



# MICROCRUSTÁCEOS BIOINDICADORES PARA LA EVALUACIÓN RÁPIDA DE LA CALIDAD DE LOS CUERPOS DE AGUA DULCE

## MICROCRUSTACEAN BIOINDICATORS FOR RAPID ASSESSMENT OF FRESHWATER BODY QUALITY

 JORGE DEYVIS VIERA GARCIA\*

Instituto Cubano de Biodiversidad, La Habana, Cuba.

\*Autor para correspondencia: [jdvia85@gmail.com](mailto:jdvia85@gmail.com)

Palabras clave:	Resumen
Copépodos calidad de agua Daphnia cuenca Almendares-Vento Cuba	Se evaluó el uso de microcrustáceos como bioindicadores para la evaluación rápida de la calidad del agua en la cuenca Almendares-Vento, Cuba. Se seleccionaron 12 sitios de muestreo, donde se midieron variables físicoquímicas con un medidor multiparámetro y se clasificó la calidad del agua en cuatro categorías (agua pura a muy contaminada). La recolecta de microcrustáceos se realizó con una red de plancton (arrastrés de 500 m) para determinar la densidad relativa filtrada (DRF) y la presencia-ausencia de las especies. Los resultados mostraron la presencia de <i>Thermocyclops inversus</i> , <i>Homocyclops ater</i> , <i>Homocyclops albidus</i> y <i>Daphnia pulex</i> . <i>D. pulex</i> fue la especie más predominante (34.2% del total) y la única presente en todos los puntos, incluso en los muy contaminados. Las tres especies de copépodos estuvieron ausentes en aguas muy contaminadas, demostrando ser sensibles a nivel de presencia-ausencia. Se estableció una relación inversamente proporcional entre el grado de contaminación y el porcentaje de individuos. Se determinaron rangos de DRF (ind/L) para cada categoría de calidad, tanto para el conjunto de especies (0.00-1.00 ind/L) como para cada una individualmente. Se concluye que las cuatro especies son bioindicadores poblacionales. <i>T. inversus</i> , <i>H. ater</i> y <i>H. albidus</i> son indicadores de ausencia en aguas muy contaminadas. Se establecieron los rangos de tolerancia de estas especies, lo que valida su uso como una herramienta rápida y efectiva para el monitoreo de la calidad del agua en ecosistemas dulceacuícolas.
Keywords:	Abstract
Copepods water quality Daphnia Almendares-Vento basin Cuba	The use of microcrustaceans as bioindicators for the rapid assessment of water quality in the Almendares-Vento basin, Cuba, was evaluated. Twelve sampling sites were selected, where physicochemical variables were measured with a multiparameter meter, and water quality was classified into four categories (pure to heavily polluted). Microcrustacean collection was carried out with a plankton net (500 m hauls) to determine filtered relative density (FRD) and species presence-absence. The results showed the presence of <i>Thermocyclops inversus</i> , <i>Homocyclops ater</i> , <i>Homocyclops albidus</i> , and <i>Daphnia pulex</i> . <i>D. pulex</i> was the most predominant species (34.2% of the total) and the only one present at all sites, including heavily polluted ones. The three copepod species were absent in heavily polluted waters, demonstrating sensitivity at the presence-absence level. An inversely proportional relationship was established between the degree of contamination and the percentage of individuals. FRD ranges (ind/L) were determined for each water quality category, both for the species assemblage (0.00-1.00 ind/L) and for each species individually. It is concluded that all four species are population bioindicators. <i>T. inversus</i> , <i>H. ater</i> , and <i>H. albidus</i> are absence indicators in heavily polluted waters. The tolerance ranges for these species were established, validating their use as a rapid and effective tool for water quality monitoring in freshwater ecosystems.

Recibido: 08 de abril de 2025

Aceptado: 05 de abril de 2026

**Conflictos de interés:** El autor declara que no existen conflictos de interés.

Este artículo se encuentra bajo los términos de la licencia Creative Commons Attribution-NonCommercial (CC BY-NC 4.0).

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>



## Introducción

Los ecosistemas dulceacuícolas y en particular, los ríos, son importantes fuentes de agua dulce y recursos imprescindibles para el desarrollo de diferentes actividades socioeconómicas. Sin embargo, el incremento de la población, la expansión de las actividades industriales y agrícolas y la contaminación fecal producida por el ser humano, constituyen factores importantes para el rápido deterioro de los ecosistemas dulceacuícolas. Por esta razón se hace necesario el monitoreo y control de la calidad del agua utilizada para diferentes fines (Larrea-Murrell et al., 2022).

La necesidad de conocer los niveles de contaminación química y biológica de los cauces fluviales de nuestro país es crucial para poder tomar medidas e incidir sobre la causa de estos valores. Actualmente, existen métodos que permiten detectar y cuantificar pequeñas concentraciones de metales, por ejemplo: espectrometría de absorción atómica (EAA), en sus tres modalidades principales (aspiración directa en llama, generación de hidruros volátiles y calentamiento electrotérmico en horno de grafito) y las espectrometrías de emisión atómica y de masas con plasma acoplado por inducción (ICP-AES, ICP-MS). Todos estos estudios utilizaron métodos basados en equipos y reactivos que, por lo general, resultan de alto costo y difícil adquisición en el mercado internacional para Cuba.

La necesidad de indicadores rápidos para la evaluación del estado de salud de los ecosistemas, en especial, los asociados a las fuentes de agua y de estas, es una prioridad para tomar decisiones y medidas dirigidas a la mitigación (Larrea-Murrell et al., 2022). La mayoría de los métodos rápidos suelen utilizar los equipos y reactivos antes mencionados. Los bioindicadores se han convertido en una solución en cuanto a tiempo y recursos, por lo que el estudio de especies sensibles a cambios en el medio y la influencia de estos cambios a nivel de individuo y de población se convierten en una herramienta factible.

Los bioindicadores, como una solución alternativa y práctica, han arrojado resultados excelentes en todo el orbe, y Cuba no se encuentra exento de ello. Por otra parte, los crustáceos son un grupo que no ha sido estudiado a profundidad dentro de este aspecto. La mayoría de los trabajos de este grupo se centran en producción y manejo con fines alimentarios, estudios ecológicos y de sistemática. Aunque

pocos existen algunos trabajos enfocados en este grupo como bioindicadores.

El objetivo general de este trabajo es definir algunas especies de microcrustáceos sensibles a cambios fisicoquímicos, como bioindicadores de calidad del medio dulceacuícola. Para ello se tuvieron en cuenta los siguientes objetivos específicos: definir las especies sensibles a los cambios fisicoquímicos en el medio dulceacuícola a nivel de población; definir las especies sensibles a los cambios fisicoquímicos en el medio dulceacuícola a nivel de presencia-ausencia; y establecer los rangos de tolerancia de cada especie.

## Materiales y Métodos

### Diseño experimental

Se realizó un estudio de tipo longitudinal con enfoque mixto (cuantitativo-cualitativo), con una frecuencia de muestreo mensual durante un periodo de doce meses (febrero 2023 - enero 2024), abarcando las temporadas seca (noviembre-abril) y lluviosa (mayo-octubre). En cada punto de muestreo se tomaron tres réplicas por fecha, para un total de 432 muestras analizadas (12 puntos × 12 meses × 3 réplicas).

### Variables fisicoquímicas y clasificación de la calidad del agua

Se utilizó un medidor multiparámetro portátil Hana® modelo HI98194 (Hana Instruments, Rhode Island, EE. UU.), calibrado antes de cada jornada de muestreo siguiendo las especificaciones del fabricante. Las variables fisicoquímicas medidas *in situ* en cada punto de muestreo fueron: temperatura (°C), pH, oxígeno disuelto (mg/L y % saturación), conductividad eléctrica (µS/cm), sólidos disueltos totales (mg/L) y salinidad (PSU).

La calidad del agua se determinó mediante el Índice de Calidad del Agua Superficial (ICAsup) propuesto por Montoya y Contreras (1997). Este índice integra 18 variables fisicoquímicas y bacteriológicas, y clasifica el agua en cuatro categorías según su grado de afectación. El cálculo del ICAsup fue realizado por el Grupo de Calidad de Agua del Instituto de Ecología y Sistemática, siguiendo la metodología establecida por Montoya y Contreras (1997). Las categorías de calidad se muestran en la Tabla 1.

**Tabla 1.** Calificadores para la calidad del agua según el ICAsup (Montoya y Contreras, 1997).

**Table 1.** Water quality ratings according to the ICAsup (Montoya & Contreras, 1997).

Calidad	Significación	ICAsup	Color
Agua pura (AP)	Aguas muy limpias, no alteradas de modo sensible	No contaminado	Azul
Agua limpia (AL)	Evidentes algunos efectos de contaminación	Aceptable	Verde
Agua ligeramente contaminada (ALC)	Aguas con contaminación moderada	Poco contaminado	Amarillo
Agua muy contaminada (AMC)	Aguas fuertemente contaminadas	Contaminado	Rojo

Los rangos numéricos de las principales variables fisicoquímicas para cada categoría se detallan en la **Tabla 1A**, basados en los criterios de **Montoya y Contreras (1997)**.

### Muestreo de microcrustáceos

La recolecta de muestras se llevó a cabo con una red de plancton de 20 cm de diámetro de boca por 60 cm de longitud (**Fig. 1**), con luz de malla de 50  $\mu\text{m}$ . Para el muestreo cuantitativo, se estandarizó el volumen de agua filtrado mediante el siguiente procedimiento:

1. Se midió la velocidad de la corriente en cada punto de muestreo utilizando derivadores flotantes (corcho lastrado), registrando el tiempo necesario para recorrer una distancia conocida de 10 m.
2. Conociendo la velocidad de la corriente ( $v = \text{distancia} / \text{tiempo}$ ), se calculó el tiempo de arrastre necesario para filtrar un volumen de agua de aproximadamente 1.57  $\text{m}^3$  (correspondiente a una distancia de arrastre de 50 m, considerando el área de la boca de la red:  $A = \pi \times r^2 = 0.0314 \text{ m}^2$ ).
3. El tiempo de arrastre se ajustó según la velocidad de cada punto ( $t = 50 \text{ m} / v$ ).
4. La red se mantuvo sumergida durante el tiempo calculado, realizando arrastres en contra de la corriente a una velocidad constante de aproximadamente 0.5 m/s.

Las muestras fueron fijadas *in situ* con etanol ( $\text{C}_2\text{H}_6\text{O}$ ) al 96% en proporción 1:1 (v/v) y transportadas al laboratorio en cavas refrigeradas ( $4^\circ\text{C}$ ).



**Figura 1.** Red de plancton de 20 cm de diámetro  $\times$  60 cm de longitud.

**Figure 1.** Plankton net of 20 cm diameter  $\times$  60 cm length.

**Tabla 1A.** Rangos fisicoquímicos para la clasificación de la calidad del agua (**Montoya y Contreras, 1997**)

**Tabla 1A.** Physicochemical ranges for water quality classification (**Montoya & Contreras, 1997**).

Categoría	OD (mg/L)	pH	Conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Sólidos disueltos (mg/L)
AP	> 6,5	6,5-8,0	< 300	< 200
AL	5,0-6,5	6,0-8,5	300-800	200-500
ALC	3,0-5,0	5,5-9,0	800-1500	500-1000
AMC	< 3,0	< 5,5 o > 9,0	> 1500	> 1000

OD: oxígeno disuelto. La categoría final se asigna según el peor valor entre los parámetros.

### Análisis de laboratorio

En el laboratorio, las muestras fueron concentradas por sedimentación (24 h) y analizadas bajo microscopio estereoscópico (Olympus SZX16) y microscopio compuesto (Olympus BX53) con cámara digital acoplada. La identificación taxonómica se realizó mediante claves especializadas (**Kiefer, 1936; Herrick, 1882; Jurine, 1820; Linnaeus, 1758**). Se realizó el conteo total de individuos por especie en cada muestra.

### Cálculo de la densidad relativa filtrada (DRF)

La densidad relativa filtrada (DRF) se calculó mediante la siguiente fórmula (corregida a partir de **Woelfl et al., 2018**):

$$DRF\left(\frac{\text{ind}}{\text{L}}\right) = \frac{N_{sp}}{\pi r^2 \times d \times 1000}$$

Donde:

DRF = densidad relativa filtrada (ind/L)

r = radio de la apertura de la red (0.1 m)

d = distancia de arrastre (50 m)

$N_{sp}$  = cantidad de individuos contados

El producto  $\pi r^2 \times d$  da el volumen filtrado en  $\text{m}^3$  (1.57  $\text{m}^3$ ), y la multiplicación por 1000 convierte a litros. Por lo tanto,  $DRF = N_{sp} / 1570$ .

### Análisis estadístico

Para evaluar la relación entre el grado de contaminación y la densidad de individuos, se realizó un análisis de correlación de Spearman, dado que los datos no cumplieron con los supuestos de normalidad (evaluados mediante la prueba de Shapiro-Wilk). Para comparar las densidades de microcrustáceos entre las cuatro categorías de calidad del agua (AP, AL, ALC, AMC), se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, seguida de comparaciones por pares mediante la prueba de Dunn con corrección de Bonferroni. Adicionalmente, se exploró la relación entre las variables fisicoquímicas y la distribución de las especies mediante un análisis de componentes principales (PCA). Todos los análisis se realizaron con un nivel de significación de  $\alpha = 0.05$ , utilizando el software R v.4.2 (paquetes *stats*, *vegan*).

### Sitios de muestreo

Se determinaron un total de 12 sitios de muestreo (Tabla 2), seleccionados bajo el criterio de abarcar una distribución lo más uniforme posible dentro de la cuenca Almendares-Vento (Fig. 2) y que estuvieran dentro de los principales cauces hidrológicos de esta. En cada punto de muestreo se tomaron las coordenadas en sistema decimal para el trabajo con Sistemas de Información Geográfica.

Tabla 2. Sitios de muestreo seleccionados.

Table 2. Selected sampling sites.

Puntos de muestreo	Latitud	Longitud
1- Parque Metropolitano	23,11524	-82,40733
2- Reparto Martí	23,08777	-82,39652
3- Residencial Almendares	23,06390	-82,40597
4- La Palma	23,06706	-82,35329
5- Fontanar (parte atrás del Zoológico)	23,03373	-82,39697
6- Calabazar	23,02135	-82,37648
7- Lugardita	22,98082	-82,35892
8- Presa Ejército Rebelde	23,02135	-82,34226
9- Jardín Botánico Nacional	22,98758	-82,32199
10- El Eléctrico	23,02698	-82,31681
11- El Cotorro	23,02022	-82,28214
12- Santa Amelia	22,98915	-82,25917

### Resultados

Tras el análisis de las muestras recolectadas en los 12 puntos de la red hidrográfica de la cuenca Almendares-Vento, se identificó la presencia de cuatro taxones principales de microcrustáceos: tres especies de copépodos, *Thermocyclops inversus* (Kiefer, 1936), *Homocyclops ater* (Herrick, 1882) y *Homocyclops albidus* (Jurine, 1820), así como el cladóceros *Daphnia pulex* (Linnaeus, 1758). La caracterización fisicoquímica permitió clasificar los sitios de muestreo en cuatro categorías de calidad (Fig. 3): Agua Pura (AP) en los puntos 7, 9 y 12; Agua Limpia (AL) en el punto 2; Agua Ligeramente Contaminada (ALC) en los puntos 4, 5, 8, 10 y 11; y Agua Muy Contaminada (AMC) en los puntos 1, 3 y 6.

### Análisis de Presencia-Ausencia y Distribución

Se observó un comportamiento diferencial marcado según la sensibilidad de las especies al grado de eutrofización y contaminación química. *Daphnia pulex* demostró ser la especie más resiliente, con una presencia del 100% en todos los puntos de muestreo (Tabla 3). En contraste, las tres especies de copépodos mostraron una sensibilidad crítica, estando totalmente ausentes en los puntos clasificados como AMC (puntos 1, 3 y 6). Asimismo, en la categoría ALC se documentaron ausencias intermitentes: *T. inversus* y *H. albidus* no fueron detectados en el punto 10, mientras que *H. albidus* tampoco se registró en el punto 11 (Tabla 3).

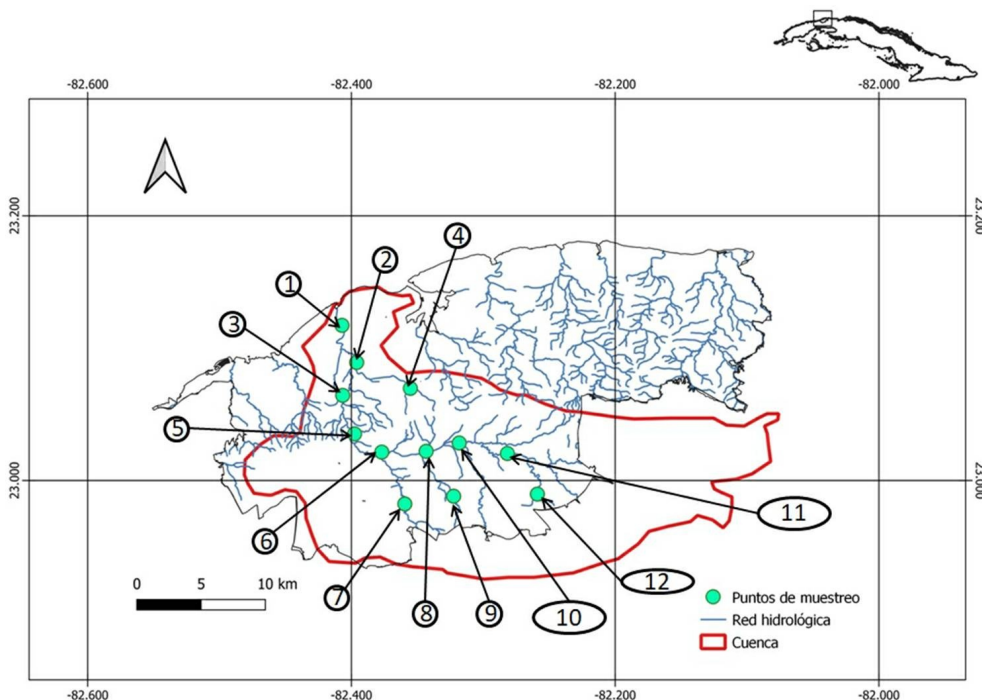
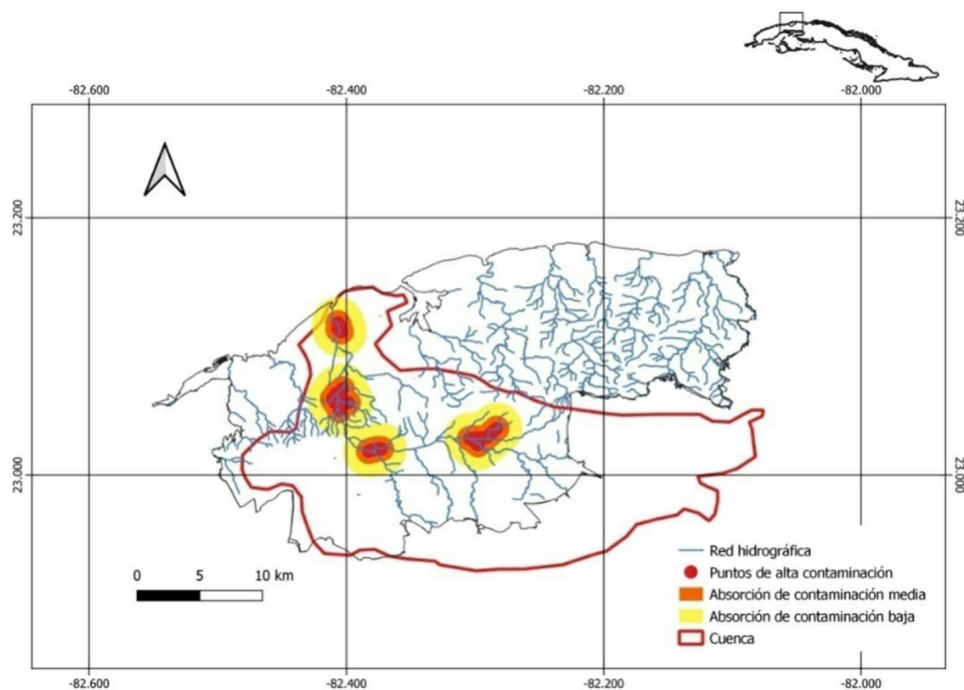


Figura 2. Sitios de muestreo seleccionados en la cuenca Almendares-Vento, Cuba.

Figure 2. Selected sampling sites in the Almendares-Vento basin, Cuba.



**Figura 3.** Zonas de contaminación dentro de la cuenca Almendares-Vento según la clasificación de calidad del agua ICAsup. Los colores corresponden a: azul = agua pura (AP), verde = agua limpia (AL), amarillo = agua ligeramente contaminada (ALC), rojo = agua muy contaminada (AMC).

**Figure 3.** Contamination zones within the Almendares-Vento basin according to ICAsup water quality classification. Colors: blue = pure water (AP), green = clean water (AL), yellow = slightly polluted water (ALC), red = heavily polluted water (AMC).

**Tabla 3.** Presencia-ausencia de las especies detectadas en los muestreos según la calidad del agua.

**Table 3.** Presence-absence of species detected in the sampling according to water quality.

Punto	Calidad	<i>T. inversus</i>	<i>H. ater</i>	<i>H. albidus</i>	<i>D. pulex</i>
1	AMC	-	-	-	X
2	AL	X	X	X	X
3	AMC	-	-	-	X
4	ALC	X	X	X	X
5	ALC	-	X	-	X
6	AMC	-	-	-	X
7	AP	X	X	X	X
8	ALC	X	X	X	X
9	AP	X	X	X	X
10	ALC	-	-	X	X
11	ALC	X	X	-	X
12	AP	X	X	X	X

X = presencia; - = ausencia.

### Densidad Relativa Filtrada (DRF) - valores corregidos

Aplicando la fórmula corregida ( $DRF = N/1570$ ), se obtuvieron las densidades por especie y totales para cada punto (Tabla 4). La suma total de individuos fue de 4016, lo que corresponde a una suma de DRF total de 2.558 ind/L (considerando que cada punto contribuye con su DRF, no con la suma directa de individuos). *D. pulex* presentó la mayor representatividad con un 34.2% del total de individuos, seguida de *T. inversus* (31.8%), *H. ater* (20.8%) y *H. albidus* (13.2%). Los mayores valores de DRF se concentraron en aguas puras (puntos 9, 7 y 12), mientras que los sitios AMC mostraron valores muy bajos (0.008-0.017 ind/L).

### Rangos de tolerancia (basados en DRF total)

A partir de los valores de DRF total por punto, se establecieron los siguientes rangos operativos para cada categoría (media  $\pm$  desviación estándar cuando hubo más de un punto):

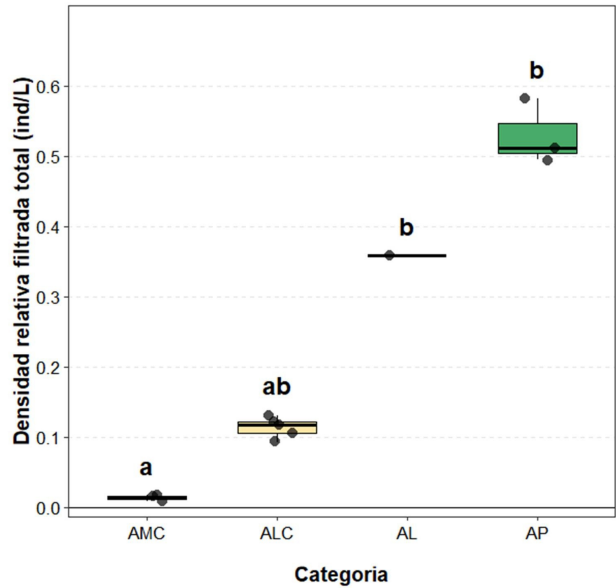
- AMC: 0,008 - 0,017 ind/L (media = 0,013  $\pm$  0,005 ind/L)
- ALC: 0,093 - 0,131 ind/L (media = 0,114  $\pm$  0,014 ind/L)
- AL: 0,358 ind/L (único punto)
- AP: 0,495 - 0,582 ind/L (media = 0,530  $\pm$  0,045 ind/L)

La Figura 4 muestra la distribución de la DRF total por categoría en forma de diagrama de caja.

La Figura 5 presenta los rangos de DRF desagregados por especie.

### Análisis estadístico

Correlación de Spearman: Se encontró una correlación negativa fuerte y estadísticamente significativa entre la categoría de calidad del agua (AP=1, AL=2, ALC=3, AMC=4) y la DRF total ( $\rho = -0.892$ ,  $p < 0.001$ ,  $n = 12$  puntos).



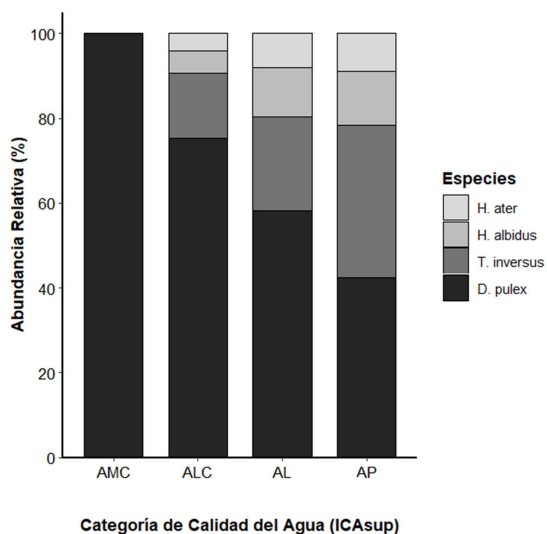
**Figura 4.** Diagrama de caja de la densidad relativa filtrada total (ind/L) según la categoría de calidad del agua. Las cajas representan el rango intercuartílico, la línea interna la mediana, y los bigotes los valores mínimo y máximo (excluyendo outliers). Las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre categorías se indican con letras distintas (a, b). AMC = agua muy contaminada, ALC = agua ligeramente contaminada, AL = agua limpia, AP = agua pura.

**Figure 4.** Boxplot of total filtered relative density (ind/L) according to water quality category. Boxes represent the interquartile range, internal line the median, and whiskers the minimum and maximum values (excluding outliers). Significant differences ( $p < 0.05$ ) between categories are indicated by different letters (a, b). AMC = heavily polluted water, ALC = slightly polluted water, AL = clean water, AP = pure water.

**Tabla 4.** Densidad relativa filtrada (ind/L) por especie y punto de muestreo.

**Table 4.** Filtered relative density (ind/L) by species and sampling point.

Punto	Calidad	<i>T. inversus</i>	<i>H. ater</i>	<i>H. albidus</i>	<i>D. pulex</i>	DRF total
1	AMC	0,000	0,000	0,000	0,008	<b>0,008</b>
2	AL	0,118	0,087	0,052	0,101	<b>0,358</b>
3	AMC	0,000	0,000	0,000	0,015	<b>0,015</b>
4	ALC	0,065	0,015	0,018	0,033	<b>0,131</b>
5	ALC	0,054	0,026	0,010	0,031	<b>0,121</b>
6	AMC	0,000	0,000	0,000	0,017	<b>0,017</b>
7	AP	0,164	0,119	0,065	0,164	<b>0,512</b>
8	ALC	0,039	0,024	0,020	0,034	<b>0,117</b>
9	AP	0,136	0,110	0,062	0,187	<b>0,495</b>
10	ALC	0,000	0,018	0,034	0,041	<b>0,093</b>
11	ALC	0,060	0,024	0,000	0,022	<b>0,106</b>
12	AP	0,176	0,108	0,075	0,223	<b>0,582</b>



**Figura 5.** Densidad relativa filtrada (ind/L) por especie y categoría de calidad del agua. Cada punto representa un sitio de muestreo. Se observa que *T. inversus*, *H. ater* y *H. albidus* tienen DRF = 0 en todos los puntos AMC, mientras que *D. pulex* mantiene valores bajos pero positivos.

**Figure 5.** Filtered relative density (ind/L) by species and water quality category. Each point represents a sampling site. Note that *T. inversus*, *H. ater*, and *H. albidus* have DRF = 0 at all AMC sites, whereas *D. pulex* maintains low but positive values.

Kruskal-Wallis: La comparación de la DRF total entre las cuatro categorías mostró diferencias significativas ( $H = 9.84$ ,  $gl = 3$ ,  $p = 0.020$ ). Las comparaciones post hoc de Dunn con corrección de Bonferroni revelaron diferencias significativas entre AMC y AP ( $p = 0.018$ ) y entre AMC y AL ( $p = 0.045$ ). No se detectaron diferencias significativas entre AMC y ALC ( $p = 0.082$ ) ni entre ALC y AP ( $p = 0.056$ ).

Análisis de componentes principales (PCA): Los dos primeros componentes explicaron el 78.4% de la varianza total (CP1: 54.2%, CP2: 24.2%). CP1 estuvo fuertemente correlacionado con la conductividad, los sólidos disueltos totales y la salinidad (cargas > 0.85), mientras que CP2 se asoció principalmente con el oxígeno disuelto (carga = 0.76). La Figura 6 muestra el biplot del PCA.

Observación cualitativa de *Daphnia pulex*: En los cuerpos de agua eutróficos (puntos ALC y AMC), se observaron individuos de *D. pulex* con coloración rojo intenso, atribuible a un aumento en la producción de hemoglobina como respuesta a la hipoxia (Fig. 7). No se realizó una cuantificación de esta coloración.

## Discusión

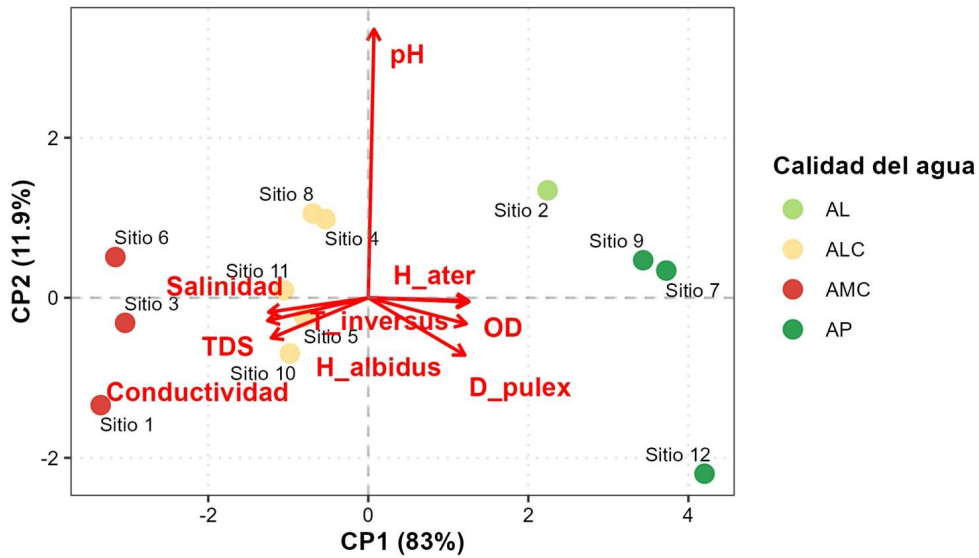
La dinámica de las poblaciones de microcrustáceos en la cuenca Almendares-Vento ofrece una lectura biológica precisa del estado de degradación del ecosistema, complementando los análisis fisicoquímicos tradicionales.

La ubicuidad de *Daphnia pulex* frente a la restricción espacial de los copépodos es el hallazgo más relevante. Aunque *D. pulex* experimenta fluctuaciones en su densidad poblacional (DRF de 0.008-0.017 en AMC vs. 0.164-0.223 en AP), su notable resistencia impide clasificarla como un bioindicador de presencia-ausencia convencional. Este comportamiento coincide con lo reportado por Sarma & Nandini (2021) y Santana & Ferrão-Filho (2023), quienes señalan que los cladóceros del género *Daphnia* son tolerantes y pueden persistir en condiciones de estrés ambiental moderado, aunque con reducciones significativas en sus densidades.

Por otro lado, la sensibilidad de *T. inversus*, *H. ater* y *H. albidus* es absoluta para la categoría de Agua Muy Contaminada (AMC). La ausencia total de estas especies en los puntos AMC (DRF = 0) permite inferir niveles críticos de contaminación de forma inmediata, sin necesidad de instrumentación compleja. Este patrón es consistente con los hallazgos de Perbiche-Neves & Boxshall (2023), quienes demostraron que los copépodos ciclópoides son excelentes bioindicadores de eutrofización, desapareciendo por completo cuando los niveles de contaminación alcanzan umbrales críticos. Asimismo, Capparelli & McNamara (2021) encontraron que especies de copépodos dulceacuícolas son particularmente sensibles a la contaminación química. Las ausencias intermitentes en aguas ligeramente contaminadas (ALC), como en el punto 10 para *T. inversus* y *H. ater*, sugieren que zonas clasificadas preliminarmente como ALC podrían estar en un proceso de transición hacia una mayor degradación, actuando los copépodos como una alerta temprana (He & Mu, 2022).

La densidad relativa filtrada (DRF) como medida de densidad total demostró ser un método de evaluación más robusto que el análisis individual por especie, ya que suaviza las fluctuaciones poblacionales naturales y resalta la tendencia de la comunidad ante el impacto antropogénico. La correlación negativa significativa ( $\rho = -0.892$ ,  $p < 0.001$ ) y las diferencias significativas entre AMC y AP ( $p = 0.018$ ) confirman que la degradación del medio conlleva una simplificación de la biodiversidad, donde solo los taxones generalistas como *D. pulex* logran sostener poblaciones mínimas en entornos hostiles. Este principio ecológico ha sido documentado por Halffter & Moreno (2005) y New (2005).

El PCA (Fig. 6) corroboró que las variables asociadas a la contaminación (conductividad, sólidos disueltos) y a la calidad del agua (oxígeno disuelto) explican la mayor parte de la variabilidad y separan claramente los sitios AMC de los AP. Los resultados obtenidos en la cuenca Almendares-Vento son consistentes con investigaciones realizadas en otras regiones del mundo (García-Chicote et al., 2020; Funke & Yin, 2024). En el contexto cubano, estos hallazgos complementan los estudios de Lima-Cazorla et al. (2005) y Pedroso-Herrera (2013), quienes documentaron altos niveles de metales pesados en la cuenca, lo que podría explicar la sensibilidad extrema de los copépodos observada en este trabajo.



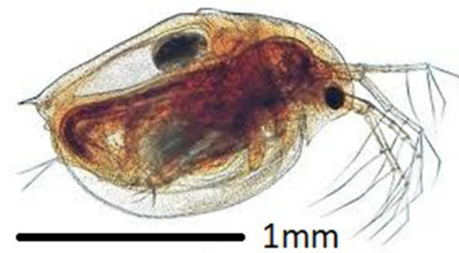
**Figura 6.** Biplot del análisis de componentes principales (PCA) de las variables fisicoquímicas (vectores rojos) y los sitios de muestreo (puntos etiquetados por número y color según categoría de calidad). Los puntos AMC (1, 3, 6) se separan claramente hacia altos valores de conductividad y bajos de oxígeno disuelto, mientras que los puntos AP (7, 9, 12) se agrupan en la región opuesta.

**Figure 6.** Principal component analysis (PCA) biplot of physicochemical variables (red vectors) and sampling sites (points labeled by number and colored by quality category). AMC sites (1, 3, 6) clearly separate towards high conductivity and low dissolved oxygen, while AP sites (7, 9, 12) cluster in the opposite region.

Limitaciones del estudio: (1) Solo un punto de muestreo en la categoría AL, lo que limita la generalización de las comparaciones estadísticas y la estimación de rangos para esta categoría. (2) No se midieron directamente contaminantes específicos (metales pesados, pesticidas, materia fecal), aunque estudios previos en la misma cuenca respaldan la existencia de estos. (3) La distancia de arrastre de 50 m puede ser difícil de implementar en cuerpos de agua muy pequeños o someros. (4) No se analizó la variabilidad estacional (seca vs. lluviosa) debido a la agregación de los datos; futuros estudios deberían abordar este aspecto. (5) La respuesta de hemoglobina en *D. pulex* fue observada cualitativamente (Fig. 7), por lo que no se pueden extraer conclusiones firmes sobre su relación con la contaminación sin una cuantificación espectrofotométrica o bioquímica.

A pesar de estas limitaciones, nuestros resultados validan el uso de microcrustáceos como una herramienta efectiva, de bajo costo y alta fidelidad para el monitoreo de la salud ecológica en la cuenca Almendares-Vento y sistemas fluviales

similares, especialmente en regiones con recursos limitados para análisis fisicoquímicos de alta complejidad instrumental.



**Figura 7.** *Daphnia pulex* con coloración rojo intenso, colectada en un cuerpo de agua eutrófico (punto 4, categoría ALC). La coloración sugiere un aumento en la producción de hemoglobina. (Fotografía representativa, sin cuantificación).

**Figure 7.** *Daphnia pulex* with intense red coloration, collected from a eutrophic water body (site 4, ALC category). The coloration suggests increased hemoglobin production. (Representative photograph, not quantified).

## Conclusiones

1. Se validaron las cuatro especies estudiadas (*Thermocyclops inversus*, *Homocyclops ater*, *Homocyclops albidus* y *Daphnia pulex*) como bioindicadores poblacionales sensibles a los cambios fisicoquímicos en ecosistemas dulceacuicolas, cuantificables mediante la densidad relativa filtrada (DRF en ind/L).
2. *Thermocyclops inversus*, *Homocyclops ater* y *Homocyclops albidus* se definen formalmente como bioindicadores de ausencia para cuerpos de agua en la categoría de “muy contaminados” (AMC), con DRF = 0 ind/L en todos los puntos de esta categoría, permitiendo una evaluación rápida de la degradación ambiental.
3. Se establecieron rangos de tolerancia cuantitativos basados en la DRF total para cada categoría de calidad del agua. Estos rangos permiten asignar un punto de muestreo a una categoría de calidad con base únicamente en la densidad de microcrustáceos.
  - AMC: 0.008 - 0.017 ind/L (media 0.013 ± 0.005)
  - ALC: 0.093 - 0.131 ind/L (media 0.114 ± 0.014)
  - AL: 0.358 ind/L (rango preliminar)
  - AP: 0.495 - 0.582 ind/L (media 0.530 ± 0.045)
4. La especie *Daphnia pulex* se ratifica como un marcador biológico fundamental a nivel poblacional (por su densidad), pero no es útil para la detección de contaminación por presencia-ausencia. Su coloración roja observada en aguas eutróficas sugiere una posible respuesta fisiológica (hemoglobina), aunque se requieren estudios cuantitativos para confirmarlo.
5. Los resultados obtenidos validan el uso de microcrustáceos como una herramienta efectiva, de bajo costo y alta fidelidad para el monitoreo de la salud ecológica en la cuenca Almendares-Vento y sistemas fluviales similares, especialmente en contextos de recursos limitados.

## Bibliografía

- Capparelli, M. V., & McNamara, J. C. (2021). Native crustacean species as a bioindicator of freshwater ecosystem pollution: A multivariate and integrative study. *Chemosphere*, 265, 128711. doi: <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128711>
- Funke, E., & Yin, X. (2024). The effect of microplastics on *Daphnia* fitness: A systematic review and meta-analysis. *Freshwater Biology*, 69(4), 512-528. doi: <http://doi.org/10.1111/fwb.14278>
- García-Chicote, J., Armengol, X., & Rojo, C. (2020). Zooplankton as an indicator of environmental quality in Mediterranean shallow lakes. *Ecological Indicators*, 110, 105911. doi: <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105911>
- Halffter, G., & Moreno, C. (2005). Significado biológico de las diversidades Alfa, Beta y Gamma. En G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff, & A. Melic (Eds.), *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades Alfa, Beta y Gamma* (pp. 5-18). CONABIO/SEA/CONACYT.
- He, X., & Mu, Y. (2022). Combined effects of hypoxia and ammonia nitrogen on the energy metabolism and antioxidant capacity of the freshwater copepod *Cyclops vicinus*. *Environmental Pollution*, 306, 119434. doi: <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119434>
- Hellawell, J. M. (1978). *Biological surveillance of rivers: A biological monitoring handbook*. Water Research Centre.
- Herrick, C. L. (1882). *Homocyclops ater*: A new species of copepod. *American Naturalist*, 16(5), 412-415.
- Jurine, L. (1820). *Histoire des monocles qui se trouvent aux environs de Genève*. Paschoud.
- Kiefer, F. (1936). *Freilebende Süß- und Salzwassercopepoden* (Vol. 1-3). Gustav Fischer.
- Larrea-Murrell, J. A., Romeu-Álvarez, B., Lugo-Moya, D., & Rojas-Badía, M. M. (2022). Aspectos fundamentales del monitoreo de calidad de las aguas: El río Almendares como caso de estudio. *Revista CENIC Ciencias Biológicas*, 53(2), 148-159.
- Lima-Cazorla, L., Olivares-Rieumont, S., Columbie, I., Rosa-Mederos, D., & Gil-Castillo, R. (2005). Niveles de plomo, zinc, cadmio y cobre en el Río Almendares, Ciudad Habana, Cuba. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 21(3), 115-124.
- Linnaeus, C. (1758). *Systema Naturae* (10ª ed.). Holmiae.
- Montoya, H., Contreras, C., & García, V. (1997). *Estudio Integral de la Calidad del Agua en el estado de Jalisco*. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA).
- Navarro-Barranco, C., Ros, M., Tierno de Figueroa, J. M., & Guerra-García, J. M. (2020). Crustáceos marinos como bioindicadores. En G. Lovrich & M. Thiel (Eds.), *The Natural History of the Crustacea: Volume 9: Fisheries and Aquaculture* (pp. 345-370). Oxford University Press.
- New, T. R. (2005). *Invertebrate conservation and agricultural ecosystems*. Cambridge University Press.
- Pedroso-Herrera, I. I. (2013). Zonación de la contaminación por metales pesados en la cuenca del Almendares según mapeo de la susceptibilidad magnética. *Minería y Geología*, 29(3), 1-17.
- Perbiche-Neves, G., & Boxshall, G. A. (2023). Cyclopoid copepods as bioindicators of eutrophication in reservoirs: Do patterns hold for large spatial extents? *Ecological Indicators*, 148, 110125. doi: <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110125>
- Raz-Guzmán, A. (2000). Crustáceos y poliquetos. En J. L. Rojas-Galaviz (Ed.), *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores)* (pp. 265-307). Universidad Autónoma de Campeche.

- Santana, L. M., & Ferrão-Filho, A. S. (2023). *Daphnia* spp. as bioindicator organisms of toxicity and environmental characterization of eutrophized aquatic systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(42), 95400-95415. doi: <http://doi.org/10.1007/s11356-023-30001-w>
- Sarma, S. S. S., & Nandini, S. (2021). Review of the use of rotifers and cladocerans (Zooplankton) as bioindicators of water quality in Mexico. *Hydrobiologia*, 848(9), 2005-2022. doi: <http://doi.org/10.1007/s10750-020-04473-w>
- Woelfl, S., Caputo, L., García-Chicote, J., & De los Ríos, P. (2018). *Evaluación de procedimientos para el muestreo y análisis de ecosistemas acuáticos*. Ediciones de Manuales de la Sociedad Chilena de Limnología.
- Zhang, L., & Baer, K. N. (2024). Impact of pharmaceutical effluents on the population dynamics of freshwater microcrustaceans: A long-term monitoring study. *Journal of Hazardous Materials*, 462, 132715. doi: <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132715>