



Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar, Ciudad de México, México.
ISSN 2707-2207 / ISSN 2707-2215 (en línea), Noviembre-Diciembre 2025,
Volumen 9, Número 6.

https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v9i6

ESTADO DE CALIDAD RÍO AGUALOTE DURANTE LOS AÑOS 2023 AL 2025 EN GRECIA, COSTA RICA: PRINCIPALES IMPACTOS ANTROPOGÉNICOS ASOCIADOS CON LA CALIDAD DEL AGUA

**AGUALOTE RIVER QUALITY STATUS DURING THE
YEARS 2023 TO 2025 IN GRECIA, COSTA RICA: MAIN
ANTHROPOGENIC IMPACTS ASSOCIATED WITH THE
QUALITY OF ITS WATERS**

John Diego Bolaños-Alfaro
Universidad de Costa Rica, Costa Rica

DOI: https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v9i6.22074

Estado de Calidad Río Agualote Durante los Años 2023 al 2025 en Grecia, Costa Rica: Principales Impactos Antropogénicos Asociados con la Calidad del Agua

John Diego Bolaños-Alfaro¹

john.bolanos@ucr.ac.cr

<https://orcid.org/0000-0002-1884-5373>

Universidad de Costa Rica

Costa Rica

RESUMEN

El río Agualote constituye uno de los ríos más impactados del cantón de Grecia con descargas de aguas residuales domésticas e industriales, así como por arrastre de residuos líquidos y desechos sólidos principalmente. Se evaluó su calidad fisicoquímica y biológica durante los años 2023, 2024 y 2025, se consideró la estación seca y lluviosa, utilizando el índice holandés de calidad del agua y el índice BMWP-CR, según establece el Reglamento de Calidad de Aguas Superficiales del país, Decreto N° 33903-MINAE-S; se realizaron muestreos en tres zonas de la cuenca (alta, media y baja), donde se determinaron como parámetros fisicoquímicos relevantes: Demanda Biológica de Oxígeno (DBO_5), porcentaje de oxígeno disuelto (%OD), nitrógeno amoniacial ($N-NH_4^+$), nitratos, fosfatos, turbidez, pH, conductividad, entre otros, así como el índice BMWP-CR a partir de macroinvertebrados bentónicos. Los resultados muestran un incremento progresivo de la sumatoria de puntos del índice holandés, con valores promedio anual de 4 en 2023, 5 en 2024 y 7 en 2025, lo que indica un deterioro de la calidad fisicoquímica, asociada a mayores concentraciones de nutrientes y alta materia orgánica que catalogan el río con contaminación de incipiente a moderada. En particular, se observaron valores extremadamente altos de nitratos en la época lluviosa de 2023, de hasta 390 mg/L ubicados en la zona baja del río, así como un aumento marcado de la DBO_5 durante la época seca de 2025, alcanzando un pico de 148 mg/L en la zona alta. El BMWP-CR clasifica el agua del río principalmente en las categorías mala o muy contaminada, con una ligera mejora en 2025 pero sin alcanzar condiciones buenas o regulares. Estos hallazgos confirman que el río Agualote mantiene una condición de contaminación importante que amerita acciones encausadas hacia el saneamiento, el control de vertidos y por supuesto la gestión integral de la subcuenca.

Palabras clave: calidad del agua, índice holandés, BMWP-CR, macroinvertebrados, río Agualote, Costa Rica

¹ Autor principal

Correspondencia: john.bolanos@ucr.ac.cr

Agualote River Quality Status During the Years 2023 to 2025 in Grecia, Costa Rica: Main Anthropogenic Impacts Associated with the Quality of its Waters

ABSTRACT

The Agualote River is one of the most impacted rivers in the canton of Grecia with discharges of domestic and industrial wastewater, as well as the dragging of liquid and solid waste mainly. Its physicochemical and biological quality was evaluated during the years 2023, 2024 and 2025, the dry and rainy season was considered, using the Dutch water quality index and the BMWP-CR index, as established by the country's Surface Water Quality Regulations, Decree No. 33903-MINAE-S; sampling was carried out in three areas of the basin (high, medium and low), where the following were determined as relevant physicochemical parameters: Biological Oxygen Demand (BOD_5), percentage of dissolved oxygen (%OD), ammoniacal nitrogen ($N-NH_4^+$), nitrates, phosphates, turbidity, pH, conductivity, among others, as well as the BMWP-CR index from benthic macroinvertebrates. The results show a progressive increase in the sum of points of the Dutch index, from annual mean values of 4 in 2023 to 5 in 2024 and 7 in 2025, indicating a deterioration in physicochemical quality associated with higher concentrations of nutrients and organic matter, which currently classify the river as having incipient to moderate pollution. In particular, extremely high nitrate values were observed during the 2023 rainy season, reaching up to 390 mg/L in the lower reach of the river, as well as a marked increase in BOD_5 during the 2025 dry season, with a peak of 148 mg/L in the upper reach. The BMWP-CR index classified the river mainly within the “poor” or “heavily polluted” categories, with a slight improvement in 2025 but without reaching “good” conditions. These findings confirm that the Agualote River maintains a significant pollution condition that merits actions aimed at sanitation, discharge control and, of course, the integral management of the sub-basin.

Keywords: water quality, Dutch index, BMWP-CR, macroinvertebrates, Agualote River, Costa Rica

*Artículo recibido 10 diciembre 2025
Aceptado para publicación: 10 enero 2026*



INTRODUCCIÓN

La degradación de los ecosistemas fluviales es un fenómeno asociado a presiones antrópicas como la expansión urbana, los cambios de uso del suelo, las descargas de aguas residuales y el aporte difuso de nutrientes, que alteran la calidad del agua y la biodiversidad acuática (Allan, 2004; Vörösmarty et al., 2010; United Nations Environment Programme [UNEP], 2016). En ríos que atraviesan centros poblados, estas presiones tienden a concentrarse y amplificarse por la coexistencia de fuentes puntuales con efluentes domésticos e industriales, así como fuentes difusas que por escorrentía arrastran sedimentos con nutrientes y otros contaminantes, lo que favorece respuestas ecológicas complejas (Allan, 2004; UNEP, 2016).

Desde la perspectiva biogeoquímica y ecológica, los incrementos de carga orgánica biodegradable y nutrientes principalmente nitrogenados y fosforados pueden inducir condiciones de eutrofización en el río, que incrementan la demanda bioquímica de oxígeno y provocan cambios en la transparencia y episodios de hipoxia en el agua afectando la biota acuática (Camargo & Alonso, 2006; Dodds & Smith, 2016). Esta disminución del oxígeno disuelto puede asociarse a mortalidad de peces y cambios drásticos en la comunidad acuática donde aumenta la turbidez, especialmente cuando confluyen descargas residuales y ocurren condiciones hidrológicas desfavorables (Mallin et al., 2007).

Por ello, la evaluación de calidad de agua en ríos se fortalece cuando integran indicadores fisicoquímicos e indicadores biológicos; en particular, el uso de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores permite inferir presiones y efectos acumulados en escalas temporales mayores a las que captura una medición instantánea fisicoquímica, aumentando la capacidad diagnóstica sobre perturbaciones recurrentes (Bonada et al., 2006; Mafla, 2005).

En Costa Rica, el marco normativo nacional incorpora este enfoque integrador en el Reglamento para la Evaluación y Clasificación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales (Decreto Ejecutivo N.º 33903-MINAE-S), que establece metodologías y criterios para clasificar la calidad del agua superficial con base en variables fisicoquímicas y herramientas biológicas complementarias. Se ha documentado su uso en diversas cuencas costarricenses, permitiendo describir gradientes de contaminación y contrastes estacionales que son importantes (Calvo-Brenes & Mora-Mora, 2012; Pérez-Gómez et al., 2021).



El río Agualote, ubicado en el cantón de Grecia en la provincia de Alajuela, constituye uno de los cauces más impactados de este cantón, tanto por la influencia de actividades urbanas, como por las posibles contribuciones de fuentes puntuales y difusas que deterioran su condición ecológica. La importancia de contar con información científica sistemática, refuerza la necesidad de orientar decisiones de gestión local, así como de propiciar esfuerzos comunitarios asociados a la recuperación del río (Observatorio Bienes Comunes UCR, 2024; Universidad de Costa Rica, 2024).

Además de los posibles impactos crónicos, el río Agualote ha presentado episodios agudos de deterioro ambiental; reportes periodísticos documentan varios eventos de muerte de peces y condiciones anómalas con olores desagradables y presencia de sustancias oleosas, asociados con descargas y contaminación del cauce, incrementando la percepción de riesgo socioambiental y la demanda de evidencia técnico-científica para sustentar acciones correctivas (Bolaños, 2022).

En este estudio, la evaluación fisicoquímica se estructura con base en el índice holandés, que asigna puntajes a tres variables: porcentaje de saturación de oxígeno (%OD), demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺).

La suma de puntajes permite clasificar la calidad en categorías que van desde “sin contaminación” hasta “contaminación muy severa”, según los umbrales definidos en el reglamento (Decreto Ejecutivo N.^º 33903-MINAE-S, 2007).

Para transparentar los criterios aplicados, se presentan los cuadros normativos de puntuación y clasificación (Cuadros 1 y 2).

Cuadro 1. Valoración de la calidad fisicoquímica del agua superficial con el sistema Holandés.

Puntos	PSO (%)	DBO (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)*
1	91 – 100	≤ 3	< 0.50
2	71 – 90; 111 – 120	3.1 – 6.0	0.50 – 1.0
3	51 – 70; 121 – 130	6.1 – 9.0	1.1 – 2.0
4	31 – 50	9.1 – 15	2.1 – 5.0
5	≤ 30 o > 130	> 15	> 5.0

Fuente: (Decreto N^º 33903-MINAE-S, 2007)



Cuadro 2. Asignación de clases de calidad del agua según el Sistema Holandés

Clase	Sumatoria de puntos	Código de color	Interpretación de la calidad
1	3	Azul	Sin contaminación
2	4–6	Verde	Contaminación incipiente
3	7–9	Amarillo	Contaminación moderada
4	10–12	Anaranjado	Contaminación severa
5	13–15	Rojo	Contaminación muy severa

Fuente: Decreto N° 33903-MINAE-S (2007).

En complemento, se evalúa la calidad biológica mediante el índice Biological Monitoring Working Party - Costa Rica o índice biológico adaptado para Costa Rica (BMWP-CR), para estimar la condición del cuerpo de agua según la sensibilidad de las familias de macroinvertebrados presentes, aportando evidencia integrada de la perturbación y permitiendo discutir la coherencia entre respuesta biológica y presión fisicoquímica (Mafla, 2005; Decreto Ejecutivo N.º 33903-MINAE-S, 2007); y para consistencia metodológica y trazabilidad, se incluye la clasificación de referencia utilizada (Cuadro 3).

Cuadro 3. Asignación de clases de calidad del agua según el BMWP-CR

Nivel de calidad	BMWP-CR	Color Representativo
Aguas de calidad excelente.	>120	Excelente
Aguas de calidad buena, no contaminadas o no alteradas de manera sensible.	101-120	Buena
Aguas de calidad regular, eutróficas, contaminación moderada.	61-100	Moderada
Aguas de calidad mala, contaminadas.	36-60	Mala, contaminada
Aguas de calidad mala, muy contaminadas.	16-35	Muy contaminada
Aguas de calidad muy mala, extremadamente contaminadas.	<15	Extremadamente contaminada

Fuente: Decreto N° 33903-MINAE-S (2007).

En consecuencia, el objetivo de esta investigación es evaluar la calidad fisicoquímica y biológica del río Agualote durante tres años, considerando estación seca y lluviosa, mediante el índice holandés y el índice BMWP-CR, con muestreos en tres sitios representativos del río (cuenca alta, media y baja), aportando evidencia útil para la gestión local y la discusión científica sobre presiones urbanas en ríos tropicales (Decreto Ejecutivo N.º 33903-MINAE-S, 2007; Universidad de Costa Rica, 2024).



METODOLOGÍA

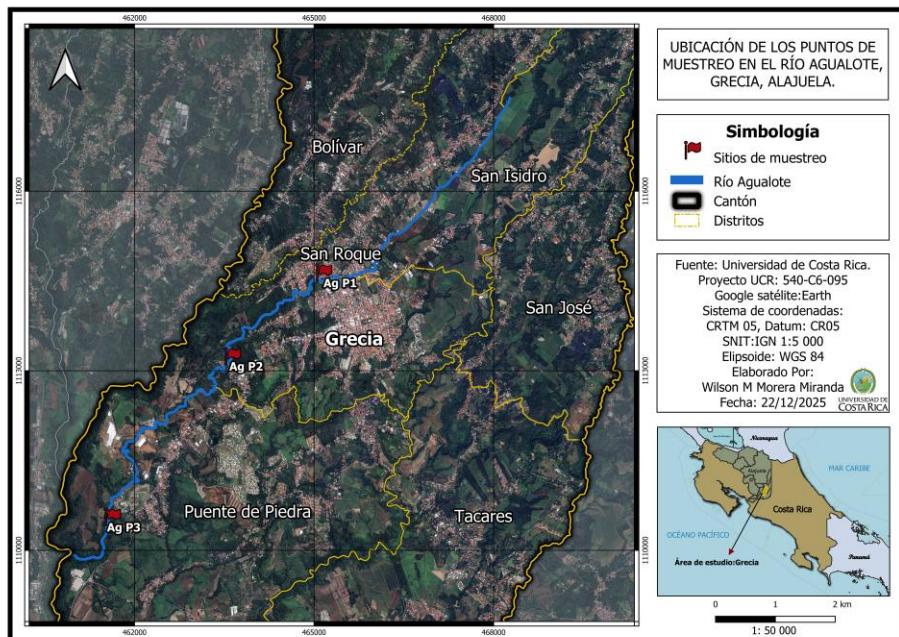
Área de estudio: El río Agualote nace en la comunidad de San Roque de Grecia y atraviesa sectores densamente poblados del cantón como Cooperativa Victoria, San Roque Abajo, Barrio León Cortés, Barrio Latino, Calle Carmona, Rincón de Salas, Peralta y La Argentina, hasta confluir con el río Colorado; en su recorrido recibe aportes asociados a descargas de aguas residuales (la mayoría sin tratamiento), escorrentía urbana y agropecuaria que se descarga al alcantarillado público, junto con el arrastre de residuos sólidos (Municipalidad de Grecia, 2019; Allan, 2004; UNEP, 2016). La selección del Agualote como caso de estudio responde a que los ríos urbanos suelen integrar simultáneamente presiones puntuales y difusas, lo que se traduce en gradientes espaciales de contaminación y con variabilidad estacional marcada; por ello, su monitoreo requiere diseños comparativos por sitio y por época hidrológica para capturar cambios y reconocer procesos de dilución, y conocer si ocurren pulsos de nutrientes o contaminantes (Vörösmarty et al., 2010; Dodds & Smith, 2016).

Diseño de muestreo: Entre 2023 y 2025 se realizaron dos campañas de muestreo por año, el primero para la estación seca (febrero a marzo) y el segundo para estación lluviosa (julio a agosto), siguiendo el principio de incorporar contrastes hidrológicos típicos de cuencas tropicales para interpretar cambios en parámetros asociados a contaminación orgánica y aportes por escorrentía (Allan, 2004; ISO, 2014).

Sitios de muestreo: Se seleccionaron tres sitios representativos del río, codificados como zona alta (AgP1), zona media (AgP2) y zona baja (AgP3), donde se recolectaron muestras de agua superficial para análisis fisicoquímico y de macroinvertebrados bentónicos para calcular el índice BMWP-CR (DECRETO EJECUTIVO N.^o 33903-MINAE-S, 2007; Rosenberg & Resh, 1993). En la figura 1 se aprecia la localización dichos puntos en la subcuenca del río Agualote y su distribución longitudinal a lo largo del gradiente altitudinal; permitiendo contextualizar espacialmente las presiones antrópicas identificadas y justificar el enfoque de zona alta, media y baja, como aproximación para capturar el incremento de cargas e impactos aguas abajo (Allan, 2004; Vörösmarty et al., 2010).



Figura 1. Localización de los puntos de muestreo en la subcuenca del río Agualote



Caracterización de los tramos: Las características socioambientales y la georreferenciación de los sitios se resumen en el Cuadro 4 donde se incorpora información para sustentar el componente demográfico asociado a la presión antrópica y establecer el contraste entre un tramo periurbano (AgP1), un tramo urbano (AgP2) y un tramo periurbano-industrial en expansión (AgP3) (INEC, 2023; Allan, 2004).

Cuadro 4. Georreferenciación y características de las zonas definidas del río Agualote

Puntos de muestreo	Coordenadas geográficas Latitud Norte, Longitud Oeste	Altitud (m s.n.m.)	Densidad poblacional (hab/km ²)	Características
AgP1	10°04'45.00"N 84°19'07.35"W	995	488	Zona periurbana con beneficiado de café y caña, se aprecian descargas de aguas residuales por alcantarillado y abundantes desechos sólidos visibles en ambos lados de la ribera.

AgP2	10°03'59.52"N	84°19'57.41"W	937	1882	Zona urbana con algunos cafetales y cañales dispersos; presencia de desechos sólidos, basureros informales y alcantarillados con descargas de aguas residuales.
AgP3	10°02'32.05"N	84°21'03.22"W	850	600	Zona periurbana, agropecuaria (cañal, café, y potreros) e industrial (zonas francas); también presenta alta densidad de viviendas en urbanización y condominios; el río denota alta cantidad de residuos sólidos.

Fuente: Elaboración propia con apoyo del INEC (2023).

Mediciones in situ: Los parámetros determinados *in situ* fueron la temperatura, pH, turbidez, conductividad, sólidos disueltos totales (SDT), %OD y salinidad. Estas variables son ampliamente usadas en monitoreo de ríos por su sensibilidad a cambios de corto plazo y por su papel explicativo en procesos de oxidación-reducción, transporte de sedimentos y respuesta ecológica ante descargas y escorrentía. Se propondrán gráficas tipo radar, para ubicar los parámetros fisicoquímicos, utilizando fuente normativa o bibliográfica de definir los valores límites y la respectiva clasificación (Decreto Ejecutivo N.º 33903-MINAE-S, 2007; APHA et al., 2023).

Análisis fisicoquímicos: En el laboratorio de química de la Universidad de Costa Rica - Recinto de Grecia, se cuantificaron los parámetros DBO₅, DQO, N-NH₄⁺, nitratos, sulfatos, cloruros, fosfatos, nitrógeno total y fósforo totales. La selección responde tanto al marco regulatorio nacional para clasificación de calidad (Sistema Holandés), como a la necesidad de incorporar indicadores



complementarios que den robustez para el análisis de cómo influyen sobre la condición trófica y el consumo de oxígeno en el río (Decreto Ejecutivo N.^o 33903-MINAE-S, 2007; Dodds & Smith, 2016).

Evaluación por índices: La investigación es de tipo mixto, descriptiva y correlacional, de ahí que el diseño de muestreo totaliza 18 eventos de muestreo para el componente fisicoquímico, provenientes de tres sitios, durante dos estaciones (seca y lluviosa), durante tres años de estudio, permitiendo comparaciones temporales por estación y análisis espacial por tramo o zona del río. Esta estructura es consistente con recomendaciones internacionales de diseño mínimo para evaluar tendencias cuando se dispone de campañas discretas y se busca contrastar estación seca y lluviosa (ISO, 2014). La calidad fisicoquímica se interpretó mediante el Sistema Holandés del decreto, que asigna puntajes a %OD, DBO₅ y N-NH₄⁺; la suma de puntajes se transforma en una clase cualitativa de nivel o grado de contaminación. Los parámetros complementarios se utilizaron para fortalecer la discusión de causas probables y fuentes de presión (Decreto Ejecutivo N.^o 33903-MINAE-S, 2007; ISO, 2014).

El componente biológico se evaluó mediante el índice BMWP-CR, que asigna puntajes a familias de macroinvertebrados según su tolerancia a la contaminación; el uso de este tipo de índices se fundamenta en que los macroinvertebrados integran condiciones ambientales a escalas temporales mayores, ofreciendo una señal robusta frente a perturbaciones crónicas o recurrentes que pueden no ser captadas por mediciones puntuales (Rosenberg & Resh, 1993; Hering et al., 2006). En cada sitio se realizaron muestreos con red tipo D y el material se preservó en etanol debidamente etiquetado para su identificación taxonómica a nivel de familia en laboratorio de biología de la Universidad de Costa Rica - Recinto de Grecia, según estipula reglamento (DECRETO EJECUTIVO N.^o 33903-MINAE-S, 2007).

A partir del listado de familias se calculó el BMWP-CR por sitio y época (seca y lluviosa) y se clasificó la calidad biológica según la escala de interpretación definida en el Cuadro 3 (Gutiérrez-Fonseca & Lorion, 2014). Para el análisis comparativo se calcularon promedios anuales del BMWP-CR para cada época, lo que permite observar tendencias interanuales y contrastar la estabilidad o variabilidad ecológica bajo condiciones hidrológicas distintas (Hering et al., 2006).

Tratamiento de la información: Los resultados se organizaron en cuadros por año, estación y sitio; para cada parámetro se contrastan los valores entre tramos (AgP1-AgP3) y entre épocas (seca y lluviosa), en coherencia con el diseño comparativo del estudio y para facilitar la comparación



multivariable entre sitios y estaciones se elaboraron gráficos tipo radar que incluyen variables complementarias como turbidez, conductividad y nutrientes; estas se estandarizaron en forma adimensional respecto a un valor de referencia (L) para evitar diferencias de escala entre unidades, manteniendo el criterio de que valores mayores representen mayor condición de alerta: $I = X/L$ para parámetros donde el incremento implique deterioro y, cuando aplique, $I = L/X$ para parámetros donde la disminución también indique deterioro, como es el caso del %OD.

Las fuentes de los valores de referencia utilizados se consignaron explícitamente con la normativa nacional con el Decreto Ejecutivo N.^o 33903-MINAE-S (2007) y para los no definidos como fosfatos, cloruros y sulfatos (EPA, 2000), conductividad (EPA, 2011), salinidad (EPA, 1986; OMS, 2017), se utilizó literatura como referencia.

Para cada parámetro se definió el índice (I), calculado a partir del promedio por estación, así:

- Tipo máx. → $I = \text{Promedio}/L_{\text{máx}}$
- Tipo mín. → $I = L_{\text{mín}}/\text{Promedio}$
- Tipo rango → $I = \frac{|\text{valor}-\text{centro del rango}|}{(\text{ancho del rango}/2)}$
- $I = 1 \rightarrow$ justo en el límite.
- $I < 1 \rightarrow$ mejor calidad.
- $I > 3 \rightarrow$ supera el valor permitido.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Del sistema holandés (índice fisicoquímico)

La clasificación de la calidad del agua del río Agualote con el sistema holandés (Cuadro 5) muestra cambios interanuales y espaciales entre las tres zonas (AgP1-AgP3) y entre estación seca y lluviosa. En 2023 predominan las categorías de contaminación incipiente y sin contaminación, con sumatorias de 3 a 5 puntos; en 2024 se observa que empeora la calidad del río hacia contaminación moderada en la zona alta (AgP1) durante ambas estaciones (7-8 puntos), mientras que en 2025 se incrementa la sumatoria hacia las categorías de contaminación moderada en la zona alta y baja, especialmente durante estación seca (Decreto Ejecutivo N.^o 33903-MINAE-S, 2007).

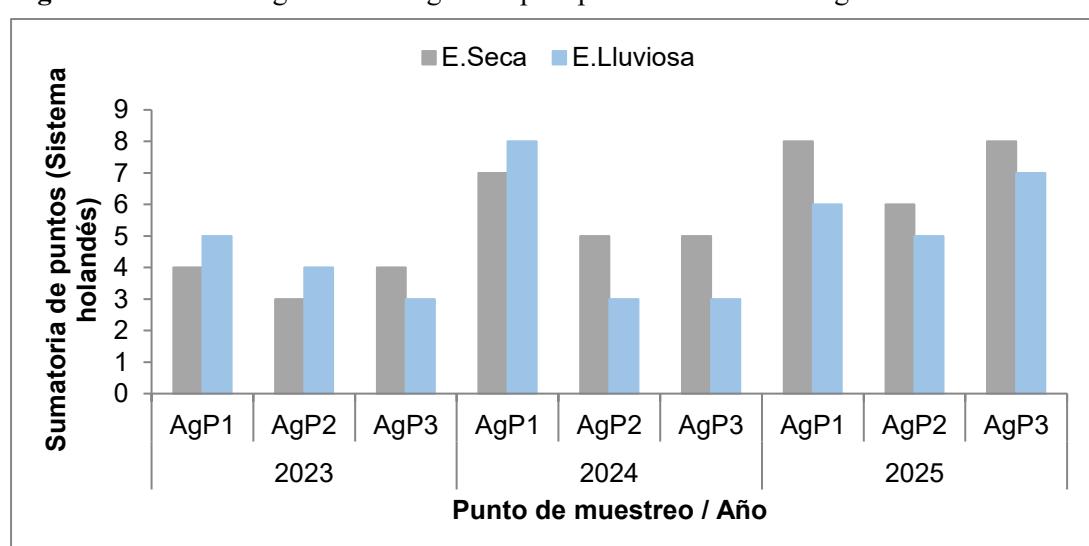


Cuadro 5. Clasificación de la Calidad el agua del río Agualote durante el período 2023-2025 según el Sistema Holandés.

Año	Sitio	Sumatoria de puntos	Estación Seca	Sumatoria de puntos	Estación Lluviosa
2023	AgP1	4	C. Incipiente	5	C. Incipiente
	AgP2	3	Sin contaminación	4	C. Incipiente
	AgP3	4	C. Incipiente	3	Sin contaminación
2024	AgP1	7	C. Moderada	8	C. Moderada
	AgP2	5	C. Incipiente	3	Sin contaminación
	AgP3	5	C. Incipiente	3	Sin contaminación
2025	AgP1	8	C. Moderada	6	C. Incipiente
	AgP2	6	C. Incipiente	5	C. Incipiente
	AgP3	8	C. Moderada	7	C. Moderada

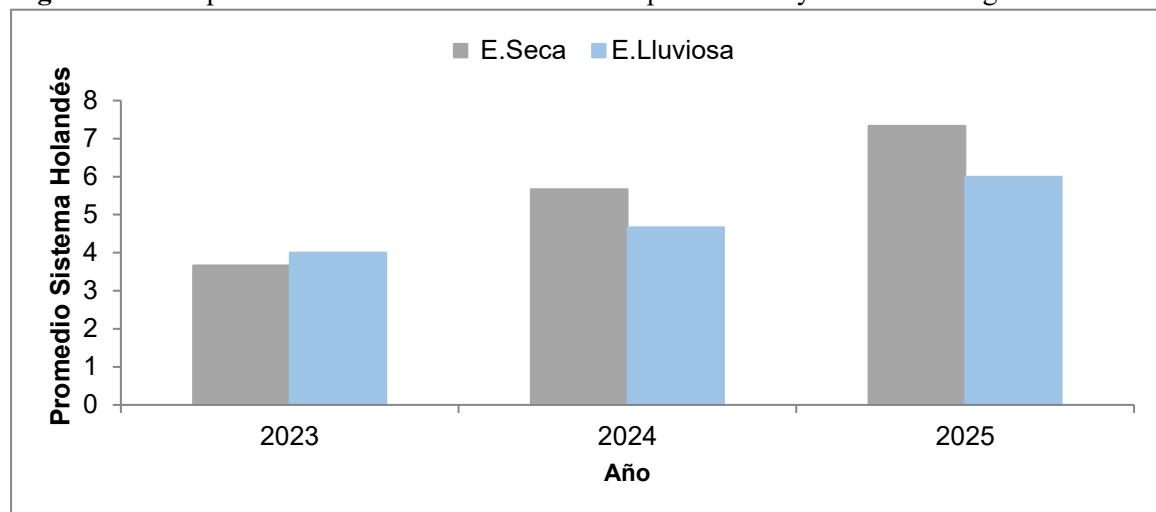
A escala de promedios por estación (promedio de las tres zonas por campaña), la sumatoria del índice holandés pasa de 3,7 (seca) y 4,0 (lluviosa) en 2023, a 5,7 (seca) y 4,7 (lluviosa) en 2024; y finalmente a 7,3 (seca) y 6,0 (lluviosa) en 2025. En términos de clasificación normativa, este patrón implica un tránsito desde condiciones promedio de contaminación incipiente hacia contaminación moderada, particularmente en estación seca, de acuerdo con los rangos definidos en el Cuadro 2 (Decreto Ejecutivo N.º 33903-MINAE-S, 2007).

Figura 2. Calidad el agua del río Agualote para período 2023-2025 según sistema holandés.



La figura 2 sintetiza la clasificación por sitio y estación para el sistema holandés, evidenciando que la estación seca concentra los valores más altos de sumatoria, con un máximo en 2025. El patrón visual es consistente con el Cuadro 5 y con la interpretación normativa de la sumatoria de puntos (Decreto Ejecutivo N.^o 33903-MINAE-S, 2007).

Figura 3. Valor promedio anual del sistema holandés por estación y año del Río Agualote.



La figura 3 resume los promedios anuales reportados para el índice holandés y enfatiza el incremento interanual, con un aumento más pronunciado de la contaminación en estación seca. Dado que la clasificación oficial depende directamente de la sumatoria de puntajes, esta síntesis facilita la identificación del tránsito de clase entre años conforme al Cuadro 2 (Decreto Ejecutivo N.^o 33903-MINAE-S, 2007).

Del BMWP-CR (índice biológico)

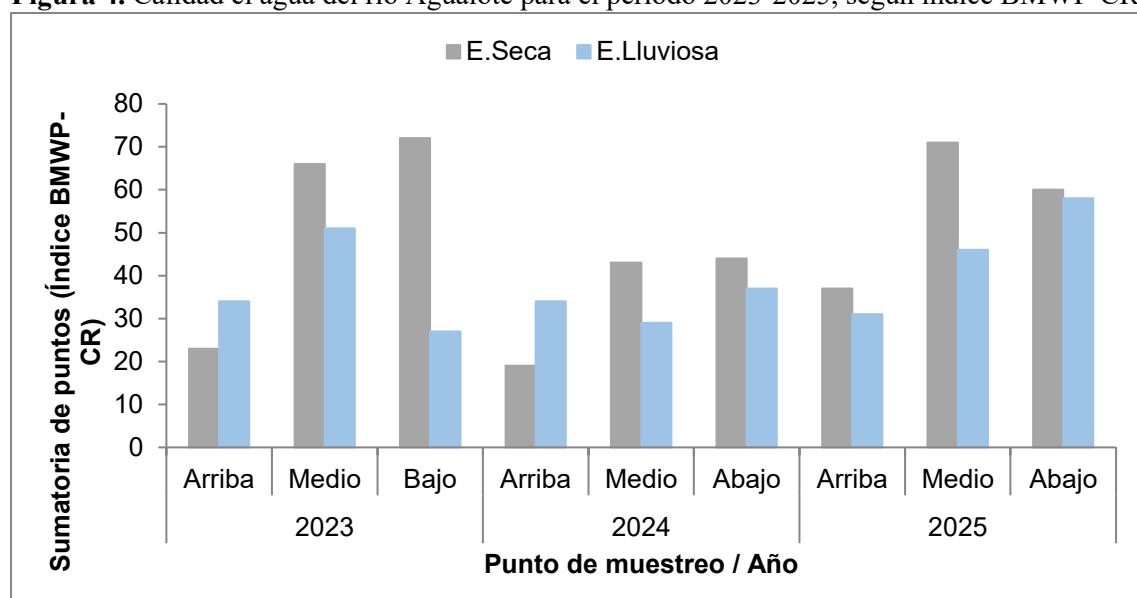
El índice BMWP-CR que se aprecia en el Cuadro 6 evidencia una condición predominantemente degradada del río Agualote durante el período 2023-2025, con valores que ubican la mayoría de campañas y sitios dentro de categorías mala o muy contaminada. En 2023, los promedios por estación fueron 53,7 (seca) y 37,3 (lluviosa). De acuerdo con la escala BMWP-CR (Cuadro 3), un promedio de 53,7 se ubica en el rango de agua de calidad mala, contaminada, igual que 37,3 que se ubica en el mismo rango y refleja una condición biológica deteriorada; en paralelo, el desglose por sitio evidencia valores puntuales en el rango 61-100 con contaminación moderada durante la estación seca (Cuadro 6), lo cual resalta la heterogeneidad espacial dentro de un mismo año (Decreto Ejecutivo N.^o 33903-MINAE-S, 2007; Mafla Herrera, 2005).

Cuadro 6. Clasificación de la Calidad el agua del río Agualote durante el período 2023-2025 según el Índice BMWP-CR.

		Estación Seca			Estación Lluviosa	
Años	Sitio	BMW	Nivel de Calidad	BMW	Nivel de Calidad	
2023	Arriba	23	Muy contaminada	34	Muy contaminada	
	Medio	66	C. Moderada	51	Mala, contaminada	
	Bajo	72	C. Moderada	27	Muy contaminada	
2024	Arriba	19	Muy contaminada	34	Muy contaminada	
	Medio	43	Mala, contaminada	29	Muy contaminada	
	Abajo	44	Mala, contaminada	37	Mala, contaminada	
2025	Arriba	37	Mala, contaminada	31	Muy contaminada	
	Medio	71	C. Moderada	46	Mala, contaminada	
	Abajo	60	Mala, contaminada	58	Mala, contaminada	

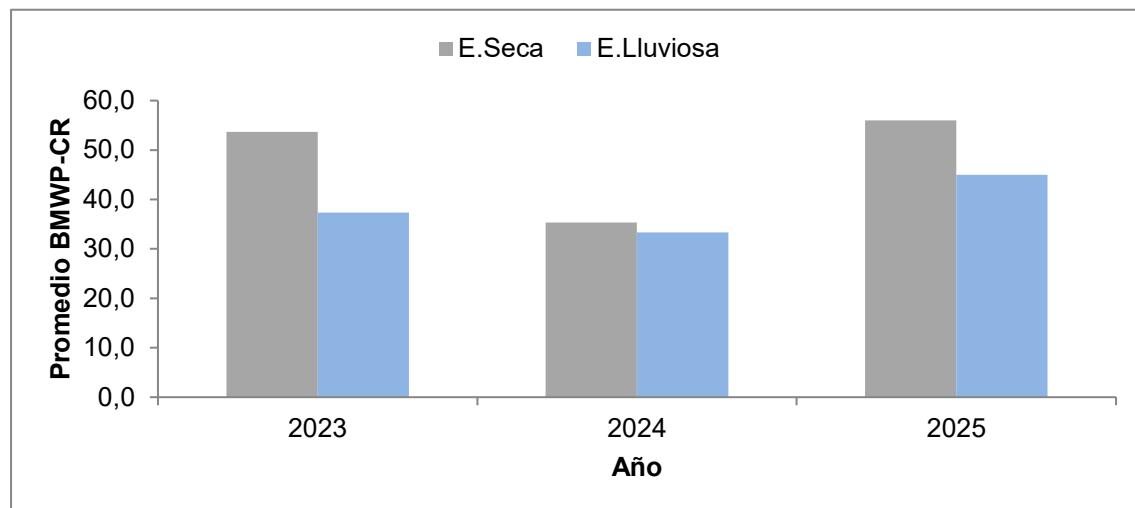
En 2024, el BMW-CR muestra una disminución de los promedios a 35,3 (seca) y 33,3 (lluviosa), ubicando al río principalmente en categorías de mala a muy contaminada. En 2025 se observa una recuperación relativa de los promedios a 56 (seca) y 45 (lluviosa); sin embargo, estas puntuaciones permanecen en rangos que no corresponden a categorías buena o excelente (Cuadro 3) y, por tanto, no describen una condición biológica recuperada a niveles de referencia (Decreto Ejecutivo N.º 33903-MINAE-S, 2007; Gastezzi-Arias et al., 2023).

Figura 4. Calidad el agua del río Agualote para el período 2023-2025, según índice BMWP-CR



La figura 3 muestra variabilidad entre años, estaciones y sitios, con predominio de categorías mala o peores y solo casos puntuales en condición moderada/regular (≥ 61). Este comportamiento concuerda con el Cuadro 6 y refuerza el valor del indicador biológico para integrar presiones de contaminación sobre la biota acuática (DECRETO EJECUTIVO N.^o 33903-MINAE-S, 2007; Rosenberg & Resh, 1993).

Figura 5. Promedio anual del BMWP-CR por estación y años del Río Agualote.



La figura 5 destaca la disminución observada en 2024 y la recuperación relativa en 2025, sin alcanzar la categoría de buena calidad. La interpretación se mantiene consistente con la escala BMWP-CR indicada en el Cuadro 3 y en aplicaciones nacionales del índice (DECRETO EJECUTIVO N.^o 33903-MINAE-S, 2007; Mafla Herrera, 2005).

Coherencia entre índices fisicoquímico y biológico

Al comparar el comportamiento del sistema holandés (Cuadro 5) con el BMWP-CR (Cuadro 6), se observa que ambos índices coinciden en señalar una condición de calidad comprometida en el río Agualote, aunque pueden diferir en más menos una clase asignada para las campañas específicas; es notorio que tal diferencia se hace más tangible durante la estación lluviosa, cuando la clasificación biológica tiende a reflejar un deterioro sostenido aun si algunos parámetros fisicoquímicos mejoran por dilución. Las causas plausibles de estas divergencias y su interpretación ecológica se desarrollan con mayor profundidad en el apartado de discusión (Rosenberg & Resh, 1993; Barbour et al., 1999).

Parámetros fisicoquímicos complementarios

Cuadro 7. Parámetros fisicoquímicos complementarios del agua superficial del río Agualote durante la estación seca de los años 2023-2025.

Parámetro	E.Seca 2023			E. Seca 2024			E. Seca 2025		
	AgP1	AgP2	AgP3	AgP1	AgP2	AgP3	AgP1	AgP2	AgP3
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	NR	NR	NR	1,7	0,9	1,2	1,0	2,5	1,2
%OD	78,0	96,1	81,1	55,0	74,5	94,0	97,4	97,7	110,1
DBO ₅ (mg/L)	1,0	2,0	3,0	2,0	1,0	2,0	148,0	3,0	11,0
Temperatura (°C)	19,2	19,7	20,7	21,5	22,0	22,1	19,7	22,6	20,7
Turbidez (NTU)	10,9	5,3	5,3	12,0	4,1	6,9	5,4	12,2	5,3
pH	6,9	6,8	7,0	7,2	7,3	7,4	6,7	5,5	5,8
SDT (mg/L)	42,8	39,5	39,3	43,7	38,8	35,9	194,0	329,4	314,2
Conductividad (ms/cm)	134,8	126,9	125,7	148,1	128,7	116,1	188,8	333,3	313,3
Salinidad (ms/L)	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
DQO (mg/L)	78,0	146,0	183,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	37,0
Nitratos (mg/L)	NR	NR	NR	6,0	3,4	4,4	3,5	8,9	4,3
Sulfatos (mg/L)	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR
Cloruros (mg/L)	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR
Fosfatos (mg/L)	NR	NR	NR	0,8	0,8	0,7	3,0	2,8	2,8
Fósforo total (mg/L)	NR	NR	NR	0,3	0,3	0,2	1,0	0,9	0,9
Nitrógeno total (mg/L)	NR	NR	NR	1,4	0,8	1,0	0,8	2,0	1,0

Nota: NR = análisis no realizado.

En la estación seca de 2023 (Cuadro 7) se registran valores bajos de DBO₅ en los tres sitios (1,0-3,0 mg/L) y %OD variables (78,0-96,1%), mientras que en la estación lluviosa de 2023 (Cuadro 8) se observa un pulso de nitratos con un máximo de 390,0 mg/L en la zona baja (AgP3) y un aumento de turbidez (23,2–59,4 UNT), acompañado por una DBO₅ entre 3,0 y 7,5 mg/L.

Durante 2024, en estación seca (Cuadro 7) se reportan concentraciones de nitrógeno amoniacal (0,9-1,7 mg/L) y fosfatos (0,7-0,8 mg/L), junto con un %OD que desciende hasta 55,0% en AgP1, mientras que en estación lluviosa (Cuadro 8), los nitratos se mantienen elevados en los tres sitios (6,5-18,6 mg/L) y la turbidez presenta valores de 8,3-22,5 UNT, evidenciando variación espacial y estacional dentro del mismo año (DECRETO EJECUTIVO N.º 33903-MINAE-S, 2007).



Cuadro 8. Parámetros fisicoquímicos complementarios del agua superficial del río Agualote durante la estación lluviosa de los años 2023-2025.

Parámetro	E.Lluviosa 2023			E. Lluviosa 2024			E. Lluviosa 2025		
	AgP1	AgP2	AgP3	AgP1	AgP2	AgP3	AgP1	AgP2	AgP3
N-NH4+	0,3	0,0	0,0	5,1	0,3	0,3	2,0	0,9	0,3
%OD	97,2	101,7	96,4	112,0	108,3	105,5	102,1	109,0	95,5
DBO ₅ (mg/L)	7,5	4,5	3,0	3,0	2,0	2,0	1,0	3,0	21,0
Temperatura (°C)	20,4	21,1	22,0	21,5	20,1	21,0	20,5	20,8	20,7
Turbidez (NTU)	23,2	59,4	46,1	22,5	8,3	14,0	19,7	19,7	77,7
pH	7,0	6,6	5,7	7,4	7,1	7,2	7,0	7,0	6,9
SDT (mg/L)	41,7	40,4	38,3	67,2	55,5	48,7	165,9	164,2	142,0
Conductividad (ms/cm)	133,4	130,4	124,0	135,0	110,6	97,6	168,9	163,8	144,0
Salinidad (ms/L)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
DQO (mg/L)	7,0	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,0
Nitratos (mg/L)	51,0	18,5	390,0	18,6	6,5	7,2	7,1	6,0	6,3
Sulfatos (mg/L)	NR	NR	NR	15,0	18,5	18,2	12,7	16,2	14,9
Cloruros (mg/L)	NR	NR	NR	0,2	0,3	0,4	4,8	4,6	4,5
Fosfatos (mg/L)	0,3	2,1	1,7	0,5	0,4	2,5	1,7	0,9	0,0
Fósforo total (mg/L)	NR	NR	NR	0,2	0,1	0,8	0,6	0,3	0,0
Nitrógeno total (mg/L)	NR	NR	NR	4,2	0,3	0,4	1,7	0,7	6,6

En 2025, la estación lluviosa (Cuadro 8) presenta nitratos entre 6,0 y 7,1 mg/L, turbidez entre 19,7 y 77,7 UNT y DBO₅ con un máximo de 21,0 mg/L en AgP3. Por su parte, la estación seca de 2025 (Cuadro 7) incluye un episodio con DBO₅ de 148,0 mg/L en AgP1 y en esa misma campaña se reportan SDT de 329,4 mg/L (AgP2) y 314,2 mg/L (AgP3), así como una conductividad de 333,3 µS/cm (AgP2) y 313,3 µS/cm (AgP3), en conjunto, estos resultados indican un aporte masivo de nutrientes y materia orgánica asociado principalmente con escorrentía en la cuenca y debido a las descargas puntuales de aguas residuales con escaso o nulo tratamiento en la parte media y baja del río.

La figura 6 sintetiza promedios por parámetro para estación seca utilizando una escala ordinal donde los resultados más cercanos al 0 son los ideales o mejores, los más cercanos o alrededor del 1 son valores alerta o máximos permitidos y los cercanos a 3 están muy por encima del límite y se consideran muy elevados.



Figura 6. Calidad del agua superficial durante la estación seca, según parámetros fisicoquímicos promedio de 3 años realizados al Río Agualote.

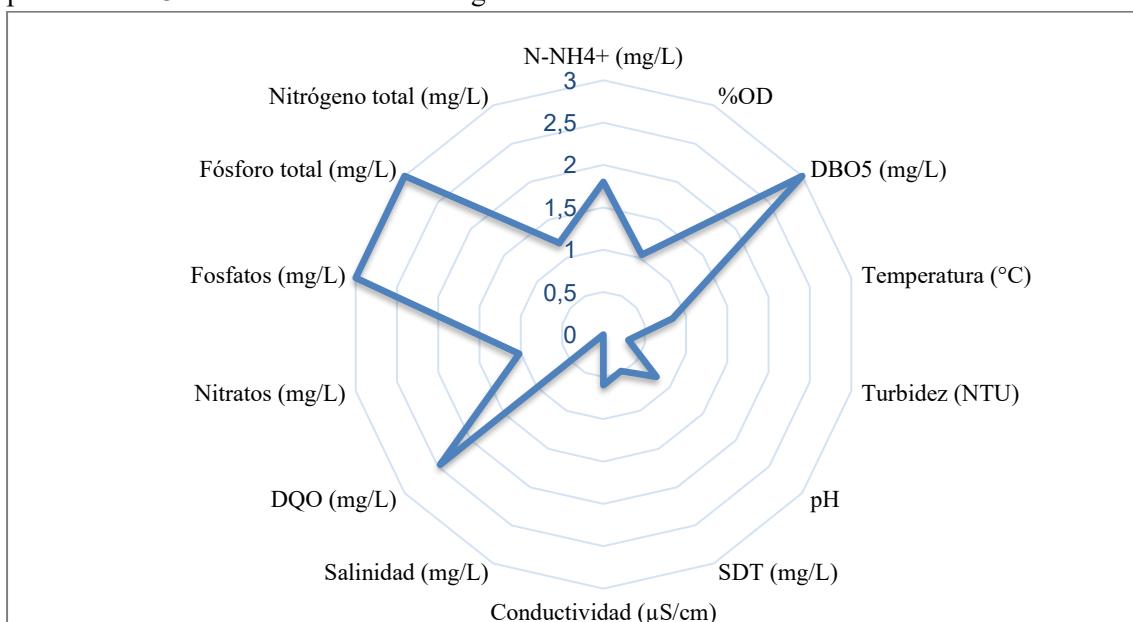
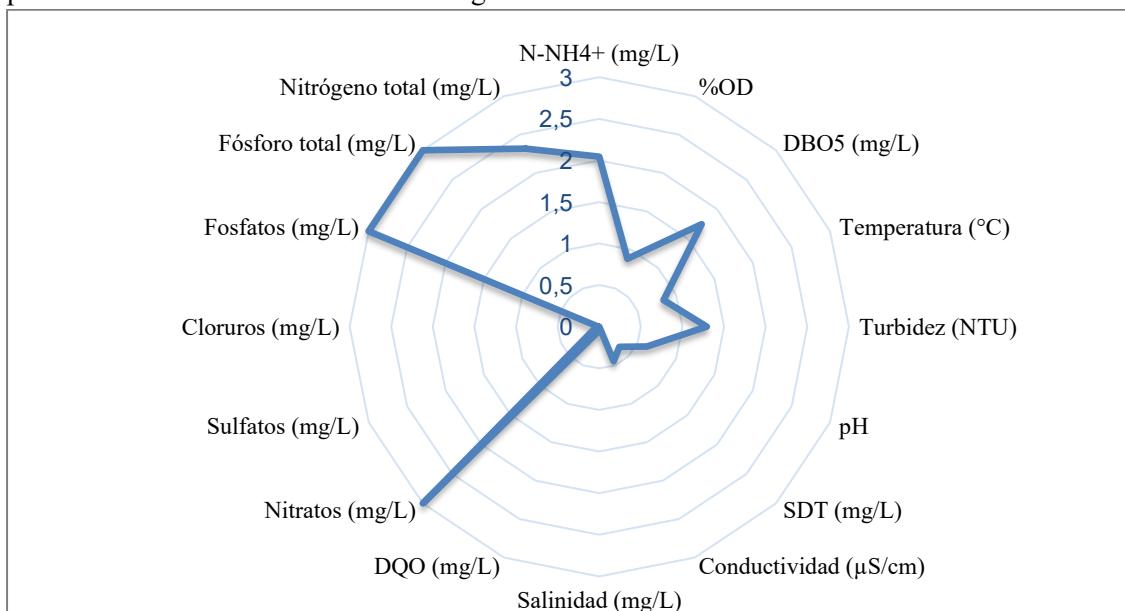


Figura 7. Calidad del agua superficial durante la estación lluviosa, según parámetros fisicoquímicos promedio de 3 años realizados al Río Agualote.



Similar a la figura anterior, la figura 7 que facilita entender el comportamiento promedio por parámetro en época lluviosa, donde se aprecian pulsos de turbidez y nutrientes del Cuadro 8, la figura es particularmente útil para resaltar parámetros dominantes en el perfil de impacto.

Evolución temporal de la contaminación en el río Agualote:

Los resultados del período 2023-2025 indican que el río Agualote mantiene una condición de presión antrópica sostenida, evidenciada primero el deterioro de la clasificación fisicoquímica según el sistema holandés (Cuadros 5) y segundo por la persistencia de valores BMWP-CR mayoritariamente ubicados en categorías de calidad biológica muy contaminada acentuado durante la estación lluviosa (Cuadros 6). Esta convergencia es consistente con estudios que describen que los ríos urbanos y periurbanos tienden a acumular cargas orgánicas y de nutrientes, además de perturbaciones hidromorfológicas, que se reflejan en la pérdida de integridad ecológica y de servicios ecosistémicos (Allan, 2004; Vörösmarty et al., 2010; UNEP, 2016).

El incremento de la sumatoria del sistema holandés desde promedios anuales cercanos a 4 para el año 2023 hasta de 7 en el año 2025 (Figura 2 y 3) sugieren un agravamiento del componente de contaminación orgánica y nitrogenada que captura este método mediante DBO₅, %OD y nitrógeno amoniacal (DECRETO EJECUTIVO N.º 33903-MINAE-S, 2007). En sistemas urbanos, este patrón suele asociarse a aportes persistentes de aguas residuales de tipo puntuales y a escorrentía con lixiviados como contaminación difusa, cuya magnitud puede variar en el tiempo por cambios en conectividad de drenajes, la poca o nula eficiencia de la infraestructura de saneamiento de las industrias en la zona y crecimiento de la huella urbana (Allan, 2004; UNEP, 2016).

Estacionalidad, contraste entre dilución y perturbación del hábitat

El comportamiento estacional observado, con calificaciones fisicoquímicas generalmente más críticas en estación seca apreciables en Cuadro 7, con presencia de valores elevados de DBO₅, incluyendo un episodio de 148,0 mg/L en estación seca 2025 en AgP1 (Cuadro 7), con mínimos en % OD constituye una señal de alta carga de materia orgánica biodegradable; por otra parte el aumento de turbidez y nutrientes durante la estación lluviosa (Cuadro 8), es coherente con la dinámica de ríos tropicales afectados por descargas donde en época seca disminuye el caudal y, por tanto, la capacidad de dilución de fuentes puntuales; mientras que en época lluviosa aumenta el arrastre superficial de sedimentos, minerales, contaminantes asociados al suelo como los fertilizantes, que aumentan al intensificarse la variabilidad hidrológica (Allan, 2004; Dodds & Smith, 2016).



La literatura describe que incrementos de DBO₅ elevan el consumo biológico de oxígeno y pueden contribuir a descensos del oxígeno disuelto, con efectos negativos sobre fauna acuática y, en casos extremos, eventos de mortalidad (Aguilar-Torrejón et al., 2023; US EPA, 2025). En el caso del río Agualote, los registros históricos de mortandad de peces reportados por prensa local y analizados por la Municipalidad del cantón (Periódico Mi Tierra, 2022; Esquivel, 2005; Concejo Municipal de Grecia, 2022), refuerzan la pertinencia de interpretar la contaminación orgánica y la dinámica del oxígeno como un riesgo recurrente que amerita monitoreo de alta resolución temporal y trazabilidad de fuentes (Esquivel, 2005; US EPA, 2025).

El sistema holandés prioriza el nitrógeno amoniacal como indicador de contaminación y lo integra con DBO₅ y %OD (DECRETO EJECUTIVO N.^o 33903-MINAE-S, 2007), debido a que desde un punto de vista ecotoxicológico, es relevante recordar que la fracción de amoniaco no ionizado (NH₃) puede ser altamente tóxica para organismos acuáticos y su proporción aumenta con pH y temperatura, por lo que un mismo valor de nitrógeno amoniacal puede implicar riesgos distintos según el contexto fisicoquímico (Camargo & Alonso, 2006). Por ello, aun cuando el estudio se ajusta a la normativa nacional, la discusión de impactos biológicos se fortalece si se considera explícitamente esta dependencia sobre el pH y la temperatura al interpretar episodios con mayores cargas nitrogenadas (Camargo & Alonso, 2006; US EPA, 2013).

En la estación lluviosa 2023 se reporta un valor de nitratos de 390 mg/L en la zona baja del río (Cuadro 8); y dado que los nitratos en ríos responden fuertemente a escorrentía agrícola, infiltración desde suelos enriquecidos con fertilizantes y aportes de aguas residuales, un pulso de esta magnitud sugiere un evento intenso de entrada de nitrógeno oxidado, con potencial de favorecer eutrofización y alterar procesos biogeoquímicos (Dodds & Smith, 2016; Camargo & Alonso, 2006).

Los máximos de turbidez en estación lluviosa con hasta 77,7 UNT en 2025; (Cuadro 8) son esperables en ríos con incrementos de escorrentía y remoción de sedimentos. La turbidez en ese momento se aproxima a los sedimentos en suspensión y cuando se eleva de manera recurrente puede reducir la penetración de luz, afectar procesos tróficos y alterar el hábitat bentónico; no obstante, la relación entre los UNT y los sólidos suspendidos puede variar entre cuencas, de ahí que la interpretación ecológica debe hacerse con cautela (USGS, 2018; Henley et al., 2000); en este sentido, la coincidencia de turbidez



elevada y deterioro BMWP-CR puede interpretarse como un escenario donde la contaminación se combina con perturbación física del lecho, afectando a macroinvertebrados por smothering, pérdida de micro hábitats, el aumento considerable de caudal en estación lluviosa y cambios en disponibilidad de alimento (Henley et al., 2000; Barbour et al., 1999).

BMWP-CR como integrador de impactos crónicos en el río Agualote

El BMWP-CR está diseñado para capturar la respuesta de comunidades bentónicas a impactos acumulativos, por lo que resulta esperable que sus valores reflejen condiciones crónicas incluso cuando mediciones fisicoquímicas puntuales no alcanzan a describir toda la variabilidad temporal (Rosenberg & Resh, 1993; Gutiérrez-Fonseca & Lorion, 2014). La persistencia de categorías BMWP-CR deterioradas (Cuadros 6) es por lo tanto, consistente con la hipótesis de presiones recurrentes debido a las descargas, arrastre de sedimentos y la alteración del hábitat ribereño, dado que exceden lo capturable en los muestreos fisicoquímicos de una sola campaña (Barbour et al., 1999; Rosenberg & Resh, 1993).

El hecho de que las tres zonas del río (AgP1, AgP2, AgP3) presenten en distintos momentos condiciones críticas de calidad (Cuadros 5, 7 y 8) indica que la degradación no puede interpretarse únicamente como un gradiente lineal desde aguas arriba y hasta aguas abajo, sino que probablemente existen focos locales de presión a lo largo del cauce (Allan, 2004; UNEP, 2016); en ríos urbanos, la combinación de descargas puntuales debido a conexiones ilegales, alivios pluviales, aportes industriales y fuentes difusas con escorrentía sobre superficies impermeables y áreas agropecuarias producen mosaicos de calidad que requieren herramientas de trazabilidad para priorizar intervenciones con inspecciones sistemáticas, cartografía de drenajes y muestreos dirigidos (UNEP, 2016; US EPA, 2025).

Los hallazgos respaldan que para propiciar una recuperación del río Agualote se requieren acciones combinadas de saneamiento que reduzcan las cargas orgánicas, nitrogenadas y fosforadas, así como la gestión de residuos sólidos y restauración de la franja denominada zona de protección del río a lo largo de toda la subcuenca. A nivel global, informes y síntesis destacan que los beneficios en salud pública y biodiversidad dependen de intervenciones integrales más que de acciones aisladas (Vörösmarty et al., 2010). En el ámbito local, la existencia de campañas de limpieza y acciones comunitarias e institucionales en el río Agualote demuestra capacidad de movilización y liderazgo en el cantón Griego; sin embargo, su efectividad ambiental dependerá de complementar la remoción de residuos con control



de fuentes de contaminación líquida y fiscalización sobre la poca infraestructura de saneamiento existente (Municipalidad de Grecia, 2025; UCR Sede de Occidente, 2019).

Situaciones visibles en el río

Figura 8. AgP1: peces muertos, espumas, sedimentos y sustancias oleosas detectados en el río



Figura 9. AgP2: cafetal, charral, desechos sólidos, desagües y mal olor en zonas de protección

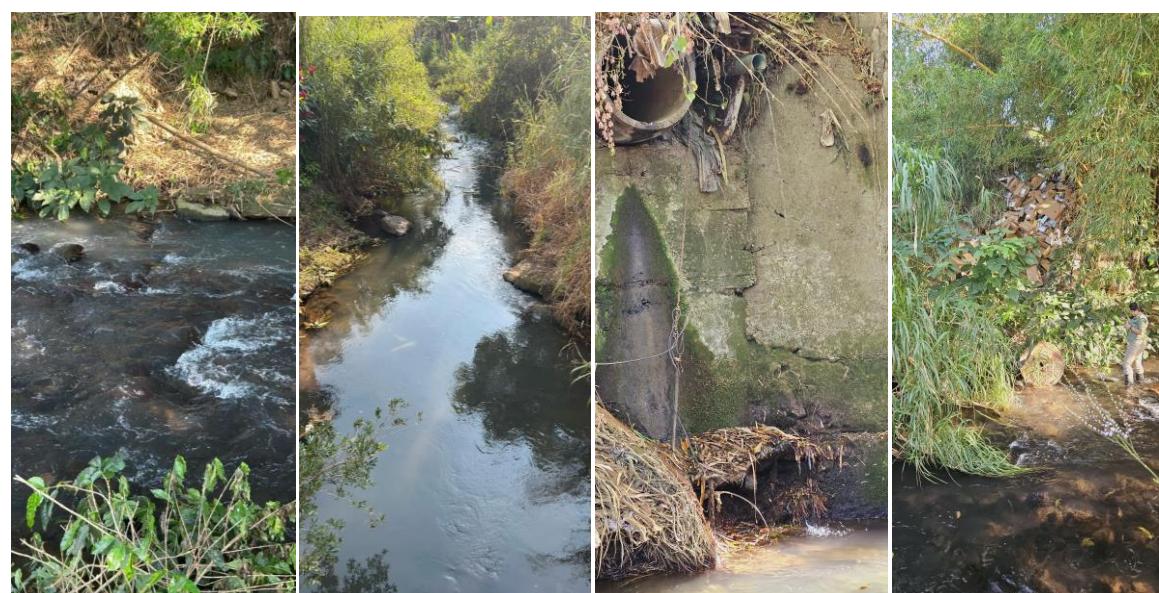
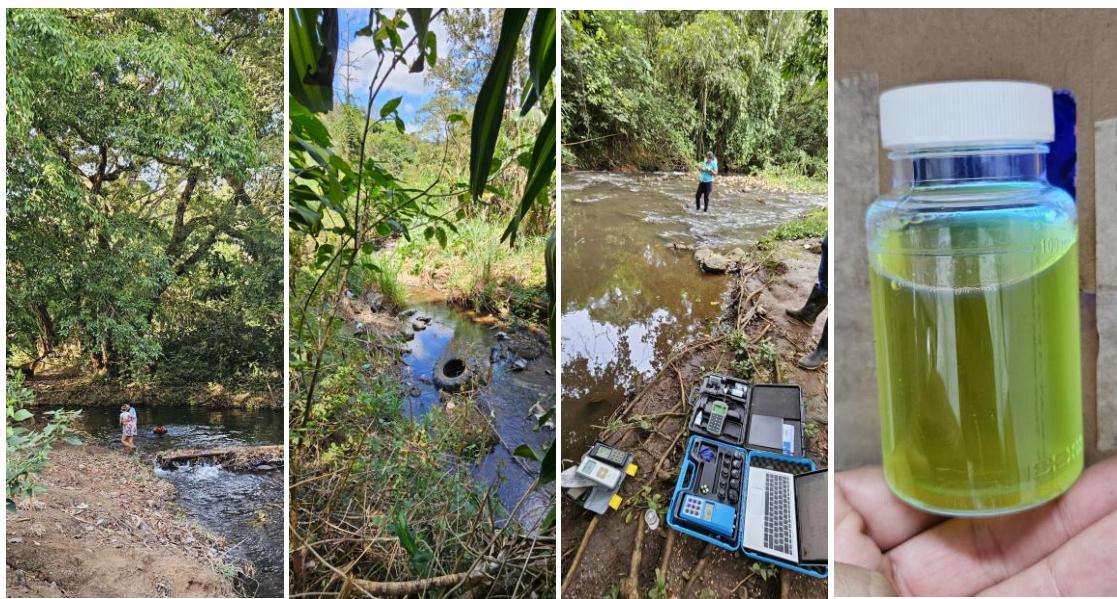


Figura 10. AgP3: Niños y adultos se bañan en el río, E.Coli, coliformes totales y desechos visibles



Las evidencias visuales documentadas en las Figuras 8, 9 y 10 constituyen un complemento cualitativo relevante que permite vincular los resultados fisicoquímicos y biológicos con manifestaciones ambientales directas y observables en el territorio; donde la afectación de la vida acuática con espumas persistentes, sustancias oleosas y sedimentos finos (Figura 8), junto con desechos sólidos, descargas visibles y malos olores en las zonas de protección ribereña (Figura 9), como indicadores visuales refuerzan la interpretación de los elevados valores de DBO₅ (Figura 6), nutrientes nitrogenados y turbidez registrados en la figura 7, y sustentan la hipótesis de presiones recurrentes que exceden la variabilidad natural del sistema, generando episodios de estrés ecológico tanto agudo, como crónico (Mallin et al., 2007; Allan, 2004).

Adicionalmente, la evidencia mostrada en la Figura 10, donde se observa el uso recreativo directo del río por parte de la comunidad en un contexto de contaminación documentada, introduce una dimensión sanitaria y social crítica que trasciende la evaluación ecológica. Diversos estudios han señalado que la coexistencia de contaminación orgánica, coliformes y nutrientes con actividades recreativas incrementa significativamente los riesgos para la salud pública, especialmente en ríos con escasa capacidad de autodepuración durante la estación seca (Vörösmarty et al., 2010; UNEP, 2016). En este sentido, las imágenes no solo validan los resultados obtenidos mediante los índices holandés y BMWP-CR, sino que hablan sobre urgencia de integrar la gestión de la calidad del agua con estrategias de saneamiento,

educación ambiental y ordenamiento territorial, orientadas a reducir riesgos ecológicos y humanos en la subcuenca del río Agualote.

CONCLUSIONES

En el período 2023-2025, la evaluación del río Agualote indica un estado de calidad comprometido con señales consistentes de presión antrópica a lo largo de toda la subcuenca, según las respuestas fisicoquímicas relacionadas con la materia orgánica y nitrógeno amoniacal y el oxígeno disuelto y a la respuesta biológica de las comunidades bentónicas cuantificadas (DECRETO EJECUTIVO N.º 33903-MINAE-S, 2007; Rosenberg & Resh, 1993; Gutiérrez-Fonseca & Lorion, 2014).

Los patrones descritos en los resultados y la discusión son consistentes con el comportamiento documentado en ríos urbanos y periurbanos, donde las cargas de nutrientes y materia orgánica provenientes de descargas residuales y escorrentía, junto con presiones hidromorfológicas y de residuos sólidos, generan deterioro ecológico (Allan, 2004; Vörösmarty et al., 2010; UNEP, 2016). En particular, el río Agualote sufre un deterioro progresivo ligado principalmente a incrementos en la DBO₅, los fosfatos y los nitratos, mientras que según el índice BMWP-CR la clasificación de río mayoritaria es de aguas malas a muy contaminadas principalmente en época lluviosa, debido a los pulsos de nitratos y turbidez.

La variabilidad estacional observada es congruente con la influencia de eventos de lluvia, así como de descargas puntuales y el arrastre difuso de nutrientes que afectan la calidad del agua; afectando procesos ecológicos clave como la reducción de luz, alteración de hábitats y estrés para organismos acuáticos, y justifican un monitoreo que capture tanto condiciones de base como eventos extremos (Henley et al., 2000; Crain et al., 2010).

Finalmente, la persistencia de condiciones de contaminación orgánica y por compuestos nitrogenados, en conjunto con los antecedentes locales de episodios agudos reportados por la prensa y la comunidad, refuerza la necesidad de acciones de saneamiento y control de fuentes, respaldadas por evidencia técnica y coordinación interinstitucional para reducir riesgos ecológicos y sanitarios futuros (Camargo & Alonso, 2006; Esquivel, 2005; Periódico Mi Tierra, 2022).



REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Alfaro, J. D. B., Hernández, L., & colaboradores. (2025). *Calidad de agua superficial en ríos del Cantón de Grecia como indicador de impacto antropogénico frente al cambio climático* [PDF]. *South Florida Journal of Environmental and Animal Science*.
<https://ojs.southfloridapublishing.com/ojs/index.php/sfjeas/article/download/5095/3449/12853>
- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). *Protocolo de calidad ecológica de los ríos andinos (CERA)*. Grupo de Investigación F.E.M. (Documento técnico).
<https://www.researchgate.net/publication/303147906>
- Aguilar-Torrejón, J. A., Sánchez-Soto, I., & Martínez-Delgado, I. (2023). COD, BOD, and TOC in water—An overview through time. *Discover Applied Sciences*, 5, 318.
<https://doi.org/10.1007/s42452-023-05318-7>
- American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation. (2023). Standard methods for the examination of water and wastewater (24th ed.). APHA Press. <https://www.standardmethods.org/>
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257–284.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish (2nd ed.; EPA 841-B-99-002). U.S. Environmental Protection Agency.
<https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-02/documents/rapid-bioassessment-streams-rivers-1999.pdf>
- Bolaños U., R. (2022, 6 de mayo). Regidores de Nueva República piden investigar contaminación del río Agualote. Periódico Mi Tierra. periodicomitierra.com
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51, 495–523.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>



Calvo-Brenes, G., & Mora-Molina, J. (2012). Contaminación fecal en varios ríos de la Gran Área Metropolitana y la Península de Osa. Revista Tecnología en Marcha, 25(4), 33–39.
<https://doi.org/10.18845/tm.v25i4.617>

Camargo, J. A., & Alonso, Á. (2006). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. Environment International, 32(6), 831–849. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.002>

Castillo Arroyo, B. (2022). Informe de resultados obtenidos en análisis de agua del río Agualote en Grecia, Alajuela durante el año 2022. Universidad de Costa Rica, Sede de Occidente.

Concejo Municipal de Grecia. (2022, 5 de mayo). Acta de la Sesión Ordinaria N.º 162 [Acta municipal en PDF]. Municipalidad de Grecia.
<https://www.grecia.go.cr/files/folder/6zmcFaW81bA81SFhlO1pel5ynboMMAVa7ZxjW524.pdf>

Crain, A. S., Caskey, B. J., & Frey, J. W. (2010). *Breakpoint analysis and assessment of selected stressor variables on benthic macroinvertebrate and fish communities in Indiana streams: Implications for developing nutrient criteria* (Scientific Investigations Report 2010–5164). U.S. Geological Survey. <https://pubs.usgs.gov/sir/2010/5164/pdf/sir2010-5164.pdf>

Decreto Ejecutivo N.º 33903-MINAE-S. (2007). Reglamento para la evaluación y clasificación de la calidad de cuerpos de agua superficiales. Sistema Costarricense de Información Jurídica (SCIJ).
https://pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?nValor1=1&nValor2=61013&nValor3=69088¶m1=NRTC&strTipM=TC

Dodds, W. K., & Smith, V. H. (2016). Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. Inland Waters, 6(2), 155–164. <https://doi.org/10.5268/IW-6.2.909>

Esquivel, J. (2005, 7 de junio). Alarma en Grecia por peces muertos. La Nación.
<https://www.nacion.com/el-pais/alarma-en-grecia-por-peces-muertos/C3ZEMAHQL5A6BCPZAR45FHBVTY/story/>

Gastezzi-Arias, P., & Rincón, J.-E. (2023). Composición de los macroinvertebrados según la calidad del agua en turberas de altura, Costa Rica. Revista de Biología Tropical, 71(1), e54605.
<https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop.v71i1.54605>



- Gutiérrez-Fonseca, P. E., & Lorion, C. M. (2014). Application of the BMWP-Costa Rica biotic index in aquatic biomonitoring: Sensitivity to collection method and sampling intensity. *Revista de Biología Tropical*, 62(S2), 275–289. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15792>
- Henley, W. F., Patterson, M. A., Neves, R. J., & Lemly, A. D. (2000). Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: A concise review for natural resource managers. *Reviews in Fisheries Science*, 8(2), 125–139. https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/ja/ja_henley001.pdf
- Hering, D., Feld, C. K., Moog, O., & Ofenböck, T. (2006). Cook book for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566, 311–324. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0087-2>
- Instituto Nacional de Estadística y Censos. (2023, 9 noviembre). INEC publica distribución a nivel de distrito de las estimaciones de población y vivienda 2022. <https://inec.cr/noticias/inec-publica-distribucion-nivel-distrito-las-estimaciones-poblacion-vivienda-2022>
- International Organization for Standardization. (2006). Water quality - Sampling for microbiological analysis (ISO 19458:2006). <https://www.iso.org/standard/33845.html>
- International Organization for Standardization. (2014). Water quality - Sampling - Part 6: Guidance on sampling of rivers and streams (ISO 5667-6:2014). <https://www.iso.org/standard/55451.html>
- International Organization for Standardization. (2018). ISO 5667-3:2018 Water quality - Sampling - Part 3: Preservation and handling of water samples. ISO. <https://www.iso.org/standard/72370.html>
- International Organization for Standardization. (2020). ISO 5667-1:2020 Water quality - Sampling - Part 1: Guidance on the design of sampling programmes and sampling techniques. ISO. <https://www.iso.org/standard/72369.html>
- Mafla Herrera, M. (2005). Guía para evaluaciones ecológicas rápidas con indicadores biológicos en ríos de tamaño mediano: Talamanca, Costa Rica. CATIE. https://repositorio.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/2267/Guia_para_evaluaciones_ecologicas_rapidas_con_indicadores_biolisticos.pdf



Mallin, M. A., Cahoon, L. B., Toothman, B. R., & Parsons, D. C. (2007). Impacts of a raw sewage spill on water and sediment quality in an urbanized estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 54(1), 81–88.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.09.003>

Municipalidad de Grecia. (2019). Campaña de limpieza del río Agualote.

<https://www.grecia.go.cr/micrositio/articulo/261/campana-de-limpieza-rio-agualote>

Municipalidad de Grecia. (2025, 11 julio). Limpieza Río Agualote.

<https://www.grecia.go.cr/micrositio/3/articulo/261/limpieza-rio-agualote>

Observatorio Bienes Comunes UCR. (2024, 25 de noviembre). Rescate del Río Agualote, Conversamos con Rocío Porras. <https://bienescomunes.fcs.ucr.ac.cr/rescate-del-rio-agualote-conversamos-con-rocio-porras/>

Pérez-Gómez, G., et al. (2021). Calidad fisicoquímica y microbiológica del agua superficial del río Grande de Tárcoles, Costa Rica: Un enfoque ecológico. Cuadernos de Investigación UNED, 13(1). <https://doi.org/10.22458/urj.v13i1.3148>

Periódico Mi Tierra. (2022, 22 de abril). Vecinos del río Agualote en Grecia denuncian la aparición de peces muertos. Facebook.

<https://www.facebook.com/periodicomitierra/posts/367504455395426/>

Rosenberg, D. M., & Resh, V. H. (Eds.). (1993). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Springer. <https://link.springer.com/book/9780412022517>

United Nations Environment Programme, UNEP. (2016). A snapshot of the world's water quality: Towards a global assessment.

https://wesr.unep.org/media/docs/assessments/unep_wwqa_report_web.pdf

United Nations Environment Programme. (2016). A snapshot of the world's water quality: Towards a global assessment. UNEP.

https://wesr.unep.org/media/docs/assessments/unep_wwqa_report_web.pdf

Universidad de Costa Rica. (2024, 19 de junio). Investigación determina la calidad de las aguas superficiales en ríos del cantón de Grecia.

<https://www.ucr.ac.cr/noticias/2024/6/19/investigacion-determina-la-calidad-de-las-aguas-superficiales-en-rios-del-canton-de-grecia.html>



UCR Sede de Occidente. (2019, 20 de noviembre). *Campaña Limpieza del Río Agualote “Unidos por un Ambiente Mejor”*. <https://grecia.so.ucr.ac.cr/gestion-ambiental/campana-limpieza-del-rio-agualote-unidos-por-un-ambiente-mejor>

U.S. Environmental Protection Agency. (2011). A field-based aquatic life benchmark for conductivity in Central Appalachian streams (EPA/600/R-10/023F). U.S. Environmental Protection Agency. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=P100E3OP.TXT>

U.S. Environmental Protection Agency. (2013). *Aquatic life ambient water quality criteria for ammonia—Freshwater (2013)*. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-08/documents/aquatic-life-ambient-water-quality-criteria-for-ammonia-freshwater-2013.pdf>

U.S. Environmental Protection Agency. (2025, February 7). *Ammonia (CADDIS)*. <https://www.epa.gov/caddis/ammonia>

U.S. Geological Survey. (2010). *Breakpoint analysis and relations of nutrient and turbidity stressor variables to biological response variables: Development of candidate water-quality criteria for streams in nutrient ecoregion IX* (Scientific Investigations Report 2010–5164). <https://pubs.usgs.gov/sir/2010/5164/pdf/sir2010-5164.pdf>

U.S. Environmental Protection Agency. (2025, October 3). *Dissolved oxygen (CADDIS)*. <https://www.epa.gov/caddis/dissolved-oxygen>

U.S. Environmental Protection Agency. (2000). Nutrient criteria technical guidance manual: Rivers and streams (EPA-822-B-00-002). U.S. Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2018-10/documents/nutrient-criteria-manual-rivers-streams.pdf>

U.S. Environmental Protection Agency. (1986). Quality criteria for water 1986 (EPA 440/5-86-001). U.S. Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2018-10/documents/quality-criteria-water-1986.pdf>

U.S. Geological Survey. (2018, June 6). *Turbidity and water (Water Science School)*. <https://www.usgs.gov/water-science-school/science/turbidity-and-water>

Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S. E., Sullivan, C. A., Liermann, C. R., & Davies, P. M. (2010). Global threats to human



water security and river biodiversity. *Nature*, 467(7315), 555–561.

<https://doi.org/10.1038/nature09440>

World Health Organization. (2017). Guidelines for drinking-water quality (4th ed., incorporating the

1st addendum). World Health Organization

<https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950>

