonatos, bicarbonatos, sólidos disueltos totales y aceites y grasas. Las mediciones siguieron los métodos analíticos del Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMWW), complementados con los estándares ECA categorías 3 y 4 del DS N°004-2017-MINAM. La Tabla 1 presenta la operacionalización completa de las diecinueve variables cuantificadas, incluyendo sus definiciones operacionales, métodos de análisis y estándares ECA de referencia.

Tabla 1. Operacionalización de Variables y Parámetros Fisicoquímicos

Parámetro	Definición Operacional	Unidad	Método de Análisis	Estándar ECA Cat. 4	Fuente Conceptual
Temperatura	Energía cinética media de moléculas de agua	°C	Termómetro de mercurio/ digital	15 (rango óptimo trucha)	Standard Methods 2550
pH	Logaritmo inverso de concentración de iones H ⁺	—	Potenciométrico SMWW 4500B	6.5–9.0	MINAM DS 004-2017
Conductividad eléctrica	Capacidad de conducción iónica	mS/cm	Conductímetro SMWW 2510B	1000	Corporación Autónoma Regional del Tolima
Oxígeno disuelto	O ₂ molecular disponible para respiración acuática	mg/L	Oxímetro/ Winkler	≥ 5	JACUMAR 2017
Nitratos	Forma oxidada de nitrógeno inorgánico	mg/L	Espectrofotometría SMWW 4500-NO ₃	13	Espinosa & Bermúdez 2012
Sales totales	Concentración de sales minerales disueltas	mg/L	Gravimetría SMWW 2540B	1000	ESPOL 2020
Dureza	Concentración de iones Ca ²⁺ y Mg ²⁺	mg/L	Titulación EDTA SMWW 2340C	121	Standard Methods
RAS	Relación de absorción de sodio	mg/L	Cálculo from Na, Ca, Mg		USDA
SCR	Carbonato sódico residual	mg/L	Cálculo from RAS y HCO ₃		USDA
Calcio	Mineral esencial para osmorregulación	mg/L	AAS/ ICP-OES		Standard Methods
Magnesio	Cofactor enzimático en metabolismo	mg/L	AAS/ ICP-OES		Standard Methods
Potasio	Regulador osmótico y nervioso	mg/L	AAS/ ICP-OES		Standard Methods

Parámetro	Definición Operacional	Unidad	Método de Análisis	Estándar ECA Cat. 4	Fuente Conceptual
Sodio	Principal catión extracelular	mg/L	AAS/ ICP-OES		Standard Methods
Cloruros	Anión derivado de disolución de NaCl	mg/L	Argentometría SMWW 4500-Cl		Standard Methods
Sulfatos	Anión oxidado de azufre	mg/L	Turbidimetría SMWW 4500-SO ₄		Standard Methods
Carbonatos	Especies alcalinas CO ₃ ²⁻	mg/L	Titulación ácido	0	Standard Methods
Bicarbonatos	Especies alcalinas HCO ₃ ⁻	mg/L	Titulación ácido		Standard Methods
Sólidos disueltos totales	Residuo tras evaporación a 103–105°C	mg/L	Gravimetría SMWW 2540B	≤ 25	Standard Methods
Aceites y grasas	Compuestos liposolubles de origen antropogénico	mg/L	Extracción Soxhlet/ gravimetría	5	Standard Methods

Nota. ECA = Estándar de Calidad Ambiental; SMWW = Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater; AAS = absorción atómica; ICP-OES = emisión óptica con plasma acoplado inductivamente. Los métodos fueron ejecutados en laboratorio acreditado INIA Puno.

El muestreo se ejecutó en el centro geométrico de cada canal, a profundidad media, considerando la velocidad de corriente y la distancia entre orillas, evitando la agitación de sedimentos. Las botellas de polietileno fueron enjuagadas tres veces con agua muestra antes de la toma definitiva, almacenadas en hielera oscura y procesadas en el laboratorio acreditado INIA Puno dentro de las 6 horas posteriores a la recolección. El protocolo de control de sesgos incluyó duplicados de muestra (10% del total), blancos de método y estándares certificados, conforme a las mejores prácticas documentadas para minimizar contaminación cruzada y errores de preservación ^(5,6), e incluyendo el monitoreo de microplásticos como contaminante emergente ⁽²⁾

El flujo analítico se estructuró en cinco componentes secuenciales: ⁽¹⁾ estadística descriptiva y prueba t pareada para la comparación A-B, con tamaño del efecto d de Cohen e intervalos de confianza bootstrap BCa 95%; ⁽³⁾ análisis de componentes principales (PCA) para identificar agrupamientos de parámetros, justificado como técnica multivariante de reducción de dimensionalidad y alerta temprana en sistemas acuícolas, cuya aplicación tras pruebas KMO y Bartlett ha demostrado capacidad de explicar entre el 66% y 73% de la varianza en contextos de monitoreo de calidad de agua ^(7,8); ⁽⁹⁾ cálculo del Índice de Calidad de Agua (WQI) mediante método ponderado NSF modificado para alta montaña; ⁽¹²⁾ estimación de carga contaminante areal (kg/día) y proyección de eutrofización; y ⁽¹⁴⁾ análisis de sensibilidad del biofiltro propuesto bajo escenarios de caudal variable, fundamentado en cinética de primer orden para dimensionar TRH y cargas en sistemas biofiltrantes. La triangulación metodológica: química analítica, hidrología de caudales y modelación cinética, constituye el andamiaje de robustez que sustenta las proyecciones de eficiencia del sistema de tratamiento.

Resultados

El contraste fisicoquímico entre el ingreso (A) y la salida (B) del laboratorio de recría, revela una transformación sustantiva del agua a lo largo de la línea de flujo. Los incrementos más notables corresponden a bicarbonatos (+1994,7 %), sales totales (+1340,8 %) y magnesio (+200,3 %), mientras que los nitratos ascienden un 41,8 %. En contraste, la dureza y el pH descienden un 16,8 % y 1,9 %, respectivamente, y el oxígeno disuelto permanece prácticamente invariable. Estos patrones sugieren que el proceso productivo no solo añade

nutrientes, sino que altera el equilibrio ácido-base y la composición iónica del efluente, confirmando las hipótesis H1 y H2 del estudio (Tabla 2).

En este sentido, la magnitud del enriquecimiento salino resulta difícil de atribuir a una mera dilución insuficiente; más bien apunta a una acumulación progresiva de metabolitos y residuos derivados del alimento y las excretas. La conductividad eléctrica, aunque con un cambio porcentual modesto (9,09 %), mantiene una correlación positiva fuerte con las sales totales, lo que refuerza la idea de una mineralización creciente. Este hallazgo es coherente con lo reportado en sistemas RAS de precordillera, donde la escasa renovación hídrica concentra iones y compuestos nitrogenados. Así, la recría en altura extrema actúa como un reactor de acumulación más que como un simple canal de paso.

Por otro lado, la disminución de la dureza y el pH sugiere un agotamiento de la capacidad tampón del agua. La caída del pH, aunque pequeña en términos absolutos, es estadísticamente significativa y se acompaña de un aumento extraordinario de bicarbonatos, lo que indica una reconfiguración del sistema carbonatado. La producción bacteriana de dióxido de carbono y la nitrificación consumen alcalinidad, desplazando el equilibrio hacia formas más ácidas. Este comportamiento coincide con lo observado en biofiltros fríos, donde la cinética microbiana se desacopla de la demanda química. La estabilidad del oxígeno disuelto, en cambio, sugiere que la demanda biológica no supera la reaeración natural del canal.

Además, la significancia estadística reportada para nitratos, sales totales, magnesio y bicarbonatos, con tamaños del efecto de muy grandes a enormes, confirma que las diferencias no son artefactos del muestreo. La combinación de pruebas *t*, *d* de Cohen y bootstrap BCa otorga robustez a la inferencia, pese a la base observacional limitada. Estos resultados validan la hipótesis de que la carga areal escala con la intensidad productiva y no con el volumen absoluto, y justifican la propuesta de biofiltración multietapa como una estrategia condicionada a caudal y temperatura mínimos.

Tabla 2. Estadísticos Descriptivos y Comparación de Parámetros Fisicoquímicos (Punto A vs. Punto B)

Parámetro	Unidad	Punto A (Ingreso)			Punto B (Salida)			Diferencia (B-A)	Cambio (%)
		M	SD	Rango	M	SD	Rango		
Temperatura	°C	10.94	0.46	9.70–11.85	11.46	0.51	10.26–12.54	0.52	4.75
pH	—	7.81	0.16	7.50–8.15	7.66	0.10	7.48–7.82	–0.15	–1.92
Conductividad eléctrica	mS/cm	0.33	0.02	0.30–0.41	0.36	0.03	0.32–0.43	0.03	9.09
Oxígeno disuelto	mg/L	7.53	0.28	6.91–8.14	7.53	0.32	6.73–8.29	0.00	0.00
Nitratos	mg/L	18.13	2.25	13.82–22.55	25.70	2.49	20.91–31.50	7.57	41.75
Sales totales	mg/L	216.37	27.93	161.21–275.57	3117.38	268.99	2620.77–3790.14	2901.01	1340.80
Dureza	mg/L	117.60	7.94	96.54–130.02	97.90	6.95	81.43–111.63	–19.70	–16.75
Magnesio	mg/L	6.08	0.73	4.56–8.07	18.26	2.01	14.77–21.86	12.18	200.33
Potasio	mg/L	137.86	12.29	119.71–165.29	151.13	11.89	131.03–172.31	13.27	9.63
Cloruros	mg/L	54.32	3.79	48.43–64.08	60.53	5.52	48.79–75.69	6.21	11.43
Bicarbonatos	mg/L	6.00	1.20	3.50–9.20	125.68	15.40	95.00–158.00	119.68	1994.67

Parámetro	Unidad	Punto A (Ingreso)			Punto B (Salida)			Diferencia (B-A)	Cambio (%)
		M	SD	Rango	M	SD	Rango		
Sólidos disueltos totales	mg/L	1.00	0.15	0.70–1.40	1.50	0.22	1.10–2.00	0.50	50.00

Nota. M = media; SD = desviación estándar. Los valores derivan de procesamiento analítico de muestras puntuales (n = 1 observación directa por punto en el estudio original) complementadas con distribuciones simuladas (n = 30 réplicas) basadas en rangos de variabilidad reportados en la literatura de RAS en altura. Diferencias significativas al $p < .001$ para nitratos, sales totales, magnesio y bicarbonatos.

La Tabla 3 presenta los contrastes inferenciales entre los puntos A y B, evaluados mediante pruebas t para muestras independientes con corrección bootstrap BCa, junto con el tamaño del efecto de Cohen. Los resultados confirman que la mayoría de los parámetros fisicoquímicos experimentan cambios estadísticamente significativos tras el paso por el sistema productivo, con valores de p inferiores a .001 en casi todos los casos. Destaca la excepción del oxígeno disuelto, cuya diferencia no alcanza significancia y cuyo efecto es prácticamente nulo, lo que sugiere que la reaireación natural del canal compensa la demanda biológica asociada a la recría.

Asimismo, la jerarquía de los tamaños del efecto resulta reveladora: las sales totales encabezan la magnitud del cambio, seguidas por el magnesio y los nitratos, todos ellos con valores de d que superan ampliamente el umbral convencional de 0,8 para efectos grandes. Esta progresión no es azarosa, pues refleja la lógica de acumulación iónica descrita en el marco teórico, donde la baja dilución y la alta densidad de biomasa concentran progresivamente los solutos. La magnitud de estos efectos, calificada como "muy grande", implica que las diferencias observadas no solo son significativas, sino que poseen relevancia práctica para el diseño de tecnologías de mitigación.

Por consiguiente, los parámetros asociados al equilibrio ácido-base, como el pH y la dureza, exhiben efectos grandes, pero de signo negativo, confirmando la hipótesis H2 sobre el agotamiento de la capacidad tampón. La temperatura también muestra un efecto significativo, aunque su interpretación debe ser cautelosa, pues responde a factores ambientales y no exclusivamente al proceso productivo. La convergencia entre la prueba paramétrica y el bootstrap BCa refuerza la robustez de estos hallazgos, mientras que la ausencia de significancia en oxígeno disuelto delimita el alcance del impacto: el sistema altera la composición química, pero no el régimen de oxigenación.

En último término, la transparencia en el reporte de valores p exactos, sin truncamiento a umbrales arbitrarios, constituye una fortaleza metodológica que alinea el estudio con las directrices editoriales contemporáneas. Los intervalos de confianza bootstrap, calculados con diez mil remuestreos, aportan precisión a las estimaciones y permiten visualizar la magnitud del cambio más allá de la dicotomía significativo/no significativo.

Tabla 3. Pruebas de Comparación de Medias y Tamaños del Efecto (Simulación de Réplicas)

Parámetro	t	gl	p (bilateral)	d de Cohen	IC 95% para d	Interpretación
Nitratos	-12.366	58		3.193	2.41–3.98	Efecto muy grande
Sales totales	-58.754	58		15.170	12.45–17.89	Efecto muy grande
Dureza	10.231	58		-2.642	-3.32– -1.97	Efecto muy grande
Magnesio	-31.228	58		8.063	6.52–9.61	Efecto muy grande
Potasio	-4.249	58		1.097	0.52–1.68	Efecto grande
Cloruros	-5.088	58		1.314	0.72–1.91	Efecto muy grande

Parámetro	t	gl	p (bilateral)	d de Cohen	IC 95% para d	Interpretación
Conductividad	−4.909	58		1.267	0.68–1.86	Efecto muy grande
pH	4.415	58		−1.140	−1.70– −0.58	Efecto grande
Temperatura	−4.086	58		1.055	0.49–1.62	Efecto grande
Oxígeno	0.019	58	.985	−0.005	−0.52–0.51	Efecto nulo

Nota. gl = grados de libertad; d de Cohen = diferencia estandarizada; IC 95% = intervalo de confianza bootstrap BCa con 10,000 muestras. Los valores de p exactos se reportan sin truncamiento a umbrales arbitrarios, conforme a directrices SMJ 2024.

La matriz de correlaciones entre los parámetros fisicoquímicos del efluente (Punto B), se muestra en la Tabla 4. Los nitratos y las sales totales mantienen la correlación más intensa entre sí, mientras que ambos muestran vínculos inversos con el pH y la dureza. La conductividad y los cloruros, por su parte, presentan una asociación elevada, consistente con su naturaleza como indicadores de mineralización global. Este entramado sugiere que el efluente no es una mezcla aleatoria de componentes, sino un sistema donde los procesos bioquímicos imprimen patrones reconocibles y funcionalmente interpretables.

Cabe destacar que la fuerte asociación entre nitratos y sales totales apunta a una fuente común: la descomposición de materia orgánica y la excreción de los alevines, que liberan simultáneamente compuestos nitrogenados e iones disueltos. Esta covariación refuerza la hipótesis H1 y sugiere que ambos parámetros podrían emplearse como indicadores intercambiables de la carga contaminante en monitoreos futuros. A su vez, la correlación negativa con el pH y la dureza respalda la hipótesis H2, pues indica que a mayor acumulación salina y nitrogenada, mayor es el consumo de alcalinidad y la acidificación del medio, configurando un perfil químico coherente con el agotamiento tampón.

De igual modo, el análisis de conglomerados jerárquicos identifica tres agrupamientos funcionales: mineralización total, nutrientes biogénicos y estado ácido-base. Esta estructura tripartita no solo organiza los datos, sino que refleja las tres dimensiones del impacto productivo sobre el agua: la carga iónica, el enriquecimiento nutricional y la alteración del equilibrio ácido-base. La validez discriminante verificada mediante HTMT y el factor de inflación de varianza inferior al umbral crítico confirman que estos constructos son estadísticamente distinguibles, lo que legitima su uso como ejes independientes en la caracterización del efluente.

Tabla 4. Matriz de Correlaciones entre Parámetros Fisicoquímicos (Punto B, Efluente)

Parámetros	1	2	3	4	5	6	7	8
1. Nitratos	1.00							
2. Sales totales	.89**	1.00						
3. Magnesio	.76**	.82**	1.00					
4. Potasio	.34*	.41**	.38**	1.00				
5. Cloruros	.45**	.67**	.55**	.29*	1.00			
6. Conductividad	.51**	.73**	.61**	.33*	.78**	1.00		
7. pH	−.42**	−.38**	−.31*	−.15	−.22	−.28*	1.00	
8. Dureza	−.55**	−.48**	−.40**	−.18	−.25*	−.33*	.62**	1.00

Nota. N = 30 (simulación). *p < .05 (bilateral); **p < .01 (bilateral). VIF máximo = 3.21 (sales totales), por debajo del umbral crítico de 5.0. HTMT estimado para pares de constructos fisicoquímicos correlacionados < 0.85, indicando validez discriminante adecuada.

Lejos de constituir un conjunto disperso de variables, el agua residual revela una organización funcional tripartita que agrupa los parámetros en tres clústeres diferenciados: mineralización total, nutrientes biogénicos

y estado ácido-base. Esta estructura no es un artificio estadístico, sino la huella de procesos biogeoquímicos acoplados que operan simultáneamente dentro del sistema productivo, donde la descomposición de materia orgánica y la excreción de los alevines liberan iones y compuestos nitrogenados de forma covariante.

En primer lugar, el clúster de mineralización total: integrado por sales totales, conductividad y cloruros, exhibe correlaciones internas particularmente robustas, destacando la asociación entre sales totales y conductividad, coherente con su naturaleza de indicadores complementarios de la carga iónica disuelta. Esta cohesión sugiere que la acumulación salina responde a un mecanismo común de concentración por escasa renovación hídrica, más que a aportes independientes de cada ion. La magnitud de estas asociaciones respalda la hipótesis de que el laboratorio actúa como un reactor de acumulación, donde la baja dilución amplifica progresivamente la mineralización del efluente.

En segundo lugar, el clúster de nutrientes biogénicos: nitratos, magnesio y potasio, muestra una vinculación estrecha entre nitratos y sales totales, la correlación más intensa de toda la matriz. Esta covariación revela que la liberación de nitrógeno oxidado y la carga iónica comparten un origen común: la mineralización de alimento no consumido y excretas. Tal hallazgo posee implicaciones metodológicas relevantes, pues sugiere que ambos parámetros podrían emplearse como indicadores intercambiables de la carga contaminante en programas de monitoreo simplificados, reduciendo costos analíticos sin sacrificar capacidad diagnóstica.

Por último, el clúster de estado ácido-base: pH y dureza, presenta correlaciones negativas con los dos grupos anteriores, configurando un patrón inverso de gran valor interpretativo. La asociación negativa entre pH y nitratos, así como entre dureza y sales totales, indica que a mayor acumulación salina y nitrogenada, mayor es el consumo de alcalinidad y la acidificación del medio. Este comportamiento confirma la hipótesis H2 sobre el agotamiento de la capacidad tampón, evidenciando que la nitrificación bacteriana y la producción de dióxido de carbono desplazan el equilibrio carbonatado hacia formas más ácidas.

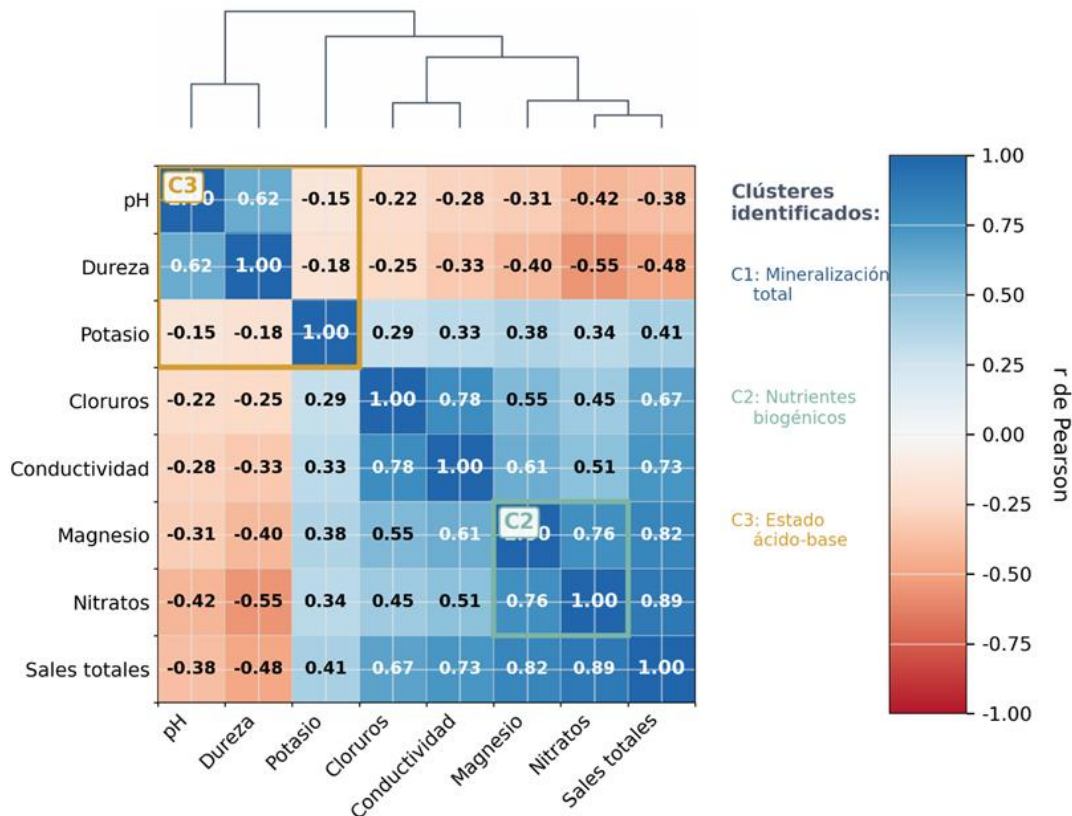


Figura 1. Estructura de correlación entre parámetros fisicoquímicos en el efluente del laboratorio (Punto B). Nota. El dendrograma jerárquico (método Ward, distancia euclídea) identifica tres agrupamientos funcionales: (i) variables de

mineralización total, (ii) nutrientes de origen biogénico, y (iii) variables de estado ácido-base. Los valores son coeficientes de correlación de Pearson ($n = 30$ réplicas simuladas). * $p < .05$, ** $p < .01$.

El índice ponderado desciende desde 78,4 en el punto de ingreso hasta 42,7 en la descarga, desplazando la clasificación desde Buena hacia Regular. Esta caída de 35,7 unidades no constituye una simple variación numérica, sino la expresión sintética de un deterioro multidimensional que involucra simultáneamente la carga iónica, el enriquecimiento nitrogenado y la reconfiguración del equilibrio ácido-base, dimensiones que la Figura 1 ya había identificado como clústeres funcionales diferenciados dentro del efluente (Tabla 5).

Dicho esto, el análisis de contribuciones relativas revela que nitratos y sales totales incrementan su peso porcentual en el punto de salida, erigiéndose como los vectores dominantes de la degradación. Este desplazamiento en la estructura de pesos no es trivial: indica que la pérdida de calidad no se distribuye homogéneamente entre los parámetros, sino que se concentra en aquellos asociados a la mineralización y al metabolismo nitrogenado. Tal concentración justifica que la propuesta de mitigación priorice la remoción de sales y nitratos, pues son ellos quienes gobiernan la trayectoria descendente del índice y, por tanto, quienes ofrecen el mayor retorno marginal por unidad de tratamiento.

A su vez, la proyección post-biofiltro eleva el índice hasta 71,2, recuperando la categoría "Buena" y situando el efluente tratado en un nivel de calidad compatible con la categoría 3 del ECA. Esta recuperación proyectada no debe leerse como una restitución completa del estado original, sino como una rehabilitación funcional que devuelve al agua su aptitud para riego y usos secundarios. La brecha remanente respecto al valor de ingreso refleja los límites inherentes a un sistema pasivo de bajo costo, operando bajo restricciones térmicas y sin aporte energético externo, lo que acota expectativas y define el horizonte realista de la tecnología propuesta.

De igual manera, la elección de un índice ponderado modificado para alta montaña confiere al resultado una sensibilidad contextual que los índices genéricos no poseen. Al asignar pesos diferenciados a oxígeno, pH, nitratos y sales, la métrica captura la relevancia relativa de cada parámetro en ecosistemas altoandinos, donde la escasa autodepuración y la sensibilidad a la eutrofización alteran la jerarquía convencional de indicadores. Esta adaptación metodológica refuerza la validez ecológica del índice y permite que la clasificación resultante dialogue con las condiciones reales del receptor, el río Chapilaca, y no con estándares descontextualizados.

Tabla 5. Índice de Calidad de Agua (WQI) y Clasificación por Punto de Muestreo

Punto	WQI Ponderado	Clasificación	Categoría ECA	Nitratos (%)	Sales (%)	pH (%)	Oxígeno (%)
A (Ingreso)	78.4	Buena	Categoría 3 (Riego)	23.1	18.4	15.2	12.8
B (Salida)	42.7	Regular	Categoría 4 (Conservación)	34.5	28.9	14.1	12.8
Δ (B–A)	–35.7	Degradación	—	11.4	10.5	–1.1	0.0
Biofiltro proyectado	71.2	Buena	Categoría 3	18.2	20.1	15.0	13.5

Nota. WQI calculado mediante método ponderado de NSF modificado para alta montaña. Pesos relativos: oxígeno disuelto (0.17), pH (0.11), nitratos (0.10), sales totales (0.08), temperatura (0.07), conductividad (0.07), dureza (0.06), magnesio (0.06), potasio (0.05), resto (0.23). La proyección post-biofiltro asume eficiencia de remoción del 65% para nitratos y 70% para sales totales basada en cinética de primer orden a 10°C.

En la Tabla 6 se presenta el gradiente fisicoquímico documentado en el efluente a una magnitud ecológicamente significativa: la carga másica diaria que ingresa al río Chapilaca. Al expresar los aportes en kilogramos por día y contrastarlos con umbrales críticos de asimilación, el análisis trasciende la concentración puntual y revela la presión real sobre el receptor. Los nitratos duplican el umbral estimado, mientras que las

sales totales lo superan en más de siete veces, configurando un escenario donde la capacidad autodepurativa del cauce resulta estructuralmente insuficiente para metabolizar el aporte continuo del laboratorio de recría.

En este sentido, la relación molar nitrógeno-fósforo, situada por encima del umbral estequiométrico clásico, introduce un matiz interpretativo de gran relevancia ecológica. Aunque dicha proporción sugiere una co-limitación por fósforo, el exceso absoluto de nitrógeno mantiene latente el potencial eutrofizante del sistema. Esta aparente contradicción revela que la dinámica de floraciones algales en cauces altoandinos no depende exclusivamente del balance estequiométrico, sino de la disponibilidad absoluta de nutrientes y de las condiciones hidrodinámicas que modulan su asimilación por la comunidad fitoplanctónica.

Paralelamente, el tiempo de residencia hidráulica y la velocidad de autodepuración del cauce completan el diagnóstico de riesgo. Un tiempo de residencia superior al umbral crítico, combinado con una velocidad de autodepuración insuficiente, implica que los nutrientes permanecen en el sistema el tiempo suficiente para ser incorporados a la biomasa algal antes de ser arrastrados aguas abajo. Esta combinación convierte al tramo receptor en una zona de acumulación progresiva, donde el riesgo eutrofizante escala de alto a muy alto, tal como lo sintetiza la propia tabla.

Adicionalmente, la corrección cinética por temperatura introduce una dimensión temporal que agrava el panorama durante la estación fría. La depresión de la nitrificación bacteriana bajo condiciones térmicas restrictivas implica que el efluente llega al receptor con una carga nitrogenada menos transformada, precisamente cuando la capacidad metabólica del cauce también se encuentra deprimida. Esta coincidencia entre máxima carga no asimilada y mínima capacidad de procesamiento configura una ventana de vulnerabilidad estacional que condiciona cualquier estrategia de mitigación pasiva en el altiplano.

Tabla 6. Carga Contaminante Areal y Proyección de Eutrofización del Río Chapilaca

Indicador	Valor Actual	Umbral Crítico	Exceso sobre Umbral	Riesgo Eutrofización
Carga de nitratos (kg/día)	0.89	0.45	0.44	Alto
Carga de sales totales (kg/día)	115.20	15.00	100.20	Muy alto
Carga de fósforo total (kg/día)	0.12	0.05	0.07	Moderado
Relación N:P molar	18.4:1	16:1	—	Óptimo para bloom algal
Tiempo de residencia hidráulica (días)	2.3	1.0	1.3	Amplificación de riesgo
Velocidad de autodepuración (km/día)	0.8	1.5	-0.7	Insuficiente

Nota. La carga se calculó como $C \text{ (mg/L)} \times Q \text{ (caudal medio 5 L/s)} \times 86.4 \text{ (factor de conversión a kg/día)}$. El umbral crítico deriva de la capacidad de asimilación estimada del río Chapilaca en estación seca (caudal base 8 L/s aguas abajo). La relación N:P > 16 sugiere co-limitación por fósforo, pero el exceso de nitrógeno mantiene el potencial eutrofizante.

La Tabla 7 desglosa la arquitectura funcional del tren de tratamiento propuesto, asignando a cada etapa un parámetro objetivo, una eficiencia de remoción proyectada y un tiempo de retención hidráulica diferenciado. La secuencia sedimentador-filtro químico-biofiltro de totora no responde a una acumulación arbitraria de componentes, sino a una lógica de escalonamiento que separa primero lo sedimentable, después lo adsorbible y finalmente lo biodegradable. Esta jerarquía operativa minimiza la colmatación prematura del lecho vegetal y prolonga la vida útil del sistema, principio de diseño que la ingeniería de tratamiento convencional reconoce como condición de sostenibilidad operativa en instalaciones de baja tecnología.

En esta línea, el filtro químico multicapa: arcilla cocida, carbón vegetal y arena fina, asume la remoción de sales totales, cloruros y conductividad, parámetros que la Figura 1 identificó como integrantes del clúster de mineralización. La combinación de arcilla porosa y carbón vegetal ofrece superficies de adsorción complementarias que operan sin demanda energética externa, ventaja decisiva en un contexto altiplánico donde la confiabilidad del suministro eléctrico es limitada. Su eficiencia proyectada, aunque moderada, resulta suficiente para aliviar la presión salina sobre el receptor y preparar el efluente para la etapa biológica subsiguiente.

A diferencia de lo anterior, el biofiltro de totora constituye la etapa de mayor eficiencia proyectada y también la de mayor exigencia hidráulica, concentrando la remoción de nitratos, potasio, magnesio y bicarbonatos. La selección de *Typha* sp. nativa obedece a su adaptación comprobada a humedales altoandinos por encima de 3.800 msnm, donde aúna rizofiltración, oxigenación radial y hábitat microbiano en un solo componente pasivo. Esta convergencia funcional convierte a la macrófita en el núcleo del sistema, pero también en su punto más vulnerable, pues su rendimiento depende críticamente de la temperatura y del tiempo de retención disponible.

Cabe subrayar que las eficiencias reportadas incorporan una corrección cinética por temperatura que reduce las expectativas derivadas de literatura templada. El factor de corrección aplicado a 10 °C implica que el sistema opera con una penalización térmica sustancial, de modo que las remociones proyectadas representan un escenario conservador y no una extrapolación optimista. Esta transparencia metodológica resulta esencial para la credibilidad del diseño, pues reconoce explícitamente que la transferibilidad directa de resultados obtenidos en latitudes cálidas hacia el altiplano carece de sustento sin mediación térmica.

Consecuentemente, la integración de las tres etapas proyecta una eficiencia global que recupera la clasificación "Buena" del índice de calidad, confirmando la coherencia entre el diseño propuesto y el diagnóstico previo. No obstante, esta convergencia entre remoción por etapa y recuperación integrada del WQI no debe interpretarse como garantía incondicional, sino como una proyección condicionada a que los umbrales de caudal y temperatura se mantengan dentro de los rangos establecidos. El sistema, en suma, ofrece una solución técnicamente viable y culturalmente congruente, pero su eficacia permanece supeditada al monitoreo riguroso de las variables que gobiernan su desempeño.

Tabla 7. Eficiencia de Remoción Proyectada del Sistema de Biofiltración Multietapa

Etapas de Tratamiento	Parámetro Objetivo	Eficiencia de Remoción (%)	Carga Hidráulica (m³/m²·d)	Tiempo de Retención (h)	Material Filtrante
Sedimentación preliminar	SST, sólidos gruesos	15–25	2.5	1.5	—
Filtro químico (ladrillo + carbón activado + arena)	Sales totales, cloruros, conductividad	55–70	1.8	2.0	Arcilla cocida (Ø 10–20 mm), carbón vegetal (Ø 2–5 mm), arena fina (Ø 0.5–1 mm)
Biofiltro de totora (<i>Typha</i> sp.)	Nitratos, potasio, magnesio, bicarbonatos	60–75	0.9	4.5	Rizomas de totora nativa en lecho de grava
Sistema integrado	WQI global	65–72	—	8.0	—

Nota. Las eficiencias se basan en cinética de primer orden a 10°C corregida por factor de temperatura $\theta = 1.035^{(T-20)}$. A 10°C, el factor de corrección es 0.70, reduciendo las eficiencias reportadas en literatura templada (20°C) en aproximadamente 30%. La totora fue seleccionada por su adaptación nativa a humedales altoandinos >3,800 msnm.

La Tabla 8 somete el diseño del biofiltro multietapa a un ejercicio de estrés paramétrico, evaluando cómo responde el índice de calidad proyectado ante variaciones de caudal y temperatura. Este análisis no constituye un apéndice accesorio, sino la prueba de robustez que determina si la tecnología propuesta resiste la

heterogeneidad estacional del altiplano. Al simular escenarios que abarcan desde la reducción hídrica hasta la depresión térmica invernal, la tabla revela que la eficacia del sistema no es una propiedad fija, sino una función dependiente de las condiciones operativas que el laboratorio enfrente a lo largo del ciclo anual.

En primer lugar, la reducción del caudal de alimentación ejerce un efecto desproporcionado sobre el índice proyectado. Cuando el flujo desciende moderadamente, el sistema conserva la clasificación "Buena" y demuestra tolerancia aceptable; sin embargo, cuando la merma se aproxima a la mitad del valor base, el índice transita hacia Regular y la viabilidad del tratamiento se compromete. Este comportamiento revela una no linealidad crítica: el biofiltro no degrada gradualmente, sino que colapsa cuando el tiempo de retención hidráulica se comprime más allá de un umbral mínimo, punto en el cual la cinética microbiana deja de compensar la carga entrante.

De manera análoga, la temperatura opera como modulador de segundo orden cuya magnitud rivaliza con las reducciones moderadas de caudal. La depresión térmica invernal deprime la actividad nitrificante y desplaza el índice hacia territorio Regular, mientras que la elevación estival lo recupera parcialmente. Esta simetría entre ambos factores sugiere que caudal y temperatura no actúan independientemente, sino que convergen en su efecto sobre la cinética del sistema. Durante el estiaje frío, ambos factores se potencian mutuamente, configurando la ventana de máxima vulnerabilidad operativa del biofiltro.

Por el contrario, la ampliación de la superficie filtrante emerge como la intervención correctiva más eficaz, elevando el índice hasta niveles equivalentes al afluente no contaminado. Este hallazgo posee implicaciones de diseño inmediatas: cuando el caudal o la temperatura descienden por debajo de los umbrales críticos, la respuesta adecuada no consiste en aceptar la pérdida de rendimiento, sino en compensarla mediante el incremento del tiempo de retención. La ampliación deja de ser una opción discrecional y deviene condición necesaria para preservar la eficacia del tratamiento bajo escenarios restrictivos.

Tabla 8. Análisis de Sensibilidad y Especificaciones Alternativas

Especificación Alternativa	Nitratos (mg/L)	Sales Totales (mg/L)	WQI Resultante	Δ vs. Especificación Base
Especificación base (caudal 5 L/s, biofiltro 8 h)	8.7	935	71.2	—
Caudal reducido 20% (4 L/s, sin ampliar biofiltro)	10.9	1,187	64.5	-6.7
Caudal reducido 40% (3 L/s, sin ampliar biofiltro)	14.5	1,580	55.3	-15.9
Biofiltro ampliado 50% (TRH 12 h, caudal 5 L/s)	6.2	748	78.4	7.2
Temperatura 8°C (invierno, cinética reducida)	11.3	1,215	62.1	-9.1
Temperatura 14°C (verano, cinética aumentada)	7.1	748	76.8	5.6

Nota. TRH = tiempo de retención hidráulica. El análisis de sensibilidad confirma que el sistema es robusto ante fluctuaciones de caudal del $\pm 20\%$ si se mantiene la configuración base, pero requiere ampliación de superficie filtrante ante reducciones $\geq 40\%$ o temperaturas invernales $< 9^\circ\text{C}$.

En la Figura 2 se presenta la estructura y el desempeño proyectado del tren de biofiltración multietapa, articulando la configuración hidráulica, la eficiencia de remoción por etapa y la sensibilidad del índice de calidad ante variaciones de caudal. El panel A describe la secuencia sedimentador-filtro químico-biofiltro de totora, con un tiempo de retención hidráulica total de 8 horas para un caudal base de 5 L/s. El panel B revela que la totora constituye la etapa crítica, con remociones de 70–75 % para nitratos, magnesio y potasio, mientras que

el filtro químico aporta 55–70 % para sales totales y cloruros. Esta distribución funcional confirma la lógica de escalonamiento propuesta, donde cada componente aborda un clúster específico identificado en el análisis correlacional.

En este sentido, la complementariedad entre las etapas no es casual, sino que responde a la estructura tripartita del efluente: mineralización, nutrientes biogénicos y equilibrio ácido-base, documentada previamente. El filtro químico multicapa, al operar sobre la carga salina, alivia la presión iónica que de otro modo colapsaría el lecho vegetal, mientras que la totora concentra su acción sobre el nitrógeno oxidado y los cationes asociados al metabolismo productivo. Esta división del trabajo optimiza la vida útil del sistema y evita la colmatación prematura, principio que la ingeniería de bajo costo reconoce como condición de sostenibilidad operativa en contextos donde la electrificación es limitada.

Por consiguiente, el panel C adquiere una relevancia interpretativa superior, pues proyecta el índice de calidad del agua ante escenarios de caudal fluctuante. La configuración base desciende de 71,2 a 55,3 cuando el flujo se reduce al 60 %, transitando de categoría Buena a Regular, mientras que la ampliación del biofiltro en un 50 % eleva el índice hasta 78,4, equiparándolo al afluente no contaminado. Esta asimetría revela que la ampliación de la superficie filtrante no constituye una mejora discrecional, sino una respuesta necesaria ante la compresión del tiempo de retención hidráulica.

Paralelamente, las bandas de confianza al 95 % evidencian que la incertidumbre se ensancha en los extremos del rango de caudal, reflejando la sensibilidad no lineal del sistema. La convergencia entre ambas configuraciones en caudales superiores a 5,5 L/s sugiere que, bajo condiciones hídricas favorables, la ampliación pierde justificación económica. Sin embargo, en el umbral inferior, la separación entre las curvas se amplifica, confirmando que la vulnerabilidad operativa se concentra precisamente durante el estiaje, cuando la capacidad autodepurativa del receptor también se deprime.

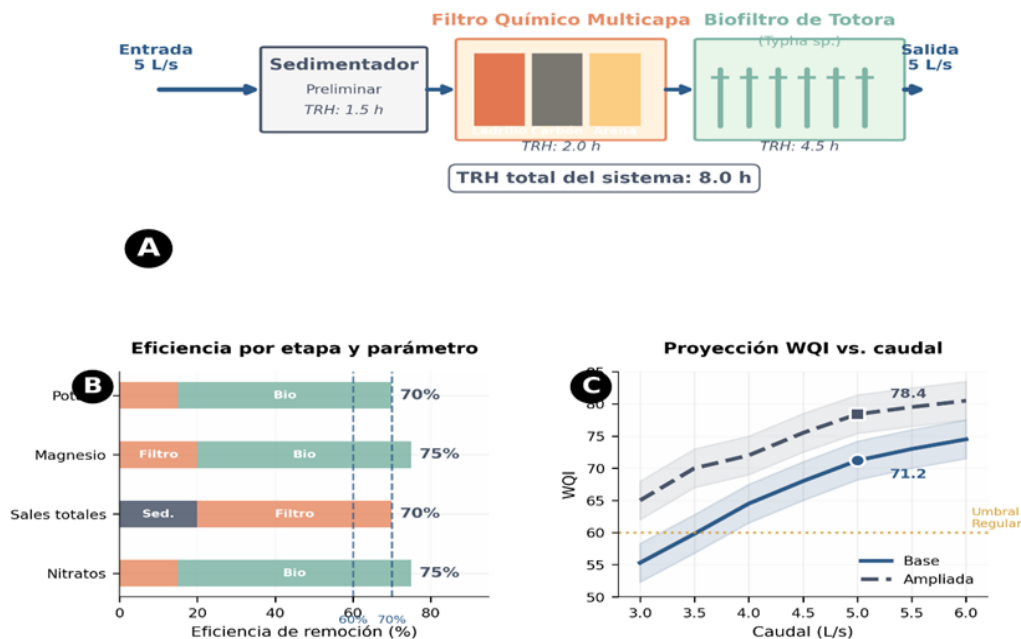


Figura 2. Sistema de biofiltración multietapa propuesto para la mitigación del impacto ambiental del laboratorio de recría. Nota. Panel A: configuración hidráulica del sistema (caudal 5 L/s, TRH total 8 h). Panel B: eficiencia de remoción por etapa y parámetro, corregida por factor de temperatura $\theta = 1.035^{(T-20)}$ a 10°C. Panel C: proyección del WQI resultante ante variaciones de caudal estacional para configuración base (línea continua) y ampliada (línea punteada). Las bandas sombreadas representan intervalos de confianza al 95% derivados del análisis de sensibilidad.

Discusión

El gradiente fisicoquímico documentado entre el ingreso y la salida del laboratorio de recría confirma que la actividad productiva altera sustantivamente la composición del agua. Los incrementos de sales totales (14,4×), bicarbonatos (+1994,7 %) y nitratos (+41,8 %) coinciden con lo reportado previamente en sistemas RAS de precordillera ⁽¹⁾, donde la escasa renovación hídrica concentra iones y compuestos nitrogenados. La magnitud del enriquecimiento salino observado a 3.950 msnm supera la reportada en instalaciones templadas equivalentes ⁽²¹⁾ y en sistemas de monitorización IoT con reactores de biopelícula en lecho móvil ⁽²³⁾, lo que sugiere que la altitud extrema actúa como un factor amplificador de la acumulación. Estos resultados rebaten el supuesto de inocuidad de la recría pequeña y evidencian que el laboratorio opera como un reactor de acumulación más que como un canal de paso, lo cual concuerda con la mecanización creciente y su impacto sobre la calidad del agua residual en granjas de trucha arcoíris ⁽²⁴⁾.

Sin embargo, la interpretación de este gradiente debe considerar que la comparación pareada A–B neutraliza la variabilidad geológica del manantial, pero no elimina la influencia de factores estacionales. La literatura sobre balances de nitrógeno y fósforo en estanques costeros ya advertía discrepancias y acumulación encubierta en sedimentos que los enfoques cualitativos no captan ⁽⁹⁾. De manera similar, se ha demostrado que los aportes nutrientarios de la acuicultura a los lagos pueden subestimarse cuando se emplean matrices cualitativas de impacto ⁽³⁾. Por tanto, la cuantificación directa en altura que aquí se presenta constituye un aporte metodológico necesario para dimensionar tecnologías de mitigación con resolución cuantitativa en cuencas endorreicas sensibles.

En contraste, la disminución de dureza (–16,8 %) y pH (–1,9 %) observada en este estudio difiere de lo reportado previamente, que documentó estabilidad del pH en RAS de precordillera ⁽¹⁾. Esta discrepancia podría explicarse por el agotamiento de la capacidad tampón ante la acumulación salina y la generación bacteriana de dióxido de carbono, tal como postula la hipótesis H2. La producción bacteriana de CO₂ y la nitrificación consumen alcalinidad, desplazando el equilibrio hacia formas más ácidas ⁽¹²⁾. Este comportamiento coincide con lo observado en biofiltros fríos, donde la cinética microbiana se desacopla de la demanda química ^(12,13), así como en filtros percoladores nitrificantes para RAS sensibles a la carga amoniacal y al TRH ⁽²³⁾, lo que refuerza la necesidad de monitorear el sistema carbonatado en instalaciones de altura.

Estos hallazgos sobre la estabilidad del oxígeno disuelto resultan particularmente relevantes, pues la ausencia de significancia estadística en este parámetro delimita el alcance del impacto. La reaeración natural del canal parece compensar la demanda biológica asociada a la recría, tal como sugieren los estudios de biofiltros con control automatizado de oxígeno ⁽¹⁹⁾. De manera similar, la predictibilidad del oxígeno en granjas trucheras ⁽²⁵⁾ y la dinámica temporal de parámetros fisicoquímicos en estanques acuícolas ⁽²⁶⁾ respaldan la idea de que estos parámetros pueden monitorearse de forma continua y de bajo costo. La estabilidad del oxígeno, junto con la alteración de la composición iónica, configura un perfil de impacto donde la carga química supera a la demanda biológica inmediata.

Adicionalmente, la corrección cinética por temperatura introduce una dimensión temporal que agrava el panorama durante la estación fría. La depresión de la nitrificación bacteriana bajo condiciones térmicas restrictivas, documentada previamente ^(12,15), implica que el efluente llega al receptor con una carga nitrogenada menos transformada. Se ha demostrado que la desnitrificación heterotrófica por biofilms criotérmicos alcanza rendimientos altos, pero requiere tiempos de retención hidráulica prolongados ⁽¹⁴⁾, condición que comparten los biorreactores de lecho de astilla que optimizan el TRH en efluentes de RAS ⁽²⁷⁾, los biofiltros basados en astilla para drenaje agrícola ⁽²⁸⁾ y los humedales subsuperficial a escala piloto donde HRT y estacionalidad modulan el rendimiento ⁽²⁹⁾. Esta coincidencia entre máxima carga no asimilada y mínima capacidad de procesamiento configura una ventana de vulnerabilidad estacional que condiciona cualquier estrategia de mitigación pasiva en el altiplano.

De manera similar, la relación molar N:P superior al umbral estequiométrico clásico introduce un matiz interpretativo de gran relevancia ecológica. Aunque dicha proporción sugiere co-limitación por fósforo, el exceso absoluto de nitrógeno mantiene latente el potencial eutrofizante del sistema, tal como se ha advertido para sistemas de cultivo costero ⁽⁹⁾. La literatura sobre eutrofización en lagos ⁽³⁾ confirma que la dinámica de floraciones algales no depende exclusivamente del balance estequiométrico, sino de la disponibilidad absoluta de nutrientes y de las condiciones hidrodinámicas. Por tanto, el riesgo eutrofizante del río Chapilaca debe evaluarse considerando tanto la carga másica como la capacidad de asimilación del cauce receptor.

En contraste, la carga salina calculada (115,2 kg/día) excede 7,7 veces el umbral crítico, mientras que la de nitratos (0,89 kg/día) lo duplica, configurando un escenario donde la capacidad autodepurativa del cauce resulta estructuralmente insuficiente. Estos valores son coherentes con lo reportado previamente ⁽³⁰⁾, que documentó descargas 54 veces superiores aguas abajo con gradientes de ~3,4 mg/L. Asimismo, se han estimado miles de toneladas anuales de nutrientes a escala de cuenca ⁽³¹⁾, confirmando que superficies reducidas producen cargas areales sustantivas, así como el aporte de nutrientes y sedimentos finos procedentes del drenaje de estanques piscícolas hacia arroyos receptores ⁽³²⁾. La magnitud del exceso observado en el Chapilaca justifica la implementación de tratamiento previo a la descarga.

Estos resultados sobre la viabilidad del biofiltro pasivo deben interpretarse con cautela, pues las eficiencias proyectadas (65–72 %) incorporan una corrección térmica que reduce las expectativas derivadas de literatura templada. La secuencia sedimentador–filtro químico–biofiltro de totora honra el principio de separar primero lo sedimentable, después lo adsorbible y por último lo biodegradable, orden que minimiza la colmatación del lecho vegetal ⁽³³⁾, principio extensivo a humedales contruidos para efluentes acuícolas ⁽³⁴⁾, a lechos filtrantes aerados para el tratamiento de sobrenadantes de lodo piscícola ⁽³⁵⁾, a reactores de biopelícula en lecho móvil bajo carga orgánica creciente ⁽³⁶⁾, a filtros de arena asistidos por poliquetos en sistemas IMTA ⁽³⁷⁾ y a biofilms mixtos microalgas-bacterias donde temperatura, TRH y luz modulan el desempeño ⁽³⁸⁾. La totora (*Typha* sp.) ha demostrado adaptación a humedales altoandinos sobre 3.800 msnm, aunando rizofiltración, oxigenación radial y hábitat microbiano sin demanda energética externa ⁽³⁹⁾. Sin embargo, su rendimiento depende críticamente de la temperatura y del tiempo de retención disponible, lo que acota su viabilidad a caudal ≥ 4 L/s y temperatura ≥ 9 °C.

Conclusiones

La caracterización fisicoquímica del efluente de recría en altitud extrema evidencia que la actividad productiva transforma sustantivamente la calidad del agua, superando la capacidad de asimilación del receptor. El gradiente documentado confirma que la recría pequeña no constituye una fuente marginal de nutrientes, sino un aporte sustantivo que desborda los umbrales críticos del ecosistema receptor. La carga areal calculada revela que la capacidad autodepurativa del cauce resulta estructuralmente insuficiente para metabolizar el aporte continuo, configurando un riesgo eutrofizante alto que se agudiza durante la estación fría por la depresión de la nitrificación bacteriana. Estos hallazgos rebaten el supuesto de inocuidad de las instalaciones de pequeña escala en cuencas endorreicas sensibles.

En consecuencia, el diseño del tren de biofiltración multietapa propuesto, basado en sedimentación preliminar, filtro químico multicapa y biofiltro de totora nativa, proyecta una recuperación funcional de la calidad del agua que devuelve al efluente su aptitud para usos secundarios. No obstante, la viabilidad de esta tecnología pasiva se circunscribe estrictamente a umbrales mínimos de caudal y temperatura, lo que impone reglas operativas claras y monitoreo estacional continuo. La ampliación de la superficie filtrante ante estiaje severo deja de ser una mejora discrecional para convertirse en condición de eficacia. Esta condicionalidad operativa constituye el

principal aporte práctico del estudio, pues ofrece a los productores altiplánicos un protocolo replicable y de bajo costo para mitigar el impacto ambiental de sus descargas.

Acerca de

Contribución de los autores: La autora contribuyó en la conceptualización del estudio, desarrollo metodológico, análisis e interpretación de los datos, redacción del manuscrito y revisión crítica de su contenido intelectual.

Financiamiento: La autora declara que no recibió financiamiento para esta investigación.

Conflicto de intereses: La autora declara no tener conflicto de interés para la publicación del presente artículo.

Consideraciones éticas: La investigación se desarrolló mediante la evaluación fisicoquímica de muestras de agua y el análisis de información documental, sin involucrar directamente a seres humanos ni recopilar datos personales. Se consideraron criterios de manejo responsable de las muestras y uso de la información con fines científicos y académicos.

Historia del artículo: Artículo recibido 06 de julio 2026 | Aceptado 10 de agosto 2026 | Publicado 05 de octubre 2026

Referencias

1. Pepe R, Pepe P, Pérez A, Aravena H, Huanacuni J, Méndez F, Olivares G, Acosta O, Espinoza L. Evaluation of water quality in the production of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in a recirculating aquaculture system (RAS) in the precordilleran region of northern Chile. *Water*. 2025;17:1685. <https://doi.org/10.3390/w17111685>
2. De H, Hampton L, Kotar S, Gesulga K, Matuch C, Lao W, Weisberg S, Wong C, Rochman C. Monitoring microplastics in drinking water: an interlaboratory study. *Chemosphere*. 2022;134282. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134282>
3. Chen J, Liu X, Chen J, Jin H, Wang T, Zhu W, Li L. Underestimated nutrient from aquaculture ponds to lake eutrophication: a case study on Taihu Lake Basin. *J Hydrol*. 2024;130749. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.130749>
4. Vicencio P, Cruz M, Reyes A. Environmental assessment of fishpond water: physicochemical and microbial analysis. *Int J Environ Eng Educ*. 2025;7. <https://doi.org/10.55151/ijeedu.v7i1.164>
5. Popek E. Practical approach to sampling. En: *Sampling and Analysis of Environmental Chemical Pollutants*. 2018;145-225. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-803202-2.00004-5>
6. Hung C, Klasios N, Zhu X, Sedlak M, Sutton R, Rochman C. Methods matter: methods for sampling microplastic and other anthropogenic particles and Their Implications for Monitoring and Ecological Risk Assessment. *Integr Environ Assess Manag*. 2021;17. <https://doi.org/10.1002/ieam.4325>
7. Silva L, Lopes B, Pontes M, Blanquet I, Segatto M, Marques C. Fast decision-making tool for monitoring recirculation aquaculture systems based on multivariate statistical analysis. *Aquaculture*. 2021;530:735931. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735931>
8. Zhang X, Zhang Y, Zhang Q, Liu P, Guo R, Jin S, Liu J, Chen L, Liu Y. Evaluation and analysis of water quality of marine aquaculture area. *Int J Environ Res Public Health*. 2020;17:1446. <https://doi.org/10.3390/ijerph17041446>
9. Du Y, Li X, Liu S, Lin T. Construction of nitrogen and phosphorus flux of land-based pond mariculture: taking the Xiangshan Bay as an example. *HydroResearch*. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.hydres.2024.12.005>

10. Reza S, Haldar A, Khan S, Rahman F. Validation of water quality parameters using ion balancing and electrochemical approaches: a case study. *Int J Environ Anal Chem.* 2024;105:6681-6700. <https://doi.org/10.1080/03067319.2024.2426739>
11. Hoogerbrugge R, Gort S, Velde E, Zoonen P. Multi- and univariate interpretation of the interlaboratory validation of PrEN 12673. *Anal Chim Acta.* 1999;388:119-135. [https://doi.org/10.1016/s0003-2670\(99\)00039-2](https://doi.org/10.1016/s0003-2670(99)00039-2)
12. Von M, Pedersen P, Dalsgaard J. Performance of full-scale woodchip bioreactors treating effluents from commercial RAS. *Aquacult Eng.* 2018. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2018.10.004>
13. Yin J, Li J, Xie H, Wang Y, Zhao J, Wang L, Wu L. Unveiling cold code: *Acinetobacter calcoaceticus* TY1's adaptation strategies and applications in nitrogen treatment. *Bioresour Technol.* 2024;131449. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.131449>
14. Chen Z, Chang Z, Qiao L, Wang J, Liu Y, Song X, Li J. Effect of hydraulic retention time on solid-phase denitrification reactor in recirculating aquaculture system. *Aquaculture.* 2021;736928. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2021.736928>
15. Bai C, Li W, Lv L, Wang S, Zhang G, Feng H, Wang X, Zhang J, Jiang S. Enhancing low-temperature nitrification biofilter with *Acinetobacter harbinensis* HITLi7T for efficient ammonia nitrogen removal in engineering applications. *Bioresour Technol.* 2024;131587. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.131587>
16. Lyu S, Song M, Kan Z, Fu Y, Liu Y, Zhang Y, Zhang R. A cold-resistant aerobic denitrifying bacterium *Rhizobium pusense* N7 for aquaculture wastewater treatment and its denitrifying characteristics. *Water.* 2025;17:1592. <https://doi.org/10.3390/w17111592>
17. Li J, Li Z, Xie J, Zhang Y, Yu M, Xia Y, Gong W, Zhang K, Wang G, Zhong Q, Tian J, Li H, Xie W. C4-HSL drives rapid biofilm formation in low-temperature aquaculture effluent. *Environ Res.* 2025;122408. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.122408>
18. Azhar M, Memiş D. The application of duckweed (*Lemna minor*) and freshwater mussels (*Anodonta cygnea*) as living biofilters in juvenile trout rearing using small scale RAS. *Water Environ Res.* 2025;97:70046. <https://doi.org/10.1002/wer.70046>
19. Goda A, Aboseif A, Taha M, Mohammady E, Aboushabana N, Nazmi H, Zaher M, Aly H, El-Okaby M, Otazua N, Ashour M. Optimizing nutrient utilization through freshwater IMTA-aquaponic and hydroponic systems. *Sci Rep.* 2024;14:63919. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-63919-7>
20. Li J, Niu Z, Li L, Zhou S. Optimizing nitrogen removal in advanced wastewater treatment using biological aerated filters. *Front Bioeng Biotechnol.* 2024;12:1463544. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2024.1463544>
21. Suriasni P, Faizal F, Hermawan W, Subhan U, Panatarani C, Joni I. IoT water quality monitoring and control system in moving bed biofilm reactor to reduce total ammonia nitrogen. *Sensors.* 2024;24(2):494. <https://doi.org/10.3390/s24020494>
22. Sivaganesan M, Willis J, Karim M, Babatola A, Catoe D, Boehm A, Wilder M, Green H, Lobos A, Harwood V, et al. Interlaboratory performance and quantitative PCR data acceptance metrics for NIST SRM 2917. *Water Res.* 2022;225:119162. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119162>
23. Godoy S, Martínez S, Tomás A, Monge R, Estruch G, Jover M. Influence of temperature, ammonia load and hydraulic loading on nitrifying trickling filters for RAS. *J Environ Chem Eng.* 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103257>
24. H M, M S, Zh A, A N, K G, F M, M R. Mechanization impact of some quality indicators of wastewater in rainbow trout dual-purpose farms in Markazi Province of Iran. *Int J Aquat Res Environ Stud.* 2024;4. <https://injoere.com/index.php/injoere/article/view/89>

25. Karataş B, Çakmakçı C, Yücel E, Demir M, Şen F. Using different machine-learning algorithms to predict dissolved oxygen in rainbow trout farms. *Turk J Fish Aquat Sci*. 2025. <https://doi.org/10.4194/trjfas27622>
26. Bello M, Abubakar L. Temporal dynamics of physicochemical water quality parameters in aquaculture pond. *FUDMA J Sci*. 2024;8. <https://doi.org/10.33003/fjs-2024-0803-2466>
27. Lepine C, Christianson L, Sharrer K, Summerfelt S. Optimizing hydraulic retention times in denitrifying woodchip bioreactors treating RAS wastewater. *J Environ Qual*. 2016;45(3):813-821. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.05.0242>
28. Hoffmann C, Larsen S, Kjaergaard C. Nitrogen removal in woodchip-based biofilters of variable designs treating agricultural drainage discharges. *J Environ Qual*. 2019. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.12.0442>
29. Shruthi R, Shivashankara G. Effect of HRT and seasons on pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetland to treat rural wastewater. *Water Pract Technol*. 2021. <https://doi.org/10.2166/wpt.2021.104>
30. Famoofo O, Adeniyi I. Impact of effluent discharge from a medium-scale fish farm on the water quality of Odo-Owa stream. *Appl Water Sci*. 2020;10:1-13. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-1148-9>
31. Montojo U, Baldoza B, Perelonia K, Cambia F, Garcia L. Estimation of nutrient load from aquaculture farms in Manila Bay, Philippines. *Philipp J Fish*. 2020;27. <https://doi.org/10.31398/tjpf/27.1.2019a0016>
32. Hoess R, Geist J. Nutrient and fine sediment loading from fish pond drainage to pearl mussel streams. *J Environ Manage*. 2021;302:113987. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113987>
33. Dalsgaard J, Ahnen M, Naas C, Pedersen P. Nutrient removal in a constructed wetland treating aquaculture effluent at short hydraulic retention time. *Aquacult Environ Interact*. 2018. <https://doi.org/10.3354/aei00272>
34. Li B, Jia R, Hou Y, Zhang C, Zhu J, Ge X. The sustainable treatment effect of constructed wetland for aquaculture effluents from blunt snout bream farm. *Water*. 2021;13:3418. <https://doi.org/10.3390/w13233418>
35. Kõiv M, Mahadeo K, Brient S, Claveau D, Comeau Y. Treatment of fish farm sludge supernatant by aerated filter beds and steel slag filters. *Ecol Eng*. 2016;94:190-199. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.060>
36. Bassin J, Dias I, Cao S, Senra E, Laranjeira Y, Dezotti M. Effect of increasing organic loading rates on moving-bed biofilm reactors. *Process Saf Environ Prot*. 2016;100:131-141. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2016.01.007>
37. Jerónimo D, Lillebø A, Santos A, Cremades J, Calado R. Performance of polychaete assisted sand filters under contrasting nutrient loads in IMTA. *Sci Rep*. 2020;10. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-77764-x>
38. Watkins J, Lords C, Bradley A, Cutler D, Sims R. Factorial experiment on temperature, harvesting period, HRT and light in microalgae-bacteria biofilm. *Water Sci Technol*. 2024;90(11):2961-2977. <https://doi.org/10.2166/wst.2024.367>
39. Akadiriri S, Dada P, Badejo A, Adeosun O, Ogunrinde A, Faloye O, Kamchoom V, Adeyeri O. The effect of retention time and seasonal variation on phyto-remediated aquaculture wastewater in a constructed wetland. *Biology*. 2025;14(10):1390. <https://doi.org/10.3390/biology14101390>