

CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO PORÓ EN GRECIA, ALAJUELA, COSTA RICA: ANÁLISIS FÍSICO, QUÍMICO Y BIOLÓGICO (2023-2024)

Water quality of the Poró river in Grecia, Alajuela, Costa Rica: physicochemical and biological analysis (2023-2024)

John D. BOLAÑOS-ALFARO* y Yurlandy GUTIÉRREZ-JARA

Departamento de Ciencias Naturales, Sede de Occidente, Universidad de Costa Rica, CP 20305, Grecia, Alajuela, Costa Rica.

*Autor para correspondencia: john.bolanos@ucr.ac.cr

(Recibido: octubre 2025, aceptado: enero 2026)

Palabras clave: calidad de ríos, aguas superficiales, macroinvertebrados.

RESUMEN

La calidad del agua en los ríos está influenciada por la variabilidad estacional y las actividades antrópicas. El monitoreo de parámetros fisicoquímicos y biológicos permite obtener información clave sobre la salud de los ecosistemas acuáticos. Se evalúan las variaciones temporales y espaciales en la calidad del agua del río Poró durante un período de dos años, considerando las épocas seca y lluviosa, específicamente los parámetros físicos y químicos – incluyendo nitrógeno amoniacal, oxígeno disuelto, demanda biológica de oxígeno, demanda química de oxígeno, nitratos, fósforo, metales pesados y otros iones disueltos – y parámetros biológicos mediante el índice costarricense aplicable, durante el periodo 2023–2024. El muestreo lo realizamos en tres zonas del río: alta, media y baja. Según el Sistema Holandés, en la época seca la calidad del agua presentó niveles de contaminación de moderados a severos en las zonas más densamente pobladas. En la época lluviosa, la calidad biológica mostró contaminación muy alta provocado por el incremento del caudal, la modificación de la estructura del lecho del río y el aumento de la turbidez, afectando la disponibilidad de hábitats. Los hallazgos evidencian variaciones estacionales y espaciales significativas en la calidad del agua, lo que resalta la necesidad de implementar estrategias de manejo sostenible en la cuenca para proteger la integridad ecológica del río Poró.

Keywords: river quality, surface waters, macroinvertebrates.

ABSTRACT

Water quality in rivers is influenced by seasonal variability and anthropogenic activities. Monitoring both physicochemical and biological parameters provides key insights into the health of aquatic ecosystems. To evaluate the temporal and spatial variations in water quality of the río Poró over a two-year period, considering dry and rainy seasons. We evaluate physicochemical parameters - including ammoniacal nitrogen, dissolved oxygen, biological oxygen demand, chemical oxygen demand, nitrates, phosphorus, heavy metals, and other dissolved ions - were assessed, along with biological parameters using the applicable Costa Rican index, during the 2023–2024 period. The sampling was carried out in three areas of the river (upper, middle, and lower basin). According

to the Dutch System, water quality during the dry season ranged from moderate to severe pollution in densely populated areas. During the rainy season, biological quality indicated very high pollution, mainly due to increased flow, bed structure alterations, and higher turbidity, which affected habitats. The findings highlight significant seasonal and spatial variations in water quality, emphasizing the urgent need for sustainable watershed management strategies to protect the ecological integrity of the river Poró.

INTRODUCCIÓN

Costa Rica es reconocida como uno de los países con mayor riqueza hídrica a nivel mundial; además, presenta un porcentaje muy bajo de uso hídrico, menor al 3 % del total nacional, según Hidalgo (2012) y, en términos de consumo, el agua superficial apenas alcanza un 0.4 % (Mora-Alvarado y Portuguesez-Barquero 2019).

A pesar de esta disponibilidad, el impacto de las actividades humanas ha provocado en el país un deterioro progresivo de la calidad del agua superficial, asociado a la expansión demográfica, la impermeabilización de suelos, la agricultura intensiva y el vertido de aguas residuales sin tratamiento (Calvo-Brenes 2019). En concordancia con ello, cuando la capacidad de autodepuración de los ríos se ve superada por esa presión humana, se registran índices de calidad bajos que limitan su uso y disponibilidad (Bolaños et al. 2025); en paralelo, la contaminación por residuos industriales, agrícolas o domésticos tiene efectos directos sobre la biodiversidad de los ríos (Álvarez et al. 2024).

Ante este marco nacional, el Reglamento de clasificación y calidad de cuerpos de agua en el Decreto N° 33903-MINAE-S (MINAE 2007) constituye un instrumento fundamental para la gestión de las aguas superficiales en Costa Rica, pues regula su manejo y busca garantizar su calidad para diversos usos. En esa línea, conocer la calidad del agua superficial mediante el índice fisicoquímico Sistema Holandés (MINAE 2007) y el índice Grupo de Trabajo sobre Vigilancia Biológica, modificado para Costa Rica (BMWP-CR, por sus siglas en inglés) permiten definir la magnitud y variabilidad espacial de la contaminación durante el monitoreo del río, respecto a estándares de calidad, con un alto grado de certeza (Jiménez y Vélez 2006). Complementariamente, los macroinvertebrados acuáticos han demostrado ser indicadores eficaces debido a su sensibilidad a cambios ambientales y su capacidad para reflejar el impacto de la contaminación en los ecosistemas acuáticos (López et al. 2019).

Adicionalmente a estos enfoques, pueden considerarse otros contaminantes como los compuestos iónicos y las enterobacterias, reconocidos como indicadores de diversos tipos de contaminación. Por

ejemplo, la presencia de materia fecal puede incluir especies indicadoras como *Escherichia coli*, las cuales representan un mayor riesgo sanitario (Pérez-Gómez et al. 2021).

Al aterrizar este panorama al nivel local, en el cantón de Grecia existe un potencial hídrico importante, con una recarga anual por lluvia estimada en alrededor de 74 000 000 m³, lo que evidencia la relevancia del recurso para el abastecimiento local (Arias-Salguero 2007). Sin embargo, este potencial también se ve amenazado por las mismas presiones antrópicas descritas para el país, incrementando la vulnerabilidad de los sistemas fluviales del cantón (Calvo-Brenes 2019).

En ese contexto territorial, cuencas como las de los ríos Tacares, Rosales, San Juan, Sarchí, Vigía y Poró enfrentan amenazas hidrometeorológicas asociadas a la ocupación de planicies de inundación y al desarrollo urbano descontrolado que infringe regulaciones urbanas y forestales (MG 2009). Estas presiones se agravan por la ausencia de barreras naturales, las descargas de aguas residuales domésticas e industriales sin tratamiento y la mala disposición de desechos sólidos mediante el alcantarillado público, lo que representa una amenaza significativa para la integridad ecológica de los ríos (Monge-Nájera et al. 1998, Rodríguez y Silva 2015).

De forma complementaria, en el cantón de Grecia se estima que cerca del 30 % de los desechos sólidos no se recolectan y presumiblemente terminan vertidos sin control en terrenos baldíos o cauces, afectando las cuencas hidrográficas. A esto se suma la escasa periodicidad en la recolección de residuos no ordinarios, lo que favorece su disposición inadecuada, la acumulación de contaminantes químicos, obstrucciones en los cauces y un aumento de los riesgos de desbordamientos, inundaciones y erosión del suelo (MG s.f.).

Dentro de este escenario cantonal, la microcuenca del río Poró refleja de manera clara tales presiones. El río Poró presenta características ecológicas particulares propias de los ríos tropicales: nace como un riachuelo entre una zona de cañales al margen derecho y un denso sector poblacional al margen izquierdo, en el sector de Cooperativa Victoria,

definido como zona alta del río y primer punto de muestreo. Conforme desciende en la subcuenca, el río aumenta su caudal y cruza una zona altamente poblada del distrito Central de Grecia, donde existe muy poca cobertura boscosa a lo largo de su ribera.

En la zona media y baja se identifican tramos con escaso respeto a la zona de protección, posiblemente asociados a la expansión indebida de actividades agropecuarias y de urbanismo incipiente, con áreas densamente pobladas que se extienden desde el extremo sur del distrito Central, pasando por comunidades como El Poró, Montezuma, Raicero y Puente Piedra, hasta desembocar en el río Rosales en el sector de Rincón de Salas. En este último tramo, la principal problemática ambiental es la ausencia de un sistema de alcantarillado sanitario que permita la disposición adecuada de aguas residuales domésticas e industriales (MG 2006).

A lo anterior se suma que las aguas negras retenidas en tanques sépticos o fosas incrementan los riesgos de contaminación en zonas de recarga acuifera, lo que representa un desafío para las instancias de gobernanza municipal y otras instituciones públicas competentes, como el Ministerio de Salud.

Por otro lado, el río Poró cumple un papel importante para el riego en actividades agrícolas y, en la zona baja, atraviesa una formación geológica única conocida como el Puente de Piedra, atractivo turístico de relevancia nacional e internacional por su belleza natural como puente natural con arco o agujero (Mora 2004) y por las historias y leyendas asociadas a la cultura regional (**Fig. 1**). En este sentido, resultan evidentes y significativas las presiones derivadas del crecimiento urbano e industrial que enfrentan este tipo de ríos (Alfaro 2019).

Finalmente, el Programa de Bachillerato en Gestión Integral del Recurso Hídrico, durante los años 2023 y 2024, estudió los cauces de diez ríos, incluyendo el río Poró, con el propósito de conocer el impacto de las actividades antropogénicas y de los efectos propios del cambio climático. En coherencia con ello, el objetivo de esta investigación es evaluar la vulnerabilidad del río Poró y el estado de la calidad de sus aguas superficiales, con el fin de proponer acciones preventivas y correctivas para garantizar su calidad.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Llevamos a cabo este estudio en la cuenca del río Poró, ubicado en el cantón de Grecia, en la provincia



Fig. 1. Puente de piedra ubicado en la zona baja del río Poró.

de Alajuela, Costa Rica. Este río atraviesa diversas zonas densamente pobladas de los distritos San José, Central y Puente Piedra; específicamente en tres zonas de muestreo definidas según su altitud: alta (1070 msnm; 10.087428 N, 84.296221 W); media (967 msnm; 10.060428 N, 84.313087 W) y baja (859 msnm; 10.041613 N, 84.326777 W). En la **figura 2** se destacan las tres zonas de muestreo mencionadas y su distribución geoespacial en el río.

Recolección de datos

Realizamos cuatro muestreos de agua superficial y de macroinvertebrados acuáticos durante los años 2023 y 2024: dos en la época seca, correspondientes a los meses de febrero y marzo, y dos en la época lluviosa, durante los meses de julio y agosto; utilizando la metodología establecida en el reglamento de Calidad de Aguas Superficiales para Costa Rica, basada en el Sistema Holandés y el índice BMWP-CR (MINAE 2007). Los especímenes de macroinvertebrados acuáticos recolectados fueron identificados en el laboratorio de biología de la Universidad de

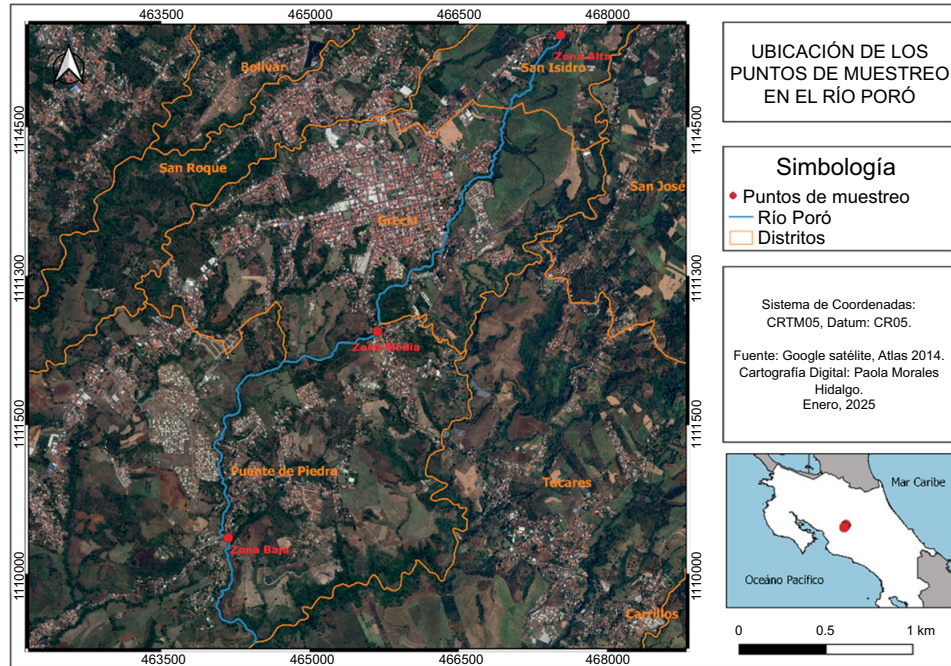


Fig. 2. Ubicación del río Poró en el cantón de Grecia, Alajuela, Costa Rica.

Costa Rica, Recinto de Grecia, con base en las claves taxonómicas de Roldán Pérez (1988) y Hanson et al (2010), utilizando un estereoscopio marca Nikon modelo SFC-11C N2GG.

Para el análisis de sólidos disueltos, recolectamos 36 muestras de agua superficial.

Parámetros físicos, químicos y biológicos

Para la cuantificación de los iones de sodio, potasio, magnesio, calcio, cloruros, sulfatos, fosfatos, nitratos y amonio, utilizamos un cromatógrafo de intercambio iónico marca Thermo Scientific, Dionex®, modelo ICS-5000 con un límite de detección 0.002 mg/L. Seguimos el procedimiento descrito según APHA, AWWA, y WEF (2012), con soluciones estándar de la marca Thermo Scientific y con columnas modelo CS12A Thermo para el análisis de cationes y AS23 Thermo para el análisis de aniones. Los cationes de metales pesados (cadmio, cromo, zinc, manganeso, cobre, hierro y plomo) los cuantificamos mediante espectrofotometría de absorción atómica de la marca Thermo Scientific, modelo ICE 3000 con un límite de detección 0.003 mg/L.

Adicionalmente, utilizamos equipos multiparamétricos de medición portátiles de la marca Hanna Instruments para análisis in situ con los modelos y detalle: HI 93414 – para turbidez; HI 83399 – para

demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno amoniacal, fósforo total y anhídrido fosfórico; HI 9126 – pH, salinidad, sólidos disueltos totales (SDT) y conductividad y HI 98494 – % oxígeno disuelto (PSO) y temperatura. Por otro lado, la demanda bioquímica de oxígeno a cinco días (DBO₅) la cuantificamos mediante el método respirométrico, midiendo directamente en el laboratorio el oxígeno consumido por los microorganismos presentes en la muestra durante un período de incubación de cinco días. Determinamos el índice BMWP-CR siguiendo lo establecido en el Decreto N° 33903-MINAE-S, art. 13, apéndice 2, con el fin de evaluar la calidad del agua superficial. Además, utilizamos el método Colilert para la detección de coliformes totales y *E. coli* en las muestras de agua, con el objetivo de identificar la presencia de dichas bacterias.

Análisis de datos

Utilizamos la estadística descriptiva, con valores promedio por muestreo y por estación seca y lluviosa anual para establecer una caracterización física, química y biológica del río, evaluando cada parámetro por zona y época del año, con el fin de definir la clasificación según los índices: Sistema Holandés e índices BMWP, detallados en el Decreto N° 33903-MINAE-S, art. 13, apéndice 2.

CUADRO I. DATOS DE VARIABLES FÍSICAS Y QUÍMICAS DURANTE LA ÉPOCA SECA Y LLUVIOSA DE LOS AÑOS 2023 Y 2024 EN EL RÍO PORÓ.

Río Poró	ÉPOCA SECA 2023			ÉPOCA LLUVIOSA 2023			ÉPOCA SECA 2024			ÉPOCA LLUVIOSA 2024		
	Alta	Media	Baja	Alta	Media	Baja	Alta	Media	Baja	Alta	Media	Baja
Sitio muestreo por zona												
Temperatura (°C)	20.0	22.0	22.8	21.7	21.5	22.6	22.5	21.2	22.9	22.0	21.5	22.5
Turbidez (UNT)*	23.8	9.2	3.8	17.1	43.7	22.0	17.6	4.2	2.9	10.0	41.7	17.5
pH	6.9	7.8	7.1	7.1	6.5	5.3	7.8	7.7	7.6	7.0	7.2	7.5
SDT* (mg/L)	35.0	35.4	36.4	34.3	30.9	33.0	33.4	35.3	35.5	63.5	43.3	49.0
Conductividad (µS/cm)	112.3	113.5	120.2	112.3	100.3	107.2	109.5	118.0	119.5	97.8	128.5	79.0
Salinidad (ppt)	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
DQO* (mg/L)	73.0	148.0	129.0	10.0	14.0	21.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Nitratos (mg/L)	0.0	51.0	324.0	29.2	19.4	110.8	4.7	8.3	7.3	16.8	11.3	1.4
Fosfatos (mg/L)	0.0	0.0	1.5	2.2	1.1	0.1	1.1	0.8	0.6	0.1	3.5	0.1

* UNT: unidades nefelométricas de turbidez. SDT: sólidos disueltos totales. DQO: demanda bioquímica de oxígeno.

RESULTADOS

Los valores de las variables físicas y químicas registradas en el río Poró durante las épocas seca y lluviosa de los años 2023 y 2024 se muestran en el **cuadro I**; la información sintetizada permite visualizar y comparar los cambios a lo largo de dos años de evaluación y entre las estaciones climáticas contrastantes. Se observa cómo la temperatura es más alta en la zona baja (22.8 °C) en la época seca del año 2023 y más baja en la zona alta (20.0 °C) en la época seca del año 2023. La turbidez mostró valores altos en la zona media y baja durante la época lluviosa, especialmente en 2023 (43.7 NTU) en la zona media. El pH varió en un rango de 5.26 y 7.80. Para el año 2023, en la zona baja durante la época lluviosa, el pH del agua superficial es ácida (5.26); los SDT son más altos en la zona baja, especialmente en la temporada lluviosa de 2024 (63.5 mg/L). La conductividad eléctrica se mantuvo relativamente constante entre zonas y años (97.8 – 128.5 µS/cm), con una ligera tendencia

a valores más altos en la zona baja. La salinidad se mantuvo estable (0.1 mg/L).

Los datos obtenidos según el análisis del sistema Holandés, que clasifica la calidad del agua en función de parámetros físicos y químicos como el oxígeno disuelto, nitrógeno amoniacal y demanda bioquímica de oxígeno (DBO), se muestran en el **cuadro II**. Los valores de DQO fueron más altos en la zona media y alta durante la época seca de 2023 (73 a 148 mg/L); mientras que en la zona media y baja en ese mismo momento registramos concentración elevada de nitrógeno amoniacal (14 mg/L en zona media y 89 mg/L en zona baja), con una DBO de 16 y 18 mg/L respectivamente. Destacamos la concentración de nitratos como uno de los hallazgos más críticos: en la zona baja alcanzamos 324 mg/L en época seca de 2023

La caracterización de cationes (**Cuadro III**), refleja que el agua es blanda, con bajos niveles de calcio (11 mg/L promedio) y magnesio (5 mg/L promedio), y sin presencia significativa de metales pesados

CUADRO II. ANÁLISIS DE CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO PORÓ UTILIZANDO EL SISTEMA HOLANDÉS (2023-2024).

Río Poró	ÉPOCA SECA 2023			LLUVIOSA 2023			ÉPOCA SECA 2024			LLUVIOSA 2024		
	Alta	Media	Baja	Alta	Media	Baja	Alta	Media	Baja	Alta	Media	Baja
Sitio muestreo por zona												
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	0.0	14.0	89.0	0.0	0.0	0.0	1.3	2.3	2.8	4.6	3.1	0.4
% oxígeno disuelto	73.5	85.7	106.3	83.5	101.6	105.2	70.0	84.5	93.3	97.5	110.0	108.0
DBO (mg/L)	1.0	16.0	18.0	7.5	8.3	8.3	2.0	8.0	0.0	0.0	1.0	1.0
Sumatoria de puntos	4	12	11	6	6	6	7	7	5	6	6	3
Clase de río	2	4	4	2	2	2	3	3	2	2	2	1
Clasificación de calidad	C.I.	C. S.	C. S.	C.I.	C.I.	C.I.	C. M.	C. M.	C. I.	C.I.	C.I.	S.C.

Nota: S.C: sin contaminación; C.I: contaminación incipiente; C.M: moderada; C.S: contaminación severa.

CUADRO III. CONCENTRACIÓN DE IONES E INDICADORES MICROBIOLÓGICOS EN EL RÍO PORÓ - 2024

Sitio muestreo por zona	Época seca			Época lluviosa			Valor ideal
	Alta	Media	Baja	Alta	Media	Baja	
Nitratos (mg/L)	2.35	29.65	165.65	23.00	15.35	56.10	< 5
Fosfatos (mg/L)	0.55	0.42	1.04	1.13	2.29	0.10	≤ 0.1
Fósforo total (mg/L)	0.36	0.27	0.19	0.02	1.15	0.03	≤ 0.05
Anhídrido fosfórico (mg/L)	0.82	0.62	0.44	0.04	2.64	0.07	< 0.05
Nitrógeno total (mg/L)	1.30	2.30	1.60	3.8	2.6	0.3	< 0.5
Potasio (mg/L)	NR	NR	NR	1.77	2.79	2.81	< 10
Sodio (mg/L)	NR	NR	NR	6.17	6.33	8.6	< 15
Calcio (mg/L)	NR	NR	NR	11.3	10.4	11.2	< 50
Magnesio (mg/L)	NR	NR	NR	5.99	5.08	4.73	< 25
Cloruros (mg/L)	NR	NR	NR	4.80	4.47	4.60	< 100
Sulfatos (mg/L)	NR	NR	NR	6.90	8.51	6.15	< 150
Amonio (mg/L)	NR	NR	NR	0.00	11.00	73.00	< 0.05
Cadmio (mg/L)	NR	NR	NR	0.00	0.00	0.00	< 0.0005
Cromo (mg/L)	NR	NR	NR	0.00	0.00	0.00	< 0.05
Zinc (mg/L)	NR	NR	NR	0.01	0.01	0.01	< 0.05
Manganeso (mg/L)	NR	NR	NR	0.00	0.00	0.00	< 0.05
Cobre (mg/L)	NR	NR	NR	0.00	0.00	0.00	< 0.5
Hierro (mg/L)	NR	NR	NR	0.41	0.39	0.13	≤ 0.3
Plomo (mg/L)	NR	NR	NR	0.00	0.00	0.00	≤ 0.03
Coliformes totales	Presentes	Presentes	Presentes	Presentes	Presentes	Presentes	< 20 NMP/mL
<i>Escherichia coli</i>	Presentes	Presentes	Presentes	Presentes	Presentes	Presentes	< 50 UFC/100mL

Nota: NR (análisis no realizado en esa época)

(zinc, manganeso, cobre, plomo), con excepción del hierro que en la zona alta y media fue cuantificado con una concentración de 0.4 mg/L. Los otros datos se encuentran dentro de los valores permitidos según la normativa vigente.

Los valores obtenidos mediante el índice biológico BMWP-CR (**Cuadro IV**) en el río Poró durante las épocas seca y lluviosa de los años 2023 y 2024, nos confirma un deterioro continuo entre 2023 y 2024. En la época seca de 2023, las zonas alta y baja alcanzaron calificaciones de “regular, contaminación moderada”, mientras que en 2024 retrocedieron a categorías de “mala” o “muy mala”.

El análisis de la abundancia de macroinvertebrados acuáticos (**Cuadro V**) en diferentes puntos de muestreo (río arriba, medio y abajo) revela una disminución general en la abundancia de varios macroinvertebrados en 2024 en comparación con 2023. Además, la cantidad de familias de macroinvertebrados se redujo drásticamente, de 12 en época seca a solo 6 en época lluviosa en zonas altas. La época lluviosa muestra un aumento en la abundancia de ciertos taxones, particularmente especies del orden Ephemeroptera (Baetidae: *Baetodes*) y Trichoptera (Hydropsychidae: *Leptonema*). En cambio, durante la época seca, hay una mayor presencia de grupos

como Odonata (*Hetaerina* y *Argia*) y algunos Coleópteros (*Elmoparmus* y *Heterelmis*). Las especies del orden Diptera (*Simulium*) y taxones de la familia Chironomidae tienen picos significativos en la época lluviosa.

DISCUSIÓN

Analizando las variables físicas y químicas se puede evidenciar que los incrementos en temperatura, cercanos al 12 %, responden a la descomposición de la materia orgánica orgánica procedente de descargas de aguas residuales y a la deforestación de la ribera (Daniels y Danner 2020). La turbidez, en condiciones secas, presenta valores más bajos, particularmente en la zona baja (3.8 NTU) durante la estación seca del 2023. En 2024, el pH se mantiene más estable, cercano a un valor neutro (7). En cuanto a los SDT, su aumento en época lluviosa, se puede atribuir a una mayor concentración de partículas disueltas en el agua por las lluvias y escorrentía principalmente.

La caracterización de cationes refleja que el agua es blanda, sin embargo la presencia de hierro se puede atribuir tanto a procesos naturales de lixiviación de los suelos de origen volcánico característicos de la

CUADRO IV. CALIDAD DEL AGUA UTILIZANDO EL ÍNDICE DEL GRUPO DE TRABAJO SOBRE VIGILANCIA BIOLÓGICA, MODIFICADO PARA COSTA RICA (BMWP-CR, por sus siglas en inglés), EN 2023 Y 2024.

Río	Zona	Época Seca 2023		Época Lluviosa 2023		Época Seca 2024		Época Lluviosa 2024	
		Puntaje BMWP-CR	Nivel de Calidad	Puntaje BMWP-CR	Nivel de Calidad	Puntaje-BMWP-CR	Nivel de Calidad	Puntaje BMWP-CR	Nivel de Calidad
Poró	Arriba	65	Regular, contam. moderada	22	Mala, muy contaminada	26	Mala, muy contaminada	15	Calidad muy mala
	Medio	56	Mala, contaminada	39	Mala, contaminada	38	Mala, contaminada	28	Mala, muy contaminada
	Bajo	75	Regular, contam. moderada	41	Mala, contaminada	31	Mala, muy contaminada	30	Mala, muy contaminada

región, como a posibles aportes antrópicos derivados de descargas residuales o escorrentía agrícola (Mancilla-Villa et al. 2023). Aunque el hierro no representa un contaminante de alta toxicidad, su acumulación en aguas superficiales puede afectar la calidad ambiental del ecosistema acuático, alterando parámetros organolépticos como el sabor y favoreciendo la proliferación de microorganismos hierro dependientes.

Con respecto al índice Holandés, los datos de DQO son un indicador de contaminación severa y escasa capacidad de autodepuración del río; pero que disminuyeron significativamente en la época lluviosa, evidenciando un efecto claro de dilución de la carga orgánica, con mayores niveles de oxígeno disuelto y disminución del nitrógeno amoniacal. Para el año 2024 observamos una mejora notoria en la zona baja, donde tanto DBO como nitrógeno amoniacal descendieron sustancialmente, congruente con el reporte del Instituto Meteorológico Nacional (IMN) para el valle central de Costa Rica del año 2024 que registró un superávit de precipitaciones del 32 % en comparación con los niveles promedios del año anterior (IMN citado en Soto 2025).

Las altas concentraciones de nitratos, sugiere aportes de fuentes agrícolas, aguas residuales domésticas y escorrentía superficial (Falconi et al. 2018, Giuliano y Blarasín, 2014, Arce-Villalobos et al. 2022). Durante la época lluviosa los valores disminuyeron, aunque siguieron siendo altos según la normativa; similar que los fosfatos, presentando valores generalmente altos, con picos significativos en la zona baja durante 2024 (hasta 3.53 mg/L en época lluviosa), lo que coincide con la movilización de nutrientes del suelo.

Otras especies químicas que son indicadoras de este tipo de contaminación según Costilla (2023) son el amonio, que presentó concentraciones máximas de 73 mg/L en época lluviosa, junto al nitrógeno amoniacal, debido a la alta solubilidad que tienen los fertilizantes, así como a la descomposición de la materia orgánica por parte de microorganismos, y que lixivian al río.

También observamos el desarrollo de un efecto sinérgico contaminante, el cual ocurre cuando se da aumento de turbidez (época lluviosa) acompañado con una disminución en el pH del agua superficial, pues se fomenta un incremento en la solubilidad de las especies orgánicas e inorgánicas que estén disponibles en el agua del río; un medio que además cuenta con una disponibilidad importante de especies como fosfatos, anhídrido fosfórico y fósforo total (Souza et al. 2010) y que sumados a la presencia de

CUADRO V. ABUNDANCIAS DE MACROINVERTEBRADOS (ind/m²) EN LOS AÑOS 2023 Y 2024 DEL RÍO PORÓ.

Macroinvertebrados acuáticos			Época seca 2023			Época lluviosa 2023			Época seca 2024			Época lluviosa 2023		
Orden	Familia	Género	Z. Alta	Media	Z. Baja	Z. Alta	Media	Z. Baja	Z. Alta	Media	Z. Baja	Z. Alta	Media	Z. Baja
Tubificida	Naididae	sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
Coleoptera	Dryopidae	<i>Elmoparus</i>	5	3	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Elmidae	<i>Heterelmis</i>	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Ptilodactylidae	<i>Anchyrtarsus</i>	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	Chironomidae	sp.	0	70	35	0	2	5	0	4	1	0	0	1
Diptera	Muscidae	<i>Limnophora</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	Simuliidae	<i>Simulium</i>	0	150	6	1	2	79	0	3	79	0	0	27
Diptera	Psychodidae	<i>Maruina</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Diptera	Limoniidae	<i>Limonia</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Diptera	Tabanidae	sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	Limoniidae	<i>Hexatoma</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetodes</i>	0	1	0	0	19	101	0	4	0	0	20	59
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis</i>	0	0	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	<i>Thraulodes</i>	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	<i>Terpides</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	Leptohyphidae	<i>Leptohyphes</i>	0	0	12	0	0	0	0	2	0	0	36	0
Ephemeroptera	Leptohyphidae	<i>Tricorythodes</i>	0	0	5	0	4	0	0	0	0	0	0	0
Hemiptera	Belostomatidae	<i>Lethocerus</i>	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hirudinae	Salifidae	sp.	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepidoptera	Pyralidae	sp.	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1
Littorinimorpha	Amnicolidae	<i>Amnicola</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hygrophila	Lymnaeidae	<i>Lymnaea</i>	0	2	10	0	0	0	0	3	2	15	0	0
Odonata	Calopterygidae	<i>Hetaerina</i>	4	1	28	8	1	0	9	21	9	0	4	12
Odonata	Coenagrionidae	<i>Argia</i>	7	0	0	2	0	0	0	4	0	0	0	0
Odonata	Libellulidae	<i>Macrothemis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Trichoptera	Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i>	2	15	25	0	0	0	3	0	0	0	2	0
Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Leptonema</i>	25	31	89	45	81	22	19	45	5	117	67	23
Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Smicridae</i>	0	85	42	3	12	3	0	4	0	0	0	0
Trichoptera	Leptoceridae	<i>Oecetis</i>	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Trichoptera	Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	0	0	26	0	4	0	0	0	6	0	0	0
Trichoptera	Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i>	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0
Tricladida	Dugesidae	<i>Dugesia</i>	1	2	7	0	2	0	0	0	0	4	0	0

Nota: Z.= zona.



Fig. 3. Río Poró a la altura del Puente de Piedra (Zona Baja). Izquierda: charral en margen del río. Derecha: crecimiento incipiente de algas y plantas acuáticas en el río Poró, debido a la eutroficación.

macronutrientes, favorecen los procesos eutróficos en el afluente. Esto lo constatamos en su zona más baja por el sector donde se ubica el Puente de Piedra, donde ocurre un crecimiento incipiente de algas y una alta proliferación de macrófitas emergentes y presencia de renacuajos en el agua, principalmente en las orillas de sus márgenes (**Fig. 3**), donde por ejemplo los niveles de fosfatos alcanzaron máximos de 1.05 mg/L en época seca y de 2.29 en época lluviosa, cifras que, comparada con los estándares de la SEMARNAP(1996), es respectivamente de 10 a 20 veces mayor que el límite esperado para un río saludable.

Ahora bien, considerando el Sistema Holandés (MINAE 2007), el río se clasifica en época seca con contaminación incipiente en la zona alta, contaminación severa en la zona media y con contaminación moderada en la zona baja, que obedece principalmente a la disminución de la capacidad depuradora del río por la disminución del caudal (Benjumea-Hoyos et al. 2018). Mientras que, en la época lluviosa presenta contaminación incipiente a lo largo de todo el río, gracias a un proceso de dilución.

Estos hallazgos guardan relación con lo reportado por González et al. (2023) en el río Durazno, donde se demostró que el uso exclusivo del índice holandés resulta insuficiente para reflejar la complejidad ecológica del cuerpo de agua.

En concordancia, la integración de los resultados de este estudio en el río Poró fortalece la interpretación de los impactos antrópicos; además, permite identificar con mayor precisión los procesos de deterioro ambiental. Esto aporta evidencia de que una evaluación combinada es esencial para definir estrategias de gestión integral que articulen la preservación del patrimonio, la calidad ambiental y la gestión social, con el fin de propiciar cambios que reviertan el grado de eutrofización en un sitio tan importante como la zona baja.

En este contexto, el Puente de Piedra, como se mencionó, es una estructura formada por procesos de erosión diferencial en rocas volcánicas activas durante miles de años, según Ruiz et al. (2010). Asimismo, fue declarado patrimonio natural de Costa Rica el 21 de abril de 1994 y posee un alto potencial como atracción turística para la comunidad de Puente Piedra y para el cantón de Grecia en general.

El análisis de los índices biológicos BMWP-CR, nos indica un deterioro en las condiciones biológicas del sitio, esto se acentúa en época lluviosa, alcanzando “agua de calidad muy mala”, lo que evidencia pérdida de diversidad biológica asociada al aumento de contaminantes y alteración del hábitat. Esto coincide con lo que reporta en su estudio Machado (2018), que destaca cómo la estructura y composición de las co-

munidades de macroinvertebrados reflejan cambios físicos y químicos del ecosistema acuático. Además, el uso de índices biológicos como BMWP-CR ha demostrado ser una herramienta eficaz para evaluar el estado biológico y ecológico de cuerpos de agua (Mafla 2005).

En particular, géneros como *Baetodes* (Ephemeroptera) y *Leptonema* (Trichoptera) mostraron una relativa estabilidad durante la época lluviosa, lo que podría asociarse con una mayor tolerancia a las fluctuaciones del caudal; por el contrario, *Hetaerina* (Odonata) y los representantes de la familia Lymnaeidae presentaron una disminución marcada en 2024. El aumento de dípteros como *Simulium* sp. en época lluviosa indica su tolerancia a entornos con corrientes fuertes y turbias, ya que poseen ventosas para aferrarse al sustrato y evitar ser arrastrados por la corriente. Estos cambios en la comunidad confirman el deterioro ecológico del río, coherente con estudios similares (Quesada-Alvarado et al. 2020, Suárez 2015).

Los picos de abundancia del orden Diptera (*Simulium* y Chironomidae) en la época lluviosa, pueden indicar una mayor disponibilidad de hábitats adecuados para su desarrollo. Otras especies como *Baetodes* sp. (Ephemeroptera) presentan aumentos en algunos sitios, lo que sugiere posibles cambios en la calidad del agua o en las condiciones del hábitat.

En términos generales, los sitios río abajo tienden a presentar una mayor abundancia de macroinvertebrados en comparación con los sitios río arriba y en el medio. Esto podría estar relacionado con la acumulación de materia orgánica y otros factores que favorecen su desarrollo. Sin embargo, en la época lluviosa de 2024, la abundancia en el sitio río abajo disminuye en varias especies, lo que podría deberse a un aumento en la carga de sedimentos y alteraciones en la calidad del agua.

CONCLUSIONES

En conjunto, los indicadores físicos, químicos y biológicos evidencian un proceso de deterioro ambiental en el río Poró, con contaminación moderada a severa en época seca y condiciones más críticas en época lluviosa. La ausencia de red de saneamiento adecuada y la descarga directa de aguas residuales urbanas y agrícolas intensifican la degradación. Además, la afectación acumulativa en la zona baja, donde se encuentra el Puente de Piedra, pone en riesgo un patrimonio natural costarricense de gran valor ecológico, cultural y turístico (Ruiz et al. 2010).

Este panorama subraya la urgencia de aplicar medidas integrales de gestión de cuenca, que incluyan la construcción de sistemas de alcantarillado y tratamiento de aguas residuales, mejoras en la gobernanza ambiental y campañas educativas comunitarias para salvaguardar las zonas de protección del río Poró. Solo con una acción coordinada será posible revertir esta tendencia de deterioro y asegurar la sostenibilidad hídrica para el cantón de Grecia.

La Municipalidad en conjunto con Escuelas y Colegios de la zona, deben propiciar el desarrollo de programas educativos dirigidos a la comunidad para fomentar el respeto a las zonas de protección del río, como un primer gran paso para además de sensibilizar y concientizar, mejorar en la calidad del río.

REFERENCIAS

- Alfaro J.E. (2019). Caracterización de la calidad del agua superficial en las subcuencas Quebrada Honda y Chiz-Maravilla, Cartago, Costa Rica. Tesis de Licenciatura. Escuela de Ciencias Ambientales, Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica, 112 pp.
- Álvarez-Álvarez M.J., Moreno-Ponce L.A. y Regalado-Jalca J.J. (2024). Impacto ambiental asociado a factores antropogénicos: Incidencia en la economía de las cuencas hidrográficas. MQRInvestigar: Revista Multidisciplinaria de la Investigación Científica 8 (4), 2158-2180. <https://doi.org/10.56048/MQR20225.8.4.2024.2158-2180>
- APHA, AWWA y WEF (2012). Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, D.C., EUA, 724 pp.
- Arce-Villalobos K., Sánchez-Gutiérrez R., Centeno-Morales J., Marín-León R. y Rodríguez-Rodríguez J.A. (2022). Calidad del agua superficial y presiones socioambientales en la microcuenca alta del río Poás. Uniciencia 36 (1), 1-23. <https://doi.org/10.15359/ru.36-1.24>
- Arias-Salguero M.E. (2007). Estudio hidrogeológico integral en el sector occidental del cantón de Grecia, provincia de Alajuela, Costa Rica. Municipalidad de Grecia [en línea]. <https://www.grecia.go.cr/micrositio/articulo/189/estudio-hidrogeologico> 15/09/25
- Benjumea-Hoyos C.A., Suárez-Segura M.A. y Villabona-González S.L. (2018). Variación espacial y temporal de nutrientes y total de sólidos en suspensión en la cuenca de un río de alta montaña tropical. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y

- Naturales 42 (165), 353-363. <https://doi.org/10.18257/RACCEFYN.777>
- Bolaños J.D., Gutiérrez J.Y. y Sancho C.M. (2025). Calidad de agua superficial en ríos del cantón de Grecia, como indicador de impacto antropogénico frente al cambio climático. *South Florida Journal of Environmental and Animal Science* 5 (1), 1-25. <https://doi.org/10.53499/sfjeasv5n1-002>
- Calvo-Brenes G. (2019). Nuevo índice para valorar la calidad de aguas superficiales en Costa Rica. *Tecnología en Marcha* 32 (4), 104-115. <https://doi.org/10.18845/tm.v32i4.4796>
- Costilla J.L. (2023). Tratamiento de aguas residuales y la reutilización en el Hospital Regional Huaura, Huacho - 2019. Tesis de Doctorado. Escuela Universitaria de Posgrado, Universidad Nacional Federico Villarreal. Lima, Perú, 135 pp.
- Daniels M.E. y Danner E.M. (2020). The drivers of river temperatures below a large dam. *Water Resources Research* 56, 1-15. <https://doi.org/10.1029/2019WR026751>
- Falconi E.J., Yaya D.S., Velásquez M., Moscol A.A. y Cavero, O.B. (2018). Riesgos del uso de detergentes domésticos en la calidad del agua en poblaciones en transición de lo rural a lo urbano: Churín 2017. *Alternativa Financiera* 9 (1), 1-19.
- Giuliano M.J. y Blarasin M.T. (2014). Hidrogeoquímica y estimación del fondo natural de nitratos del agua subterránea en un agroecosistema del pedemonte de la sierra de Comechingones. *Revista de la Asociación Geológica Argentina* 71 (3), 378-392.
- González D.A.V., Mora E.M., Barrantes-Jiménez K., Ramírez E.G., Fuentes-Schweizer P. e Irias-Mata A. (2023). Contaminación del agua del río Durazno, Costa Rica: más allá del índice holandés de calidad del agua. *Cuadernos de Investigación UNED* 15 (1), 159-168. <https://doi.org/10.22458/urj.v15i1.4339>
- Hidalgo H.G. (2012). Los recursos hídricos en Costa Rica: Un enfoque estratégico. Escuela de Física y Centro de Investigaciones Geofísicas, Universidad de Costa Rica [en línea]. <https://www.kerwa.ucr.ac.cr/server/api/core/bitstreams/25138355-7d3b-44ba-a196-16eb2562e6bd/content> 15/09/2025
- Jiménez M.A. y Vélez M.V. (2006). Análisis comparativo de indicadores de la calidad de agua superficial. *Avances en Recursos Hidráulicos* 14, 53-69.
- Macías P.R. y Díaz A.S. (2010). Estrategias generales para el control y prevención de la contaminación del agua superficial en la cuenca del río Portoviejo. Centro Nacional de Investigaciones Científicas Cuba. *Ciencias Biológicas* 41, 1-7.
- Machado V., Granda R. y Endara A. (2018). Análisis de macroinvertebrados bentónicos e índices biológicos para evaluar la calidad del agua del río Sardinas, Chocó Andino ecuatoriano. *Enfoque UTE* 9 (4), 154-167. <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.v9n4.369>
- Mafla H.M. (2005). Guía para evaluaciones ecológicas rápidas con indicadores biológicos en ríos de tamaño mediano, Talamanca, Costa Rica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza [en línea]. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/2267> 15/09/2025
- Mancilla-Villa O.R., Orozco-Chávez G., Reyes-Urrutia J., Rubio-Franchini I., González-Sánchez J., Casas-Solís J., Soria-Barreto M., Guzmán-Márquez D., Maya-García N., Barajas-Espinosa M. y García-Barragán J.C. (2023). Metales pesados en agua y macroinvertebrados de la cuenca del río Ayuquila Armería (México) y sus afluentes. *Terra Latinoamericana* 41, 1-17. <https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1603>
- MINAE (2007). Decreto Ejecutivo No. 33903-MINAE-S. Reglamento para la Evaluación y Clasificación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales. Ministerio de Ambiente y Energía y Ministerio de Salud. Diario Oficial La Gaceta No. 178, Costa Rica. 17 de setiembre de 2007.
- Monge-Nájera J., Gómez P. y Rivas M.E. (1998). Biodiversidad tropical. Editorial Universidad Estatal a Distancia (EUNED), San José, Costa Rica, 332 pp.
- Mora R. (2004). El puente de piedra de Grecia: ¿Un arco o un puente natural? *Revista Geológica de América Central* 31, 1-7. <https://doi.org/10.15517/rgac.v0i31.7246>
- Mora-Alvarado D.A. y Portuguesez-Barquero C.F. (2019). Agua para consumo humano en Costa Rica: de los objetivos de desarrollo del milenio a los objetivos de desarrollo sostenible. *Tecnología en Marcha* 32 (LNA), 26-36. <https://doi.org/10.18845/tm.v32i10.4878>
- MG (s.f.). Plan de manejo de desechos sólidos en la gestión ambiental. Municipalidad de Grecia [en línea]. <https://www.grecia.go.cr/images/images1/desechos%20solidos.pdf> 15/09/2025
- MG (2006). Plan regulador urbano y rural del cantón de Grecia. Municipalidad de Grecia. Diario Oficial La Gaceta No. 116, Alcance No. 37, Costa Rica. 16 de junio de 2006.
- MG. (2010). Plan cantonal de desarrollo humano local de Grecia 2010-2020. Municipalidad de Grecia [en línea]. <https://www.grecia.go.cr/images/images1/PlanDesarrollo-humano-local.pdf> 15/09/2025
- López S., Huertas D.F., Jaramillo Á.M., Calderón D.S. y Díaz J.L. (2019). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad del agua del río Teusacá (Cundinamarca, Colombia). *Ingeniería y Desarrollo* 37 (2), 269-288. <https://doi.org/10.14482/inde.37.2.6281>
- Pérez-Gómez G., Alvarado-García V., Rodríguez-Rodríguez J.A., Herrera F. y Sánchez-Gutiérrez R.

- (2021). Calidad fisicoquímica y microbiológica del agua superficial del río Grande de Tárcos, Costa Rica: Un enfoque ecológico. Cuadernos de Investigación UNED 13 (1), 1-17. <https://doi.org/10.22458/urj.v13i1.3148>
- Quesada-Alvarado F., Umaña G., Springer M., y Picado Barboza J. (2020). Variación estacional y características fisicoquímicas e hidrológicas que influyen en los macroinvertebrados acuáticos en un río tropical. *Revista de Biología Tropical* 68 (Suppl. 2), 54-67. <https://doi.org/10.15517/rbt.v68is2.44332>
- Ríos R.F.A., Abril S.R.V., Carvajal, E.X., López A.K.P. y Rodríguez N.H.E. (2021). Concentración de nitratos, fosfatos, tensoactivos y su relación con las precipitaciones en río Puyo. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental* 42 (3), 3-21.
- Rodríguez C. y Silva M. (2015). Calidad del agua en la microcuenca alta de la Quebrada Estero en San Ramón de Alajuela, Costa Rica. *Pensamiento Actual* 15 (25), 85-97.
- Ruiz P., Gazel E., Alvarado G.E., Carr M.J. y Soto, G.J. (2010). Caracterización geoquímica y petrográfica de las unidades geológicas del macizo del volcán Poás, Costa Rica. *Revista Geológica de América Central* 43, 37-66. <https://doi.org/10.15517/rgac.v0i43.3457>
- SEMARNAP (1996). Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Diario Oficial de la Federación, México. 6 de enero de 1997.
- Soto M. (2025). 2024, el año más cálido, también se hizo sentir en Costa Rica. Ojo al Clima [en línea]. <https://ojoalclima.com/articles/2024-el-ano-mas-calido-tambien-se-hizo-sentir-en-costa-rica> 15/09/2025
- Sousa A.C.D.S., Cardoso C.E. y Neto M.R.F. (2010). Determinação da concentração de fosfato em amostras de detergentes em pó utilizando detecção titulométrica. *Revista Eletrônica TECCEN* 3 (4), 19-28.
- Suárez T.S. (2015). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos de la calidad del agua en el Río Gil González y tributarios más importantes, Rivas, Nicaragua. *Universidad y Ciencia* 6 (9), 38-46. <https://doi.org/10.5377/uyc.v6i9.1958>