



## Scientia Agropecuaria

Web page: <http://revistas.unitru.edu.pe/index.php/scientiaagrop>

Facultad de Ciencias  
Agropecuarias

Universidad Nacional de  
Trujillo

### RESEARCH ARTICLE



## Construction of an integral index based on macroinvertebrates to determine the quality of water with agro-industrial influence

Construcción de un índice integral basado en macroinvertebrados para determinar la calidad del agua con influencia agroindustrial

Michael Niño-de-Guzman Tito<sup>1, 2, \*</sup> ; Jesús Manuel Vásquez-Ramos<sup>3</sup> 

<sup>1</sup> Programa de Doctorado en Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, Escuela de Posgrado, Universidad Nacional del Altiplano de Puno, Puno, Perú.

<sup>2</sup> Grupo de Investigación en Gestión Ambiental Sostenible (GIGAS), Instituto de Ciencias Ambientales de la Orinoquia Colombiana (ICAOC), Universidad de los Llanos, Villavicencio, Meta, Colombia.

<sup>3</sup> Grupo de Investigación, Evaluación, Manejo y Conservación de Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros (GIREHPES), Instituto de Ciencias Ambientales de la Orinoquia Colombiana (ICAOC), Universidad de los Llanos, Villavicencio, Meta, Colombia.

\* Corresponding author: [gninodeguzman@epg.unap.edu.pe](mailto:gninodeguzman@epg.unap.edu.pe) (M.I Niño-de-Guzman Tito).

Received: 19 December 2021. Accepted: 27 April 2022. Published: 16 May 2022.

#### Abstract

The physicochemical and biological indices have been used in isolation; if the parameters of these indices were applied in an integrated manner, they would bring together in a single measure the functional and structural variability of the biotic and abiotic components of water quality. Therefore, in this research an integral analysis of water quality was carried out; abiotic variables and aquatic macroinvertebrates were used for the construction of the integral index. For this purpose, 11 sampling points were established and selected considering different degrees of agro-industrial intervention. 21 abiotic variables and 27 biological metrics were measured. Macroinvertebrates were quantitatively collected and identified to family taxonomic level. Using a PCA, after standardization and exclusion of uncorrelated variables ( $VIF \leq 10$ ), the abiotic gradient was determined, which represented the abiotic variables that explained the disturbances in the water; with the abiotic gradient and the biological metrics, a Pearson correlation was performed, and those biological metrics that presented a high and non-redundant correlation were selected ( $Pearson\ 0.6 \leq r \leq 0.8$ ); with the selected biological metrics, we proceeded to formulate and categorize the index; finally, by means of simple linear regression, the proposed index was compared with five other indexes (ICA, ICOMO, EPT, BMWP/col. and ASPT). The results showed that the abiotic gradient was defined by CP 1 which explained 65.5% of the accumulated variance, represented by altitude ( $r = 0.411$ ), iron ( $r = 0.345$ ) and dissolved oxygen ( $r = 0.329$ ). The biological metrics used for the index design were: % scrapers, % swimmers, NEF of order 2, Ephemeroptera and Trichoptera tolerance. It was concluded that the integral index presents a higher predictive level ( $R^2 = 0.87$ ) of water quality, compared to the other indices: ASPT ( $R^2 = 0.79$ ), BMWP/col. ( $R^2 = 0.68$ ), EPT ( $R^2 = 0.61$ ), ICOMO ( $R^2 = 0.35$ ) and ICA ( $R^2 = 0.27$ ).

**Keywords:** Bioevaluation; bioindicator; abiotic gradient; biological metrics; anthropogenic pressures.

#### Resumen

Los índices fisicoquímicos y biológicos se vienen utilizando de manera aislada, si los parámetros de estos índices se aplicaran de manera integral, reunirían en una única medida la variabilidad funcional y estructural de los componentes bióticos y abióticos de la calidad del agua. Por ello en esta investigación se realizó un análisis integral de la calidad del agua; se utilizaron variables abióticas y macroinvertebrados acuáticos para la construcción del índice integral. Para ello se establecieron 11 puntos de muestreo que fueron seleccionados considerando distintos grados de intervención agroindustrial. Se midieron 21 variables abióticas y 27 métricas biológicas. Los macroinvertebrados fueron recolectados cuantitativamente e identificados hasta nivel taxonómico de familia. Mediante un ACP, previa estandarización y exclusión de variables no correlacionadas ( $VIF \leq 10$ ) se determinó el gradiente abiótico, que representó a las variables abióticas que explicaron las perturbaciones en el agua; con el gradiente abiótico y las métricas biológicas se realizó una correlación de Pearson, y se seleccionaron aquellas métricas biológicas que presentaron una correlación elevada y no redundante ( $Pearson\ 0.6 \leq r \leq 0.8$ ); con las métricas biológicas seleccionadas se procedió a formular y categorizar el índice; finalmente, mediante una regresión lineal simple, el índice propuesto fue comparado con otros cinco índices (ICA, ICOMO, EPT, BMWP/col. y ASPT). Los resultados mostraron que el gradiente abiótico fue definido por el CP 1 que explicó el 65,5% de la varianza acumulada, representado por la altitud ( $r = 0,411$ ), hierro ( $r = 0,345$ ) y oxígeno disuelto ( $r = 0,329$ ). Las métricas biológicas utilizadas para el diseño del índice fueron: % de raspadores, % de nadadores, NEF de orden 2, tolerancia de Ephemeroptera y Trichoptera. Se concluyó que el índice integral presenta mayor nivel predictivo ( $R^2 = 0,87$ ) de la calidad del agua, frente a los demás índices: ASPT ( $R^2 = 0,79$ ), BMWP/col. ( $R^2 = 0,68$ ), EPT ( $R^2 = 0,61$ ), ICOMO ( $R^2 = 0,35$ ) e ICA ( $R^2 = 0,27$ ).

**Palabras clave:** Bioevaluación; bioindicador; gradiente abiótico; métricas biológicas; presiones antropogénicas.

DOI: <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2022.010>

#### Cite this article:

Niño-de-Guzman, M., & Vásquez-Ramos, J. M. (2022). Construcción de un índice integral basado en macroinvertebrados para determinar la calidad del agua con influencia agroindustrial. *Scientia Agropecuaria*, 13(2), 117-123.

## 1. Introducción

El estudio de la calidad del agua con influencia agroindustrial ha sido abordado de manera general en las últimas décadas (IANAS, 2019), cuyo enfoque ha sido mayormente en los índices con variables abióticas (Casatti & Teresa, 2012). No obstante, estos índices poseen como principal inconveniente, la medición puntual en el tiempo (Ertaş et al., 2022), ya que solo registra características efímeras sin dar un reporte histórico de lo que sucede con la calidad del agua (Alba-Tercedor, 1996). Es por ello por lo que, en los últimos años, se ha venido empleando índices bióticos que, si bien resuelven el inconveniente de los índices fisicoquímicos, también poseen algunos inconvenientes (Schoolmaster et al., 2012). Tal es el caso del índice Biological Monitoring Working Party - Colombia (BMWP/col.) modificado por Roldán (2003), el cual utiliza solo datos cualitativos de presencia/ausencia, e ignora otros caracteres importantes como la abundancia y la biomasa de los organismos (Forero et al., 2014). Para resolver estos inconvenientes, la evaluación de la calidad del agua en los ecosistemas lóticos debe de ser abordada mediante la relación integral entre los organismos y las variables abióticas del hábitat (Jun et al., 2012). De esta forma el índice integral proporciona una fácil interpretación (Saal et al., 2021); ya que concentra la información de varios niveles de organización ecológica en una sola medida (Hernández-Mira et al., 2021), es una metodología poco costosa en su aplicación (Jun, et al., 2012; Baptista et al., 2011), refleja de manera confiable las respuestas biológicas de la biota a la intervención humana (Li et al., 2021) y son sensibles a los análisis estadísticos (Yorulmaz et al., 2021). Es por ello que esta investigación tiene el objetivo de construir un índice integral para determinar la calidad del agua; el cual será una herramienta capaz de determinar eficientemente la calidad del agua, en una variedad de escalas espaciales con diferentes actividades agroindustriales.

## 2. Materiales y métodos

### 2.1 Área de estudio

El área de estudio se localizó en la cuenca colombiana del río Guayuriba que inicia en la zona de confluencia del río Blanco y el río Negro, en el sector del casco urbano del municipio de Guayabetal (Cundinamarca), en las coordenadas 4°12'39,306" latitud norte y 73°48'59,761" longitud oeste, hasta la desembocadura de la corriente del río Metica en las coordenadas 3°55'8,54" latitud norte y 73°4'43,85" longitud oeste. La temperatura media mensual en los meses de enero, febrero y marzo, presentan los valores más altos de hasta 25 °C, mientras que junio y julio son los de menor temperatura con valores mínimos de 22,6 °C. Las mayores precipitaciones se presentan en los meses de mayo (526 mm) y octubre (516 mm), mientras que los meses de menor precipitación suelen ser enero (58 mm) y febrero (100 mm).

### 2.2 Trabajo de campo

Para establecer los once puntos de muestreo se tomó como criterio principal el tipo de uso agroindustrial del agua, también se consideró la accesibilidad (Tabla 1). Estas localidades fueron georreferenciadas y también se obtuvieron datos de altitud. Las campañas de muestreo se realizaron en dos periodos hidrológicos: temporada de lluvias (octubre y noviembre) y temporada seca (febrero). Para cada uno de los puntos de muestreo, se midieron *in situ* 7 variables con equipos calibrados: pH, oxígeno disuelto (ppm), porcentaje de saturación de oxígeno (% SAT. O<sub>2</sub>), temperatura (°C), conductividad eléctrica (µS/cm), caudal (m<sup>3</sup>/s) y altura (msnm); y *ex situ* 12 parámetros determinados en un laboratorio certificado: amonio (mg/L), salinidad (ppm), bicarbonatos (mg/L), DQO (mgO<sub>2</sub>/L), DBO<sub>5</sub> (mgO<sub>2</sub>/L), fósforo total (mg/L), hierro total (mg/L), sólidos totales disueltos (ppm), sulfatos (mg/L), turbidez (UNT), tensoactivos aniónicos (mg/L) y zinc (mg/L); y 2 parámetros bacteriológicos: coliformes fecales (UFC/100ml) y coliformes totales (UFC/100ml).

**Tabla 1**

Puntos de muestreo del río Guayuriba

Código	Actividad antrópica asociada	Altitud (msnm)	Latitud (N)	Longitud (W)
GMB001	Referencia; sin influencia agroindustrial	916	4°12'30,137"	73°48'59,719"
GMN001	Con influencia agroindustrial: vertimientos de alcantarillado.	933	4°12'34,743"	73°48'48,645"
GM001	Con influencia agroindustrial: Anterior al punto están ubicadas piscinas para sedimentación de material extraído. Además de aguas de vertimientos de asentamientos humanos.	918	4°12'15,568"	73°48'36,107"
GM004	Con influencia agroindustrial: Trae vertimientos de asentamientos humanos.	553	4°3'4,831"	73°45'56,655"
GMS001	Con influencia agroindustrial: Vertimiento de actividades agropecuarias y de viviendas en la zona.	545	4°1'12,92"	73°46'11,366"
GM005	Con influencia agroindustrial: Vertimientos de actividad asociados a la producción porcícola, avícola y piscícola.	452	4°1'52,368"	73°41'31,07"
GM006	Con influencia agroindustrial: Vertimientos de asentamientos humanos.	334	4°0'1,822"	73°30'2,031"
GM007	Con influencia agroindustrial: Vertimientos de actividades de extracción de material de arrastre y aguas asociadas a actividades de explotación de hidrocarburos.	313	3°59'36,244"	73°28'14,26"
GM008	Con influencia agroindustrial: Vertimientos de actividades de extracción de material de arrastre y aguas asociadas a actividades de explotación de hidrocarburos.	296	3°59'18,908"	73°26'22,677"
GM009	Con influencia agroindustrial: Vertimientos asociados a cultivos de palma africana, papaya, arroz y plátano.	228	3°57'29,309"	73°16'15,324"
GM010	Con influencia agroindustrial: Sector con intensa actividad pesquera, con vertimientos de cultivos de palma y de asentamientos humanos.	187	3°54'58,156"	73°5'55,432"

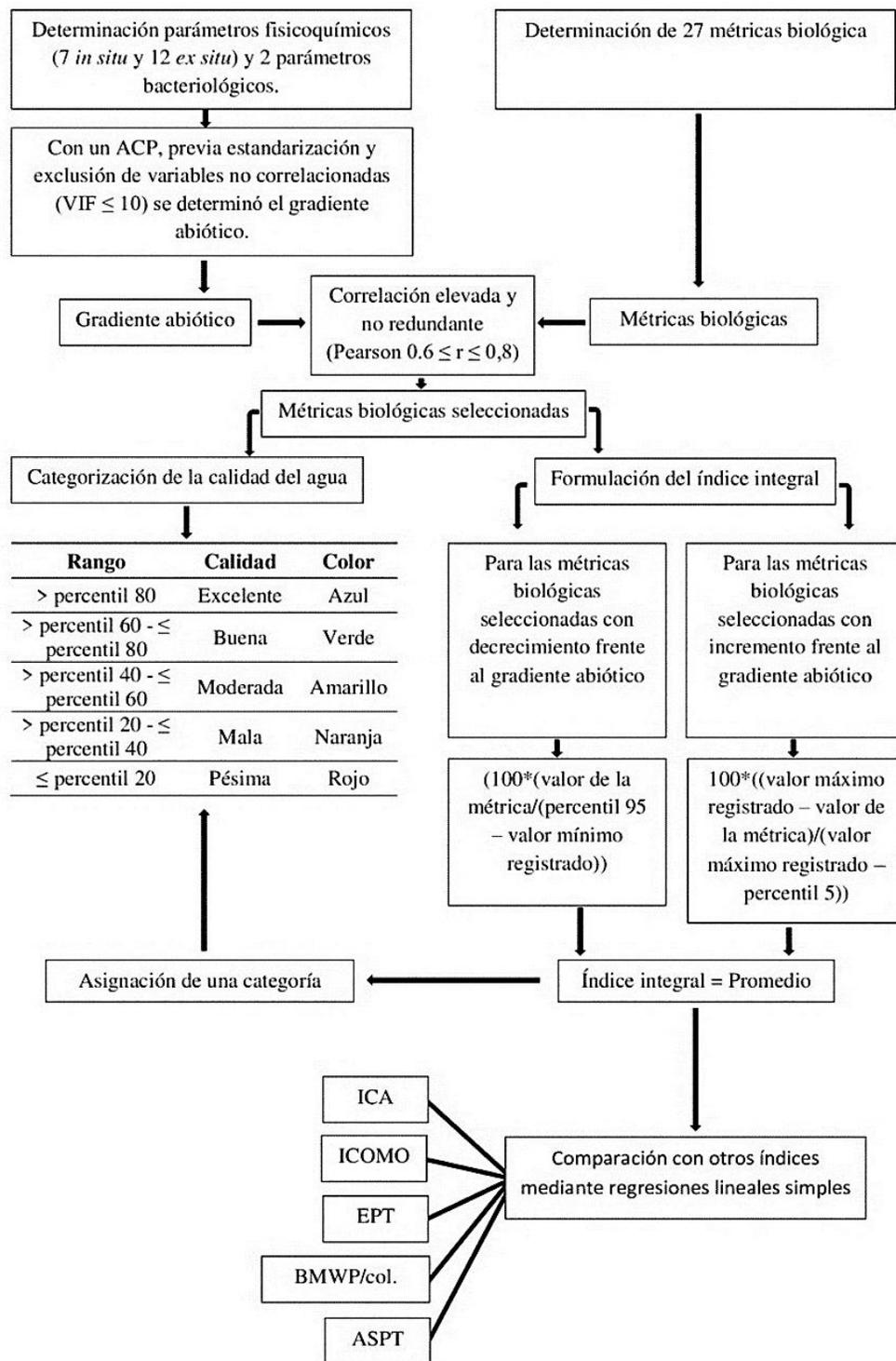


Figura 1. Flujograma de construcción del índice integral.

La toma de muestras se realizó en sentido contrario a la corriente del agua para disminuir la perturbación sobre el ambiente acuático y alterar el muestreo (Roldán & Ramírez, 2008). La colecta de los especímenes, se realizó mediante el empleo de una red Surber (250  $\mu\text{m}$  de luz de malla) la cual, se colocó parcialmente sumergida sobre el área seleccionada en contracorriente (Maroñas et al., 2010) donde se removió el sustrato durante 3 minutos. En

cada punto de muestreo, se tomó un total de 7 muestras que se depositaron en recipientes plásticos de 500 ml rotulados y conservadas en alcohol (70%). Adicionalmente para obtener mayor representatividad de macroinvertebrados se incluyó 1 muestra cualitativa por punto de muestreo mediante la colecta manual (Domínguez & Fernández, 2009).

### 2.3 Trabajo de laboratorio

Se separaron los macroinvertebrados del material inorgánico de la muestra con ayuda de un estereoscopio Olympus de 0.8 a 4.5X de aumento, y se identificaron los macroinvertebrados a nivel taxonómico de familia. Posteriormente fueron almacenados en tubos Eppendorf, con alcohol al 70% y debidamente etiquetados. La identificación de los especímenes se realizó con base a las claves taxonómicas de Domínguez et al. (2009), Rivera-Usmé et al. (2013), y consultas a especialistas para confirmar la identificación.

### 2.4 Desarrollo del índice integral

Se determinó el gradiente abiótico, que son las variables abióticas que pueden determinar variaciones de la comunidad lítica (Shiyun et al., 2017). Para ello, se hizo una modificación de la metodología propuesta por Touron-Poncet et al. (2014); en la que la totalidad de las variables abióticas medidas en todos los puntos de muestreo, fueron estandarizadas para que los datos sean comparables (Figura 1). A continuación, se realizó un ACP previa la exclusión de variables no correlacionadas mediante  $VIF \leq 10$  (R Development Core Team, 2016). El primer eje fue seleccionado como el gradiente abiótico, ya que explica el mayor porcentaje de varianza del ACP (Touron-Poncet et al., 2014).

Se determinaron 27 métricas biológicas de macroinvertebrados, indicadoras de calidad ecológica de ecosistemas lóticos (Prat et al., 2009, Rueda-Sevilla & Hernández-Villar, 2009). Abundancia; diversidad: Numero Efectivo de Familias (NEF) de orden 0, orden 1 y orden 2; características tróficas: % colectores, % detritívoros, % filtradores, % predadores y % raspador; movilidad: % caminador, % fijo al sustrato, % nadador y % reptador; composición: % EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera), % Chironomidae, % Ephemeroptera, % Plecoptera, % Trichoptera, % Coleoptera, % Odonata y % Diptera; tolerancia: EPT, Chironomidae, Ephemeroptera, Trichoptera, Coleoptera y Diptera.

Con el gradiente abiótico, se realizó una correlación de Pearson con las métricas biológicas y se seleccionaron aquellas métricas biológicas que presentaron una correlación elevada (Pearson  $r \geq 0,6$ ) (Helson & Williams, 2013). Posteriormente, con el objeto de minimizar la redundancia y simplificar la información obtenida de los análisis estadísticos, se realizó una correlación de Pearson entre las métricas biológicas seleccionadas anteriormente, y se excluyeron aquellas métricas biológicas correlacionadas que aportan alta redundancia (Pearson  $r \geq 0,8$ ) (Fierro et al., 2018).

Para las categorizaciones de la calidad agua; las métricas biológicas seleccionadas se estandarizaron entre 0 a 100, previa ponderación con el peso asignado por el gradiente abiótico; y se estableció cinco categorías de calidad del agua ( $\leq$  percentil 20: pésima;  $>$  percentil 20 y  $\leq$  percentil 40: mala;  $>$  percentil 40 y  $\leq$  percentil 60: moderada;  $>$  percentil 60 y  $\leq$  percentil 80: buena;  $>$  percentil 80: buena) (Arman et al., 2019).

A las métricas biológicas seleccionadas con decrecimiento frente al gradiente abiótico, se les aplicó la fórmula:  $(100 * (\text{valor de la métrica} / (\text{percentil 95} - \text{valor mínimo registrado})))$ ; y a las métricas con incremento frente al

gradiente abiótico, la fórmula:  $100 * ((\text{valor máximo registrado} - \text{valor de la métrica}) / (\text{valor máximo registrado} - \text{percentil 5}))$ ; el valor final del índice integral se obtuvo promediando los valores de las fórmulas de las métricas biológicas (Touron-Poncet et al., 2014).

Luego de desarrollar el índice integral (Figura 1), se procedió a comparar el índice desarrollado con los índices más utilizados para la determinación de la calidad de agua de ecosistemas lóticos: ICA e ICOMO (IANAS, 2019); EPT (Shiyun et al., 2017); BMWP/col. y ASPT (Álvarez, 2005). Para ello, se utilizó una regresión lineal, donde previamente los valores de calidad fueron normalizados en valores de rango 0 a 1 (Nguyen et al., 2014).

### 2.5 Análisis y procesamiento de datos

El análisis de componentes principales (ACP), Factor de Inflación de Varianza (VIF), correlación de Pearson y regresión lineal; se realizaron mediante el programa estadístico RWizard (versión 2,3), que es una versión activa de la comunidad R, (R Development Core Team, 2016).

## 3. Resultados y discusión

### 3.1 Determinación del gradiente abiótico

El Componente 1 explicó el 65,5% de la varianza acumulada; por ello, fue seleccionado como el gradiente abiótico, y estuvo representado por las variables abióticas: altitud, hierro total y oxígeno disuelto (Tabla 2).

Tabla 2

Ponderaciones de las variables del hábitat en el Componente 1 del ACP

Componente 1 = 0,655	Ponderación
Variables abióticas	
Altitud (msnm)	0,411
Hierro total (mg/L)	0,345
Oxígeno Disuelto (ppm)	0,329

La elección de las variables fisicoquímicas para determinar el gradiente de estrés influye en la composición del índice integral (Macedo et al., 2016). El uso del ACP para seleccionar las variables fisicoquímicas más representativas (valor de vector propio más grande) de los ejes ACP significativos es una alternativa más simple y poderosa, porque emplea un proceso objetivo para elegir métricas (Schoolmaster et al., 2012). Actualmente, este enfoque rara vez se ha utilizado en un contexto de biomonitoreo; no obstante, al igual que en nuestro estudio este método también demostró su eficiencia en otros estudios (Ertaş et al., 2022).

### 3.2 Selección de métricas biológicas

De un total de 27 métricas calculadas para cada uno de los puntos de muestreo, únicamente siete de ellas presentaron una correlación de Pearson  $r \geq 0,6$  con el gradiente abiótico; 2 métricas altamente correlacionadas entre sí ( $r \geq 0,8$ ) también fueron excluidas. Finalmente, las métricas seleccionadas fueron: NEF orden 2, % raspador, % nadador, tolerancia de Ephemeroptera y Trichoptera.

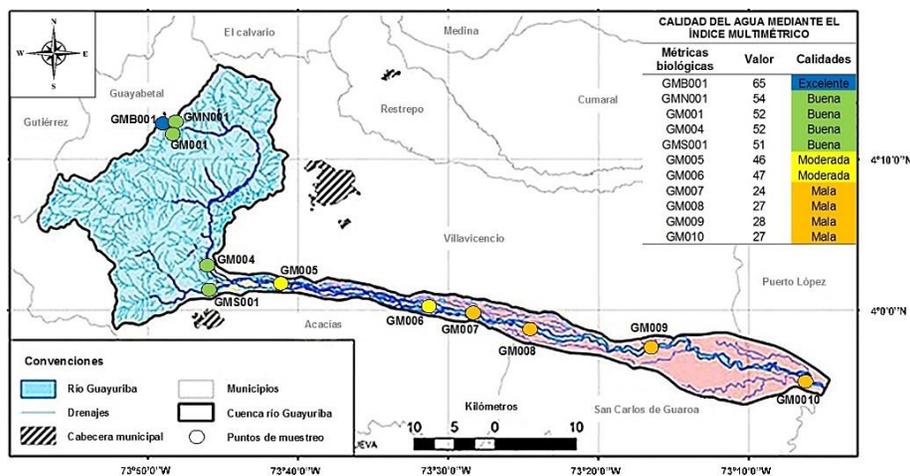
### 3.3 Diseño del índice integral

Mediante el uso de las cinco métricas seleccionadas, se realizó las categorizaciones de la calidad ecológica del agua (Tabla 4) y se desarrolló la fórmula de estandarización final (Tabla 5).

**Tabla 3**  
Métricas preseleccionadas y seleccionadas para la elaboración del índice integral

Métricas biológicas	Correlación al gradiente abiótico	Respuesta al gradiente abiótico
Abundancia	0,0	Incrementa
Diversidad	NEF orden 0	0,1
	NEF orden 1	0,2
	NEF orden 2*	0,6
Características tróficas	% Colectores	0,2
	% Detritívoros	0,2
	% Filtradores	0,5
	% Predadores	0,3
	% Raspador*	0,6
Movilidad	% Caminador	0,5
	% Fijo al sustrato	0,1
	% Nadador*	0,6
	% Reptador	0,0
Composición	% EPT	0,3
	% Chironomidae	0,4
	% Ephemeroptera	0,1
	% Plecoptera	0,5
	% Trichoptera	0,3
	% Coleoptera	0,0
	% Odonata	0,3
	% Diptera	0,3
Tolerancia	EPT	0,9
	Chironomidae	0,5
	Ephemeroptera*	0,7
	Trichoptera*	0,6
	Coleoptera	0,5
	Diptera	0,9

\*En color gris se destacan las métricas seleccionadas para el desarrollo del índice integral.



**Figura 2.** Mapa de calidad del agua para cada punto de muestreo.

El % de raspadores y nadadores en el desarrollo del índice integral tuvieron una respuesta importante con el gradiente abiótico. Estos grupos tróficos se caracterizan por aferrarse a sustratos de distintos tamaños para alimentarse (Hamada et al., 2019), de esa forma estos grupos tróficos representan, la heterogeneidad y la estabilidad del tipo de sustrato, que es de interés cómo medida de la variación ambiental (Saal et al., 2020).

La diversidad de macroinvertebrados es un buen indicador de calidad de agua, y posee mayor eficiencia cuando es incluido en índices integrales donde los macroinvertebrados se clasifican a nivel taxonómico de familia (Prat et al., 2009), de esta forma el número efectivo de familia de

orden 2, que es una forma de determinación de la diversidad está incluido dentro del índice integral desarrollado, ofreciendo el potencial de proporcionar criterios de diversidad para la evaluación de la calidad del agua (Villamizar et al., 2019).

**Tabla 4**  
Clasificación de la calidad del agua para cada rango de valores

Rango	Calidad	Color
≥ 63	Excelente	Azul
49 – 62	Buena	Verde
30 – 48	Moderada	Amarillo
22 – 29	Mala	Naranja
≤ 21	Pésima	Rojo

**Tabla 5**

Fórmulas de estandarización final de cada una de las métricas seleccionadas según su respuesta al gradiente abiótico

Métricas que incrementan con el gradiente abiótico	Percentil 5	Valor máximo	Fórmula, X = valor de la métrica
% Raspador	19	29	$100*((29-X)/10)$
% Nadador	12	43	$100*((43-X)/31)$
Métricas que disminuyen con el gradiente abiótico	Percentil 95	Valor mínimo	Fórmula, X = valor de la métrica
NEF orden 2	5,4	0,03	$100*(X/5,4)$
Tolerancia Ephemeroptera	0,3	0,10	$100*(X/0,2)$
Tolerancia Trichoptera	0,3	0,02	$100*(X/0,3)$

La tolerancia de Ephemeroptera y Trichoptera, son métricas que poseen organismos sensibles a varios tipos de perturbación (Gabriels et al., 2010; Couceiro et al., 2012), y que fueron adecuadamente integrados al índice integral para proporcionar información de la calidad del agua; ya que responden a las perturbaciones agroindustriales de una manera predecible.

### 3.4 Determinación de la calidad del agua mediante el índice integral

Al calcular el índice integral para el río Guayuriba, se registró que los once puntos de muestreo se encontraron distribuidos entre cuatro rangos de calidad (Figura 2). Este índice calificó con calidad excelente, el punto GMB001 (65); con calidad buena, los puntos GMN001.GM001, GM004 y GMS001 (54, 52, 52 y 51 respectivamente); con calidad moderada, los puntos GM005 y GM006 (46 y 47 respectivamente); y con calidad mala, los puntos GM007, GM008, GM009 y GM010 (24, 27, 28 y 27 respectivamente).

Los valores más altos del índice (excelente calidad), se obtuvieron en el punto de muestreo establecido como de referencia, situado en la zona más alta (GMB001), mientras que los valores más bajos (mala calidad) se obtuvieron en los puntos de muestreo de la zona baja (GM007, GM008, GM009, GM010) donde vertimientos de actividades de extracción de material de arrastre, aguas fósiles asociadas a actividades de explotación de hidrocarburos y vertimientos difusos asociados a cultivos de palma africana presentan su mayor magnitud.

Un aspecto importante en el desarrollo del índice integral para la evaluación de la calidad del agua es definir el punto de referencia (Macedo et al., 2016). La mayoría de los enfoques para la determinación del punto de referencia, utilizan criterios poco eficientes (Baptista et al., 2011); sin embargo, en nuestra investigación, el punto de referencia fue eficiente, ya que el índice integral pudo discriminar la calidad del agua, entre los puntos menos perturbados y más perturbados.

### 3.5 Comparación del índice integral con otros índices biológicos y fisicoquímicos.

Se observó que el índice integral desarrollado presentó el mayor coeficiente de regresión ajustado ( $R^2 = 0,87$ ), seguido por ASPT ( $R^2 = 0,79$ ), BMWP/col. ( $R^2 = 0,68$ ), EPT ( $R^2 = 0,61$ ), seguidos finalmente por los índices fisicoquímicos con menores coeficientes ICOMO ( $R^2 = 0,35$ ) e ICA ( $R^2 = 0,27$ ). Lo anterior sugiere que el índice integral fue de utilidad al detectar la mayor proporción de impactos sobre las comunidades de macroinvertebrados acuáticos, definiendo una evaluación más precisa de la calidad del río Guayuriba.

Desarrollar un índice integral podría representar una actividad un tanto más laborioso con respecto a solo el uso de índices fisicoquímicos y biológicos (Yorulmaz et al., 2021). Sin embargo, como se observó en este estudio el índice integral a diferencia de los otros índices, es una herramienta capaz de determinar eficientemente la integridad ecológica en una variedad de escalas espaciales con diferentes actividades agroindustriales.

Al igual que el índice integral desarrollado existen otros índices multimétricos como el índice biótico de macroinvertebrados (Li et al., 2021) e IMARBO (Vera-Sanches et al., 2020) que tienen también la ventaja de incluir de forma complementaria parámetros fisicoquímicos y biológicos; sin embargo, el índice integral propuesto en esta investigación incluye adicionalmente un parámetro de biodiversidad (número efectivo de familias de orden 2), esta capacidad del índice integral propuesto y de los multimétricos, demuestra la fortaleza que presentan estos índices para incluir parámetros de acuerdo a las particularidades propias de un ecosistema acuático con influencia agroindustrial en el que se requiere determinar la calidad del agua (Hernández-Mira et al., 2021).

## 4. Conclusiones

El índice integral reúne información de una variedad de medidas ecológicas que responden a la influencia agroindustrial de una manera predecible, y ofrece el potencial de ser una herramienta efectiva para monitorear y evaluar la calidad del agua; y es así como el índice integral desarrollado, pudo predecir variaciones en la comunidad de macroinvertebrados frente al gradiente abiótico del agua; y en la que los puntos de muestreo fueron clasificados en diferentes calidades. Finalmente, el índice integral presentó el mayor coeficiente de regresión ajustado, respecto a otros índices biológicos y fisicoquímicos.

### Agradecimientos

Los autores reconocen el apoyo financiero del Proyecto Concytec – Banco Mundial "Mejoramiento y Ampliación de los Servicios del Sistema Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación Tecnológica" 8682-PE, a través de su unidad ejecutora ProCiencia (contrato número 01-2018-FONDECYT/BM-Programas de Doctorados en Áreas Estratégicas y Generales).

Al Instituto de Ciencias Ambientales de la Orinoquia Colombiana (ICAOC), por haber proporcionado los datos ambientales y datos de las muestras de macroinvertebrados bentónicos del proyecto: "Identificación de alternativas de manejo ambiental de los ríos Guayuriba, Ocoa y caños Quenane y Quenanito de la cuenca alta del río Meta, basado en estrategias educativas, investigativas y de proyección social" del convenio marco de colaboración No. 5211592 suscrito entre la universidad de los Llanos y Ecopetrol 2012 - 2015".

## ORCID

M. Niño-de-Guzman Tito  <https://orcid.org/0000-0001-9350-6374>

J. M. Vásquez-Ramos  <https://orcid.org/0000-0003-1465-9407>

## Referencias bibliográficas

- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *Memorias del IV Simposio el agua en Andalucía. Siaga*, 2, 202-2013.
- Álvarez, L. (2005). *Metodologías para la utilización de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander von Humboldt*. Bogotá, Colombia.
- Arman, N., Salmiati, S., Said, M., & Aris, A. (2019). Development of macroinvertebrate-based multimetric index and establishment of biocriteria for river health assessment in Malaysia. *Ecological Indicators*, 104, 449-458.
- Baptista, D., Souza, R., Vieira, C., Mugnai, R., Souza, A., & Oliveira, R. (2011). Multimetric index for assessing ecological condition of running waters in the upper reaches of the Piabanha-Paquequer-Preto Basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Zoología*, 28(5), 619-628.
- Casatti, L., & Teresa, F. (2012). A multimetric index based on fish fauna for the evaluation of the biotic integrity of streams at a mesohabitat scale. *Acta Limnológica Brasiliensis*, 24(4), 339-350.
- Couceiro, S., Hamada, N., Forsberg, B., Pimentel, T., & Luz, S. (2012). A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators*, 18, 118-125.
- Domínguez, E., & Fernández, H. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos*. Fund. Miguel Lillo. San Miguel de Tucumán, Argentina.
- Ertas, A., Yorulmaz, B., & Sukatar, A. (2022). Comparative analysis of biotic indices for assessment of water quality of Balaban Stream in West Anatolia, Turkey. *Biología*, 77, 721-730.
- Fierro, P., Arismendi, I., Hughes, R., Valdovinos, C., & Jara-Flores, A. (2018). A benthic macroinvertebrate multimetric index for Chilean Mediterranean streams. *Ecological Indicators*, 91, 13-23.
- Forero, L., Longo, M., Ramírez, J., & Chalar, G. (2014). Índice de calidad ecológica con base en macroinvertebrados acuáticos para la cuenca del Río Negro (ICERN-MAE), Colombia. *Biología Tropical*, 62(2), 233-247.
- Gabriels, W., Lock, K., De Pauw, N., & Goethals, P. (2010). Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters*, 40, 199-207.
- Hamada, N., Nessimian, J., & Barbosa-Querino, R. (2019). *Insectos acuáticos na Amazonia brasileira taxonomía, biología e ecología*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Instituto Nacional de Pesquería de la Amazonia. Manaus-AM, Brasil.
- Helson, J., & Williams, D. (2013). Development of a macroinvertebrate multimetric index for the assessment of low-land streams in the neotropics. *Ecological Indicators*, 29, 167-178.
- Hernández-Mira, F., Rosas-Acevedo, J., Reyes-Umaña, M., Violante-González, J., Sigarreta-Almira, J., & Vakhania, N. (2021). Multimetric Index to Evaluate Water Quality in Lagoons: A Biological and Geomorphological Approach. *Sustainability*, 13, 4631.
- IANAS. (2019). *Calidad del agua en las américas riesgos y oportunidades*. Red interamericana de academias de ciencias. Ciudad de México, México.
- Jun, Y., Won, D., Lee, S., Kong, D., & Hwang, S. (2012). A multimetric benthic macroinvertebrate index for the assessment of stream biotic integrity in Korea. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9(10), 3599-3628.
- Li, Ruqiang Z., Jin Y., Qiuwen C., Mengnan H., & Jun W. (2021). A method to determine water quality categories based on biotic index of macroinvertebrates in the Yangtze River Delta. *Ecological Informatics*, 66, 101484.
- Macedo, D., Hughes, R., Ferreira, W., Firmiano, K., Silva, D., Ligeiro, R., & Callisto, M. (2016). Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. *Ecological Indicators*, 64, 132-141.
- Maroñas, M., Marzoratti, G., Vilches, A., Legarralde, T., & Darrigran, G. (2010). Guía para el estudio de macroinvertebrados II. Introducción a la metodología de muestreo y análisis de datos. *ProBiota*, 12, 1-34.
- Nguyen, H., Everaert, G., Gabriels, W., Hoang, T., & Goethals, P. (2014). A multimetric macroinvertebrate index for assessing the water quality of the Cau river basin in Vietnam. *Limnologia*, 45, 16-23.
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R., & Rieradevall, M. (2009). *Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas*. Fund. Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán, Argentina.
- R Development Core Team. (2016). *Introducción a R Notas sobre R: Un entorno de programación para Análisis de Datos y Gráficos*. [Versión 1.0.1].
- Rivera-Usme, J., Pinilla-Agudelo, G., & Camacho-Pinzón, D. (2013). Macroinvertebrate Trophic Groups in an Andean Wetland of Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 18(2), 279-292.
- Roldán, G., & Ramírez, J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical*. Fondo Editorial Universidad Católica de Oriente, Fondo Editorial Universidad Católica de Oriente. Antioquia, Colombia.
- Roldán, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de la academia colombiana de ciencias exactas, Físicas y naturales*, 40(155), 254-274.
- Rueda-Sevilla, J., & Hernández-Villar, R. (2009). *Atlas fotográfico de los invertebrados acuáticos de la cuenca del Río Júcar en la provincia de Albacete*. Instituto de estudios albacetences. Abastece, España.
- Saal, I., Bouchelouche D., Hamache C. et al. (2021). Evaluation of the surface water quality in the Kebir-Rhumel catchment area (northeast Algeria) using biotic indices and physico-chemical analyses. *Environ Sci Pollut Res*, 28, 46565-46579.
- Schoolmaster, D., Grace, J., & Schweiger, W. (2012). A general theory of multimetric indices and their properties. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(4), 773-781.
- Shiyun, C., Gong, Y., Wang, H., Zheng, J., Hu, J., & Dong, F. (2017). A pilot macroinvertebrate-based multimetric index (MMI-CS) for assessing the ecological status of the Chishui River basin, China. *Ecological Indicators*, 83, 84-95.
- Touron-Poncet, H., Bernadet, C., Compin, A., Bargier, N., & Céréghino, R. (2014). Implementing the Water Framework Directive in overseas Europe: A multimetric macroinvertebrate index for river bioassessment in Caribbean islands. *Limnologia*, 47, 34-43.
- Vera-Sánchez, D., & Pinilla-Agudelo. (2020). Aproximación preliminar a un índice multimétrico de macroinvertebrados (IMARBO) para evaluar el estado ecológico de ríos de las cuencas alta y media del río Chicamocha en Boyacá, Colombia. *Gestión y Ambiente*, 23(1), 37-55.
- Villamizar, M., Arenas, R., Gamarra, Y., Cerón, A., Restrepo, R., & Bernal, J. (2019). Calidad de agua de la quebrada Mamarramos. Santuario de Flora y Fauna Iguaque, Colombia. *Tecnología y ciencias del agua*, 10(6), 90-116.
- Yorulmaz, B., & Ertas, A. (2021). Water quality assessment of Selendi Stream and comparative performance of the indices based on benthic macroinvertebrates and physicochemical parameters. *Biología*, 76, 2599-2607.