

Índices de calidad, estructura comunitaria y diversidad funcional: ¿cuál aproximación permite una mejor caracterización de la calidad ambiental en ríos de la serranía suroccidental?

Un análisis con datos de macroinvertebrados bentónicos en ríos de Moquegua

Quality, community structure, and functional diversity indexes: which approach allows a better characterization of the environmental quality in rivers of the southwestern highlands? An analysis with benthic invertebrate data from Moquegua's rivers

^{1,a}Josué Pumasupa

^{1,b}Yarina Flores

^{1,c}Syntia Huisa

^{1,d}Dayana Condori

^{1,e}María Centeno

^{1,f}Tonantzin Valdez

^{1,2,g}Alex Yaja

ARTÍCULO ORIGINAL

¹ Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, Semillero en Limnología, Facultad de Ciencias. Tacna, Perú.

² Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, Herbario Takana, Facultad de Ciencias. Tacna, Perú.

Correspondencia:

yfloresr@unjbg.edu.pe

^aORCID: 0000-0002-8040-5547

^bORCID: 0000-0002-6319-731X

^cORCID: 0000-0002-2290-5068

^dORCID: 0000-0002-6808-2159

^eORCID: 0000-0003-0608-3575

^fORCID: 0000-0003-4461-9473

^gORCID: 0000-0001-9996-6582

Palabras clave: Indicadores ambientales, índices bióticos, macroinvertebrados

Keywords: Environmental indicators, biotic indices, macroinvertebrates

Información adicional

Presentado: 13/06/2021

Aprobado: 25/06/2021

RESUMEN

El objetivo de este trabajo consistió en comparar diferentes aproximaciones que permitan una mejor caracterización de la calidad ambiental, utilizando macroinvertebrados bentónicos como indicadores en ríos de la serranía suroccidental. El estudio se desarrolló con datos de los monitoreos de hidrobiología del Proyecto Quellaveco entre los años 2013-2015, con los que se obtuvieron índices de calidad (ABI, EPT, IMEERA y SVAP), índices de estructura comunitaria (Shannon, Simpson, N de la serie de Hill y Pielou) e índices de diversidad funcional (riqueza, diversidad, disimilaridad y equidad funcional, y Q de Rao). Los resultados de los análisis multivariados mostraron que los índices de diversidad funcional, el índice de Simpson e IMEERA tienen representatividad significativa en las unidades de estudio. Se concluye que los índices de diversidad funcional pueden ser índices alternativos a los tradicionales y de calidad ambiental, además la caracterización del ecosistema basado en la cantidad de especies y su abundancia en una comunidad, o los rasgos funcionales que abarcan, son insuficientes para explicar completamente la calidad de un ecosistema.

ABSTRACT

The objective of this work was to compare different approaches that allow a better characterization of the environmental quality using benthic macroinvertebrates as indicators in rivers of the southwestern highlands. The study was developed with data from the hydrobiology monitoring of the Quellaveco Project between the years 2013-2015, with which we obtained quality indices (ABI, EPT, IMEERA and SVAP), community structure indices (Shannon, Simpson, N1 of the Hill and Pielou series) and functional diversity indices (richness, diversity, dissimilarity and functional equity, and Rao's Q). The results of the multivariate analyzes showed that the rates of functional diversity, Simpson's index and IMEERA have significant representativeness in the study units. We concluded that functional diversity indices can be alternative to traditional and environmental quality indices, in addition to characterizing the ecosystem based on the number of species and their abundance in a community, or the functional features they cover, are insufficient to fully explain the quality of an ecosystem.

INTRODUCCIÓN

Los macroinvertebrados bentónicos son ampliamente utilizados en la evaluación del estado de ambientes fluviales, debido a que presentan una alta sensibilidad a los cambios ambientales (Roldán-Pérez, 2016; Tutu & Grover, 2017; Wolfram *et al.*, 2012). Asimismo, su muestreo es económico, relativamente sencillo y cuentan con una taxonomía bastante bien definida, brindando resultados rápidos y precisos que se encuentran relacionados con la calidad de identificación taxonómica (Chu & Karr, 2017).

Los índices basados en comunidades bióticas producen información y criterios que se expresan numéricamente para evaluar alteraciones en el ambiente, teniendo su base en el concepto de integridad biológica (Roldán-Pérez, 2016). Los índices de calidad se construyen en base a criterios de sensibilidad o tolerancia de los organismos que por lo general se relacionan con actividades antrópicas, entre ellos el aumento de metales (e.g. minería), variación de la cantidad de sólidos en suspensión (e.g. construcción), variación en la cantidad de nutrientes (e.g. agricultura), entre otros (Acosta *et al.*, 2009; Bady *et al.*, 2005; Ríos-Touma *et al.*, 2014). Por otro lado, los índices comunitarios utilizan la riqueza de una determinada zona y sus patrones de equidad, permitiendo realizar estimaciones a partir de sus abundancias y conocer su representatividad (Cruz *et al.*, 2017; Moreno, 2001).

Por otro lado, los índices que cuantifican el aspecto funcional de la biodiversidad son esenciales para comprender las relaciones entre el componente biológico, el funcionamiento del ecosistema y disponibilidad de recursos (Mouchet *et al.*, 2010). La diversidad funcional puede actuar como un indicador de los procesos que gobiernan el ensamblaje de la comunidad, el impacto de las perturbaciones ambientales u otros factores (Cadotte *et al.*, 2011; Diaz *et al.*, 2007). Estos índices se miden mediante la relación de los rasgos funcionales de los organismos con las propiedades a nivel de ecosistema (procesos biológicos, geoquímicos y físicos), permitiendo inferir cambios en los procesos del ecosistema en función de los cambios en la composición de la comunidad (Hillebrand & Matthiessen, 2009; Schmera *et al.*, 2017). Las estimaciones y el registro efectivo de la riqueza, en la que se basan de manera importante los índices de calidad y comunitarios, dependen en gran medida del esfuerzo de muestreo, a mayor esfuerzo la representación es más ajustada a la realidad por efecto de la ralentización en la curva de acumulación (Bady *et al.*, 2005). Esto también puede afectar a la diversidad funcional, según Schmera *et al.* (2017), la mayoría de los estudios muestran una relación positiva entre la diversidad de taxones y la diversidad funcional. Sin embargo, Heino (2008) demuestra que la diversidad funcional se correlaciona con algunas, pero no todas las medidas de biodiversidad. Esta asociación ligera de la diversidad funcional con la riqueza de especies o los índices comunitarios se debe al hecho de que los atributos funcionales estarían (teóricamente) más homogéneamente distribuidos en la comunidad.

En los ríos Andinos, por lo general, existe una riqueza media de taxones de macroinvertebrados; sin embargo, los grupos Baetidae, Leptophlebiidae, Gripopterygidae, Simuliidae, Chironomidae y Oligochaeta se encuentran representados de manera abundante (Acosta *et al.*, 2009; Molina *et al.*, 2008). Esto se debe a diversos factores que reducen la habitabilidad del medio, como la gradiente altitudinal, la mineralización, las bajas temperaturas, o los niveles de estrés hidráulico (García, 2016). Los ríos altoandinos tropicales que se distribuyen en los Andes del Norte (Ecuador) y los Andes Centrales (Perú) presentan diferencias en la mineralización, siendo más elevados los valores de conductividad en las zonas del sur debido a la geología y geomorfología propia de cada zona (Villamarín, 2012).

En las áreas andinas a lo largo de amplios gradientes geográficos, geológicos, geomorfológicos, ecológicos y de ocupación humana, los niveles de tolerancia o sensibilidad establecidos para organismos acuáticos no necesariamente son uniformes. Por lo tanto, los puntajes obtenidos con los índices de calidad o los índices comunitarios pueden no reflejar adecuadamente la calidad del ecosistema y el comportamiento de la comunidad ante diferentes tipos de agentes estresantes. Los análisis fisicoquímicos fueron históricamente utilizados para evaluar la calidad del agua. Sin embargo, actualmente se valora la importancia de su complementariedad con la biología al existir un intercambio cíclico de materia y energía entre los organismos y su ambiente (Roldán-Pérez, 2016). En los estudios de calidad de agua, las especies no pueden ser clasificadas únicamente por sensibilidad, es necesario complementarlo con otras características, conociendo su desempeño en el funcionamiento del ecosistema.

A pesar de la importancia del tema, no existe un consenso sobre cómo cuantificar la calidad ambiental y funcionamiento de una comunidad, no se han establecido relaciones entre los distintos índices utilizados con este objetivo. Es por ello que el presente trabajo tiene como objetivo comparar diferentes aproximaciones para evaluar la calidad ambiental en ríos de la serranía suroccidental contrastando los índices de calidad, comunitarios y de diversidad funcional.

METODOLOGÍA

Área de estudio

Ubicadas a aproximadamente 40 Km al Noreste de la región de Moquegua, entre los 3100 y 4300 m s. n. m. se encuentran las instalaciones del Proyecto Quellaveco, una operación minera de gran envergadura que cuenta con permisos ambientales y sociales, y que se encuentra en fase de construcción. La zona de estudio presenta un relieve abrupto, semiárido, y de altas pendientes, con época de lluvia en los meses de diciembre a marzo y época seca de abril a noviembre. Los datos que se usaron forman parte de información de acceso público correspondiente a los monitoreos del Proyecto Quellaveco para los años 2013, 2014 y 2015 (Cuarta MEIA Proyecto Quellaveco, Anglo American Quellaveco, 2015). Se cuentan 32 estaciones de muestreo distribuidas tanto en el área de operaciones como en el área de abastecimiento (Figura 1). En el área de operaciones (1753 - 4131 m s. n. m.) se encuentran las estaciones MQ-1 en el río Moquegua, TUM-1 y TUM-3 en el río Tumilaca, COS-2 y COS-1 en el río Coscore, P-12, P-11 y AS-1 en el río Asana, CAP-3 y CAP-1 en el río Capilune, CH-3 en la quebrada Charaque, ALT-4 en la quebrada Altarani, COR-1 y COR-2 en la quebrada Cortadera, T-TRT-2 quebrada afluente del río Torata, y en el área de abastecimiento (3500 – 4544 m s. n. m.) CORA-1 en el río Coralaque, VIZ-0, VIZ-1, VIZ-2, VIZ-4, VIZ-5 aguas debajo de Vizcachas, VIZ-3 y PGB-1 aguas arribas de Vizcachas, TIT-2, TIT-3 en el río Titire y QCH-1, en la quebrada Chilota, CHL-8 en el río Chilota. CHIN-1, en el río Chincune, CAL-1 en el río Calasaya, CHI_3 y CHI-1 en el río Chilota, CHR-1 en la quebrada Chincune, HUA-1, HUA-2 en el río Calasaya y HUA-4 en la quebrada Huachunta (Cuarta MEIA Proyecto Quellaveco, Anglo American Quellaveco, 2015).

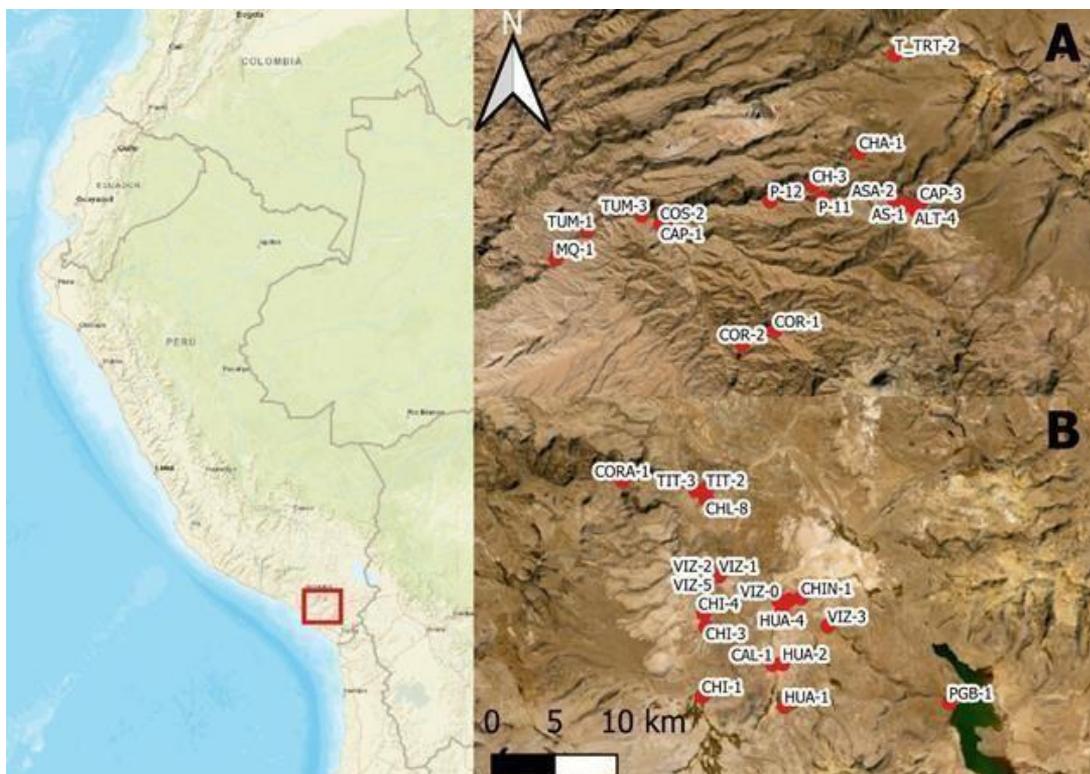


Figura 1. Mapa de ubicación de los sitios de monitoreo (32) al noreste de la región Moquegua. Nota: A. área de operaciones; B. área de abastecimiento.

Protocolo de Evaluación Visual de Ríos (Stream Visual Assessment Protocol, SVAP)

El protocolo de evaluación visual de ríos (SVAP) está orientado a la evaluación de la calidad del hábitat fluvial, en base a las condiciones físicas y ecológicas de un cuerpo de agua de manera cualitativa, así como el potencial que presenta para el desarrollo de las comunidades acuáticas (U.S. Department of Agriculture, 2009). El protocolo utilizado en el monitoreo hidrobiológico del proyecto Quellaveco (2013-2015) es una adaptación original a las condiciones del territorio peruano que considera trece criterios de evaluación: (1) condición de canal, (2) evidencia de alteración hidrológica, (3) condiciones de la zona ribereña, (4) extensión de la cobertura vegetal ribereña, (5) Calidad de la vegetación ribereña, (6) Cobertura del canal, (7) Apariencia del agua, (8) Enriquecimiento por nutrientes, (9) presencia de estiércol o desechos humanos, y (10) presencia de estanques, (11) Presencia de barreras para organismos acuáticos, (12) Complejidad del hábitat para organismos acuáticos, (13) Incrustamiento/cobertura del sustrato en rápidos. Cada uno de los criterios presenta un puntaje que califica desde malas hasta excelentes condiciones del hábitat físico. El valor final del SVAP, producto de la sumatoria del total de puntuaciones dividido entre el número de criterios evaluados, indica el estado de conservación del tramo evaluado.

Índices de Calidad

Ephemeroptera, plecoptera, trichoptera (EPT)

El índice EPT considera la abundancia de tres órdenes de macroinvertebrados sensibles a los contaminantes fisicoquímicos: Ephemeroptera con mayor tolerancia a la contaminación, Trichoptera con tolerancia media y Plecoptera que no tolera la contaminación (Bueñaño *et al.*, 2018; Kitchin, 2005). Estos órdenes contienen especies que reflejan la calidad del agua por ser organismos intolerantes a efectos de perturbación natural y antropogénica (Metcalf-Smith, 1994). El índice EPT se calcula dividiendo el número de individuos de los órdenes Ephemeroptera, Trichoptera y Plecoptera por el número total de macroinvertebrados capturados, y se expresa en porcentaje en donde los valores más altos significan aguas más oxigenadas y limpias (Carrera & Fierro, 2001).

Índice biótico andino (Andean Biotic Index, ABI)

El índice biótico andino evalúa la calidad biológica de los ríos altoandinos empleando macroinvertebrados bentónicos (Alomía *et al.*, 2017), a través de la asignación de valores de sensibilidad a la contaminación a cada familia. De esta manera, al encontrar una cantidad específica de familias, el valor final de este índice será la sumatoria de los valores de sensibilidad de cada una de ellas (Rosero & Fossati, 2009). Este índice es una adaptación del BMWP (Biological Monitoring Working Party) para ríos de la zona de los andes con altitudes mayores a 2000 m s. n. m., y cuenta con una lista taxonómica específica para ríos de los Andes Centrales (Pimentel, 2014; Ríos-Touma *et al.*, 2014).

Índice multimétrico del estado ecológico de ríos altoandinos (IMEERA)

El IMEERA fue propuesto por Villamarín (2012), este índice es sensible a cambios en las características fisicoquímicas e hidromorfológicas. IMEERA considera como métricas (i) el número de taxones EPT, (ii) % trepadores, (iii) % fijadores, (iv) taxones de familias intolerantes, (v) % familias intolerantes, (vi) taxones totales y (vii) ABI. Los índices multimétricos congregan en una única medida la variabilidad funcional y estructural de los componentes bióticos de los ecosistemas de ríos. Estos priorizan las métricas que dieron una mejor respuesta a las presiones del medio ambiente, proporcionando un resultado confiable frente a la perturbación humana (González & Córdova, 2017).

Índices Comunitarios

Shannon

El índice de Shannon refleja la heterogeneidad de una comunidad sobre la base de dos factores: el número de especies presentes y su abundancia relativa (Pla, 2006).

Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores entre 0, cuando se presenta una única especie y el logaritmo del número de especies, cuando todas las especies son representadas por el mismo número de individuos (Moreno, 2001).

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

Donde:

H': Índice de diversidad de Shannon

pi: Proporción de individuos o abundancia relativa en la i-ésima especies

s: número de especies registradas en la muestra.

Simpson

Manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes (Moreno, 2001).

$$D = \sum_{i=1}^s p_i^2$$

Serie de Hill

Es una serie de números que permiten calcular el número efectivo de especies en una muestra, es decir, una medida del número de especies cuando cada especie es ponderada por su abundancia relativa (Hill, 1973; Magurran, 1988).

$$N_1 = base^{H'}$$

Pielou

El índice de Pielou evalúa la uniformidad de la abundancia relativa de las especies proveniente del índice de Shannon (Magurran, 1988). Adquiere valores entre 0 y 1, el 0 indica la ausencia de uniformidad y el número 1 señala que todas las especies son igualmente abundantes (Martella et al., 2012).

$$J' = \frac{H'}{\ln S}$$

Donde J' es el índice de Pielou, H' el índice de Shannon y S la riqueza de especies

Índices de diversidad funcional

Riqueza funcional (Fric)

Identifica las especies con valores extremos de los rasgos y luego estima el volumen del cuerpo en el espacio multivariado a nivel estadístico, siendo independiente de la abundancia (Pla et al., 2011; Villéger et al., 2008).

Divergencia funcional (*Fdiv*)

Muestra cómo se distribuyen las abundancias de las especies, mide la distribución de los rasgos en un espacio multivariado. Permite averiguar si las especies cuyos rasgos se encuentran más cerca del centro de gravedad del espacio funcional, donde los rasgos actúan como coordenadas, son las más abundantes. Este centro de gravedad se calcula sin tener en cuenta las abundancias relativas de las especies (Mason & Mouillot, 2013; Mouchet *et al.*, 2010; Villéger *et al.*, 2008).

$$FDiv = \frac{\Delta d + \underline{dG}}{\Delta|d| + \underline{dG}}$$

La inclusión de \underline{dG} en el numerador y el denominador asegura que el índice se exprese en el intervalo [0,1] cuando se usa la distancia euclidiana, debido a que Δd está cortada entre \underline{dG} y $\Delta|d|$.

Equidad funcional (*FEve*)

Mide la regularidad con que las especies se distribuyen en el espacio de los rasgos, considerando su abundancia. La diversidad de una comunidad raramente estará distribuida igual. Por ello, es importante analizar el grado de uniformidad de la comunidad para averiguar en qué grado la comunidad es más o menos homogénea (Mouchet *et al.*, 2010; Pla *et al.*, 2011; Villéger *et al.*, 2008).

$$FEve = \frac{\sum_{b=1}^{S-1} \min \left(PWE_b \frac{1}{S-1} \right) - \frac{1}{S-1}}{1 - \frac{1}{S-1}}$$

El valor FEve variará entre 1, equidad completa y 0 carente de equidad. FEve no se ve afectada por la riqueza de especies. Cuanto mayor sea su abundancia, mayor será el peso funcional de la especie dentro del análisis.

La entropía cuadrática de Rao (*Q*, Botta-Dukát 2005)

El índice de diversidad funcional *Q* de Rao se deriva de la teoría de la entropía y se expresa como una forma cuadrática usando la abundancia relativa de las especies como ponderador. Para su cálculo se requiere tener una medida de distancia entre especies en el espacio de los rasgos, por ejemplo, la Euclídea:

$$d_{ij} = \sum_{t=1}^T (X_{ti} - g_t)^2$$

Y estimar Rao como:

$$Q = \sum_{i=1}^{s-1} \sum_{j>1}^s d_{ij} w_i w_j = \frac{1}{2} w_j D w_j$$

Donde *S* el número de especies, d_{ij} es la distancia entre la *i*-ésima y la *j*-ésima especie y W_i es la frecuencia relativa de la *i*-ésima especie. En notación matricial, *D* es la matriz de distancia con elementos d_{ij} y *W* es un vector con las frecuencias relativas W_i (Mouchet *et al.*, 2010; Pla *et al.*, 2011; Villéger *et al.*, 2008)

Dispersión funcional (FDis)

Es la distancia promedio de cada especie al centroide de la comunidad de los rasgos, teniendo en cuenta la abundancia para el cálculo del centroide ponderado. Describe el grado de heterogeneidad de los rasgos funcionales de una comunidad.

$$FDis = \sum_{i=1}^S w_i Z_i$$

Siendo w_i la abundancia relativa de la i -ésima especie, y Z_i el valor del t -ésimo atributo de la i -ésima especie y S el número total de especies. El centroide es el punto en el espacio de los rasgos con coordenadas $c = c_1 c_2 \dots c_t$. Este procedimiento traslada la posición del centroide hacia las especies con mayor abundancia y pondera la distancia individual de cada especie por su abundancia relativa. Se ha sugerido que las comunidades con una sola especie deben tener un FDis igual a cero, pero no existe un límite superior para este índice (Pla *et al.*, 2011).

Análisis de datos

Para el análisis de datos, se utilizaron una serie de técnicas estadísticas destinadas a identificar la medida en la que los diferentes índices comparados responden a las condiciones de conservación del hábitat fluvial. En principio se aplicó un análisis de correlación de Spearman, para identificar cuáles de los índices contrastados presentan un comportamiento similar, y pueden constituir únicamente información redundante en el análisis de datos (Legendre & Legendre, 2012). A continuación, se utilizó un análisis de disimilaridad con el objetivo de discriminar patrones de homogeneidad o heterogeneidad en la asignación de valores para cada uno de los índices entre muestras. Para esto se calculó la matriz de distancias mediante el índice de disimilaridad de Canberra y el dendrograma se construyó aplicando el enlace promedio ponderado entre grupos (Shahbaba, 2012). Con los resultados anteriores, y en base a la selección de variables no redundantes, se aplicó un análisis de componentes principales (ACP) para identificar cuáles serían los índices más influyentes en la organización de las muestras (Lakicevic *et al.*, 2020). Por último, se aplicó un análisis de correlación de Pearson en base a las funciones de densidad de Kernell de las variables seleccionadas mediante los pasos anteriores, con el objetivo de identificar cuáles son los índices que mejor explican el estado de conservación del medio (Borcard *et al.*, 2011).

RESULTADOS

Correlación entre variables estimadas

Se calculó el valor de correlación entre índices, con la finalidad de evaluar cuales se correlacionan mejor y entender las relaciones entre variables. Los valores de los índices de calidad ambiental basados en la composición biológica (ABI, IMEERA y EPT) indican que la zona estudiada tiene una calidad entre moderada a buena, y entre todos ellos hay una fuerte correlación positiva ($r = 0.84 - 0.89$). La matriz de correlación (Figura 2) muestra que los índices de diversidad funcional Fric, Fdis y Q de Rao se correlacionan bastante bien con los índices de calidad ABI, IMEERA y EPT ($r = 0.25 - 0.50$), a comparación de los índices tradicionales, en los que solo el número 1 de Hill (N1) obtuvo una correlación alta ($r = 0.50 - 0.61$) y el índice de Pielou (J) una correlación baja ($r = 0.20 - 0.30$). Por otro lado, los índices de diversidad funcional Feve y Fdiv, al igual que los índices tradicionales Simpson (D) y Shannon (H'), tuvieron correlaciones muy bajas con los índices de calidad ABI, IMEERA y EPT.

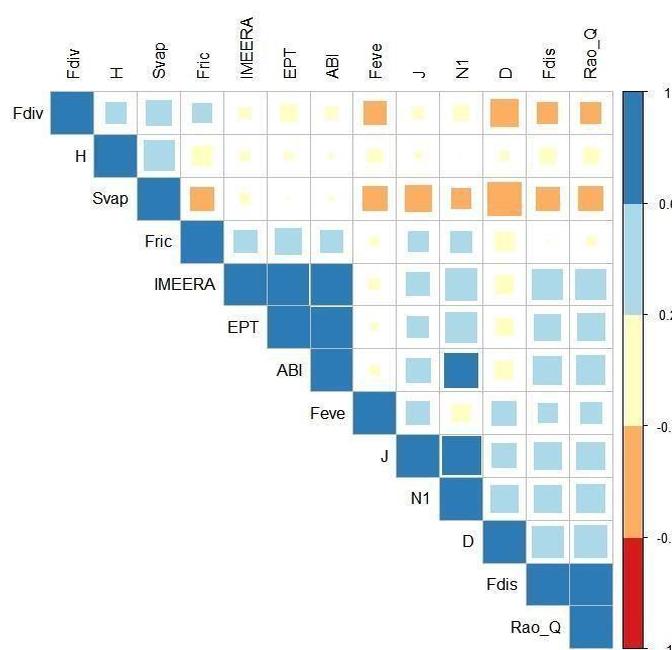


Figura 2. Gráfico de correlación entre los diversos índices.

En lo que respecta al índice de calidad del hábitat físico (SVAP), este muestra correlaciones positivas con el índice de Shannon (H') y el índice de diversidad funcional Fdiv (coeficiente de correlación de 0.48 y 0.31 respectiva (ambos estadísticamente significativos con un $p < 0.01$). El resto de los índices comunitarios (J', N1 y D) y de diversidad funcional (Fric, Feve, Fdis y Q de Rao) se correlacionan con SVAP de manera negativa, aunque su correlación no contiene valores muy altos (entre -0.20 a -0.59).

La correlación entre los índices de diversidad tradicionales y los índices de diversidad funcional fueron en su mayoría coeficientes de correlación positivos bajos-medios ($r = 0.17 - 0.57$) a excepción de H' y Fdiv. Estos últimos mostraron correlaciones muy bajas (entre -0.04 a 0.12) y correlaciones bajas (entre -0.26 a 0.31), respectivamente.

Análisis de disimilaridad

En base al análisis de disimilaridad, se formaron cinco grupos considerando un nivel de disimilaridad arbitraria de 5.5 unidades en el índice de Canberra. Los grupos están definidos en función a las variables de calidad ambiental, índices de estructura comunitaria e índices de diversidad funcional. Se aprecia un

agrupamiento en el cual se segregan claramente las estaciones con mayor estado de conservación del hábitat físico (SVAP) en el primer grupo, en el segundo grupo valores altos del estado ecológicos relacionado IMEERA, y el último grupo presenta valores variados alternados con los índices Fdis, Q de Rao, Feve, Fdiv, D y J (Figura 3).

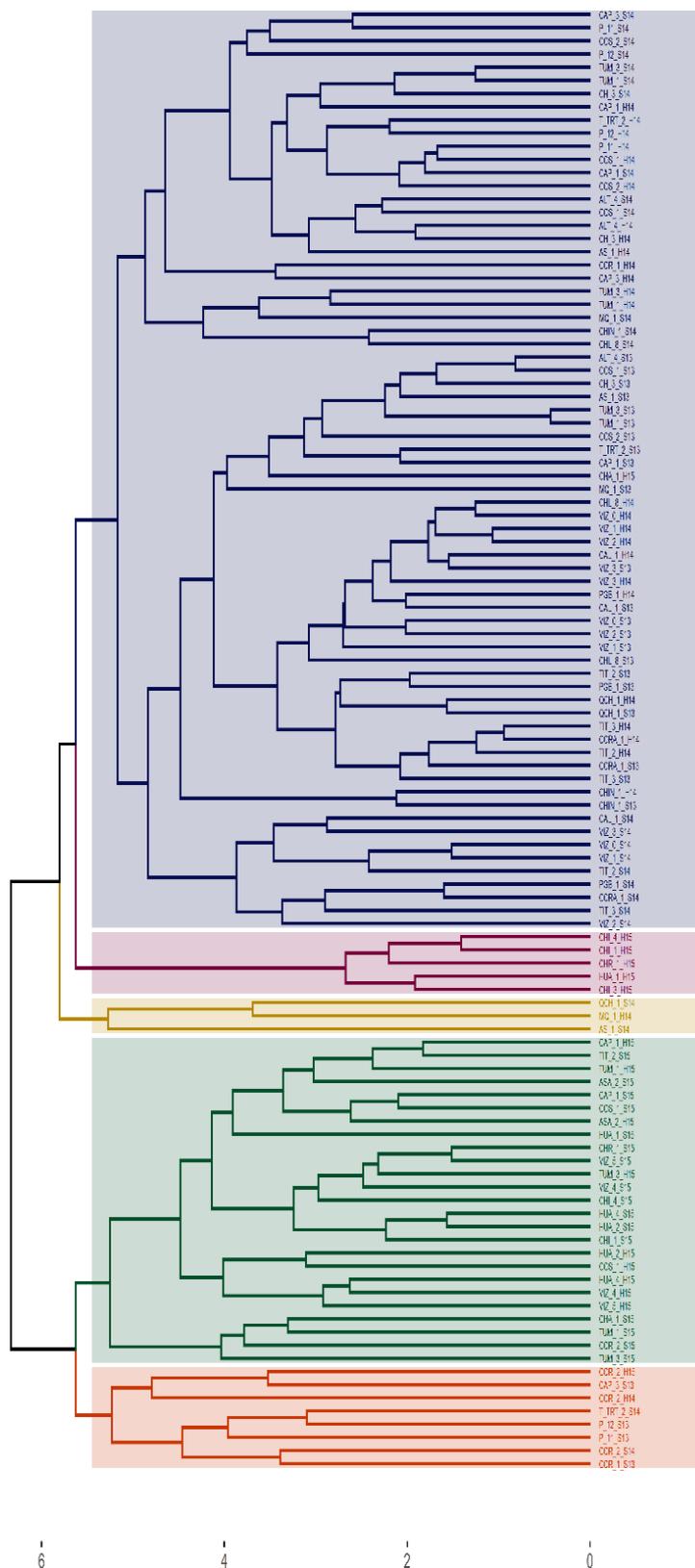


Figura 3. Dendrograma de disimilitud entre las estaciones de muestreo

Identificación de los índices que mejor explican la organización de la comunidad

El análisis de correlación de todos los índices sirvió para establecer arbitrariamente un valor umbral de r igual a 0.7. En base a este, seleccionamos las variables relevantes según su complejidad, ya que los índices que comparten valores mayores al 70% podrían estar asociados con funciones similares para la descripción e interacción de un ecosistema. Una vez seleccionado los índices, se realizó el análisis de componentes principales. Se obtuvo (Tabla 1) el 64.9% de información de la matriz subdividida en los componentes 1 (30.9%), 2 (18.9%) y 3 (15.1%) con valores propios de 2.5, 1.5 y 1.2 respectivamente. Los índices mejor representados según el componente 1 fueron Q de Rao (0.82), el índice de Simpson (0.78) y el índice de Pielou (0.78); mientras que en el componente 2 corresponden al Fdiv (0.70) e IMEERA (0.62); por último, en el componente 3, fueron el índice de Shannon (0.74), FRic (-0.71) y Q de Rao (0.33).

Tabla 1

Valores propios y correlación de los índices con los tres componentes principales

	Comp.1	Comp.2	Comp.3
Valor propio	2.5	1.5	1.2
% de varianza	30.9	18.9	15.1
Varianza acumulada	30.9	49.8	64.9
Correlaciones			
H'	-0.13	0.37	0.74
D	0.78	-0.22	0.02
J'	0.65	0.23	-0.10
IMEERA	0.51	0.62	0.12
Fric	0.28	0.44	-0.71
Fdiv	-0.40	0.70	-0.12
Feve	0.51	-0.42	-0.06
Rao Q	0.82	0.16	0.33

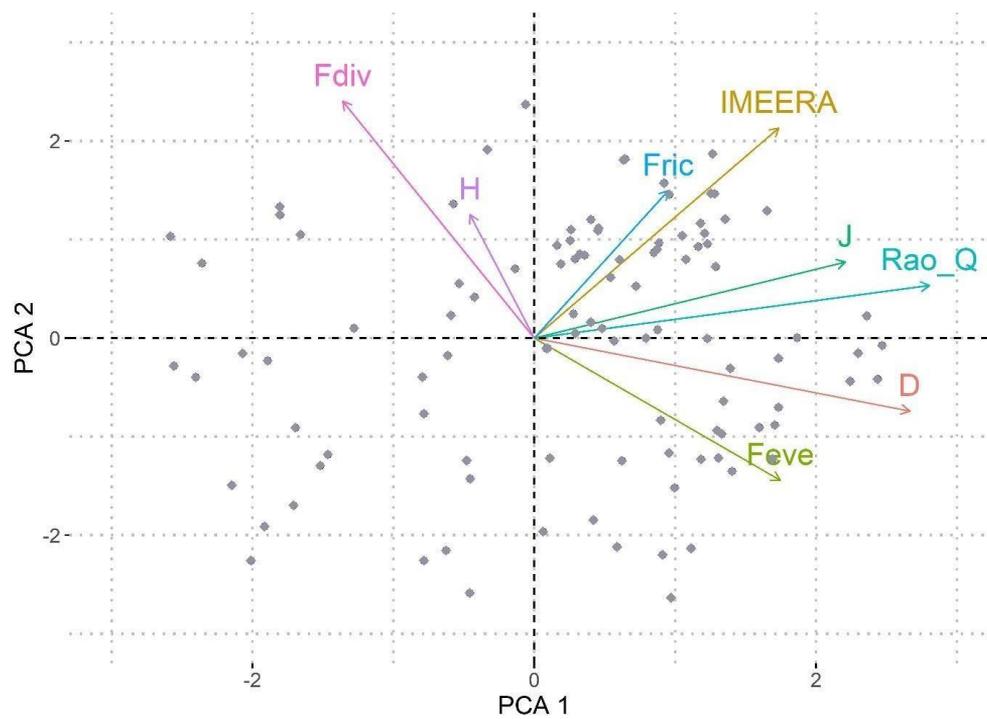


Figura 4. Análisis de componentes principales (PCA) en base a los datos de los índices estimados

Densidad y Correlación de Pearson

En la parte superior de la Figura 5 se visualizan los valores de correlación de Pearson, en la diagonal la curva de densidad de cada índice y en la parte inferior los gráficos de dispersión de las correlaciones. Los coeficientes de correlación más relevantes fueron Simpson con Q de Rao ($r = 0.57$) y SVAP ($r = -0.54$); IMEERA con Q de Rao ($r = 0.53$); Fdiv con D ($r = -0.34$) y SVAP ($r = 0.32$); Q de Rao con IMEERA ($r = 0.53$) y SVAP ($r = -0.33$).

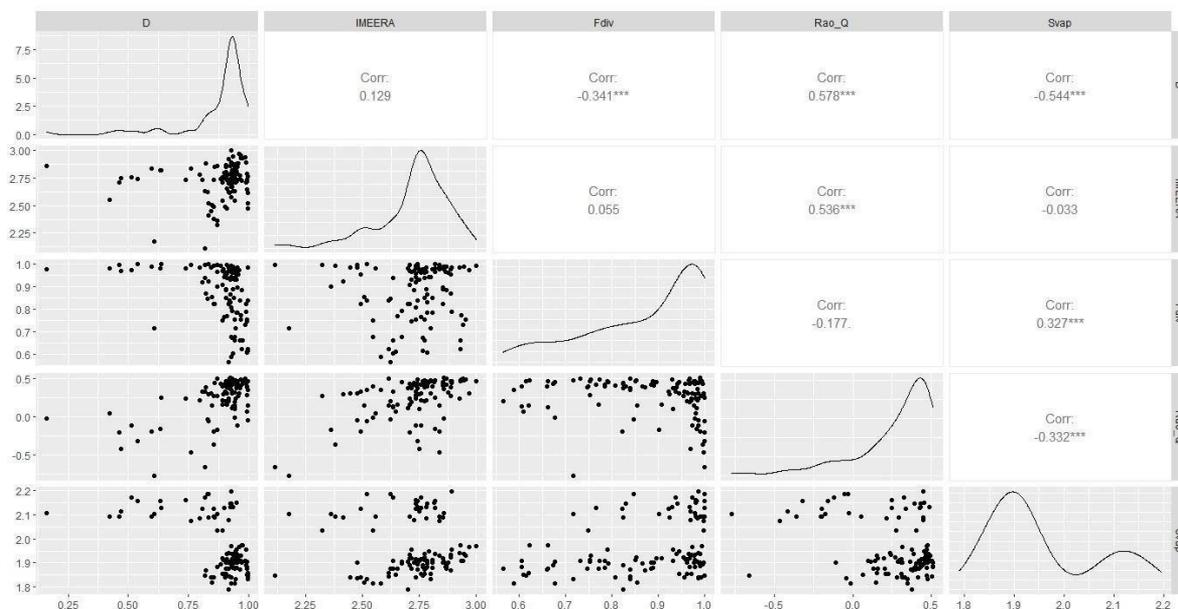


Figura 5. Gráfico de correlación de Pearson y la densidad de los índices

***: Estadísticamente significativa a un nivel de 1%.

Sin asteriscos: Variable estadísticamente no significativa

DISCUSIÓN

El análisis multivariado mostró la alta correlación entre los índices de calidad ABI, IMEERA y EPT, basados en presencia-ausencia de individuos. Dicha correlación es explicada en su cálculo matemático, y se trata de una situación común en diferentes estudios e informes sobre el estado de calidad de un ecosistema lótico, estos índices manifestaron una correlación positiva muy alta (Villamarín *et al.*, 2013). Por otro lado, entre estos índices, el EPT es considerado impreciso debido a su alta variabilidad puesto que se basa en un nivel taxonómico muy grueso, teniendo la necesidad de combinarse con otros componentes para presentar información más rápida y precisa del estado del hábitat (Marqués *et al.*, 2001). Aunque estos índices representan información relevante sobre la salud del ecosistema, dejan de lado algunas variables que influyen en este, como taxones nativos, o procesos de adaptación y desarrollo local (Bersosa-Vaca & Ulloa-Vaca, 2018).

Las agrupaciones mostradas en el dendrograma no fueron influenciadas por las temporadas de muestreo (seca y húmeda). Por otro lado, la complejidad de los índices dificulta la identificación del patrón de agrupamiento. Según Mouchet *et al.* (2008), no existe una regla general para la elección de una distancia o un método de agrupamiento, esta se encuentra modulada por otros factores como el nivel de correlación entre los rasgos y la riqueza de especies de algunos índices de diversidad funcional. Además, el método de Canberra proporcionó un resultado concordante con el análisis de componentes principales (PCA).

En el PCA, los índices descartados hubiesen mostrado un comportamiento similar a otros índices según el análisis de correlación; por ejemplo, el índice Q de Rao con el índice Fdis, se correlacionan fuertemente, además, demuestran que ambos son poco influenciados por la riqueza de especies (Laliberte & Legendre, 2010). También, se observó que los índices que obtuvieron una alta representatividad tanto para PCA 1 Y PCA 2 (recordemos que el primer componente representa el 30.9% y el segundo componente un 18.9% de la variación total) fueron Q de Rao y Fdiv, lo que significa que estos índices nos permiten explicar bien los patrones de segregación que hay entre las estaciones.

Los índices de diversidad funcional tienen distintas facetas que miden diversos componentes, lo que les da un comportamiento particular, con una potencial utilidad para el análisis de la funcionalidad del ecosistema desde una perspectiva más apropiada (Mason & Mouillot, 2013). Por otro lado, está comprobado que los índices de estructura comunitaria no son capaces de representar apropiadamente el estado de conservación de los ecosistemas por estar basados únicamente en los componentes riqueza y uniformidad, obviando atributos funcionales de los organismos (Yue *et al.*, 2007). Incluso, frente a determinadas perturbaciones en el ecosistema, la riqueza disminuye y la uniformidad aumenta, o viceversa, afectando ligeramente el valor de los índices sin expresar los componentes de manera concreta (Barrett, 1968). En comparación, los índices de diversidad funcional no se ven afectados por las especies dominantes, expresan mejor los efectos químicos y físicos sobre la comunidad, lo que refleja mejor el estado de conservación del sistema (Hou *et al.*, 2021). Finalmente, entre los índices de diversidad funcional, es la riqueza funcional (Fric) la que muestra los niveles de precisión más deficientes. Esto concuerda con lo propuesto por Gagic *et al.* (2015) quienes demostraron que los índices basados únicamente en el número y abundancia de especies fueron consistentemente pobres para predecir el funcionamiento del ecosistema.

CONCLUSIONES

Se contrastaron índices de calidad, estructura comunitaria y diversidad funcional en ríos de la serranía suroccidental para comparar cómo estos evalúan la calidad ambiental. El análisis multivariado mostró a los índices de diversidad funcional como índices alternativos a los tradicionales (estructura comunitaria y de calidad ambiental). La representatividad de los índices de diversidad funcional con respecto a las condiciones ambientales en las unidades de estudio parece deberse a patrones de dominancia de la composición de rasgos funcionales más que a la abundancia o número de especies en sí. Sin embargo, índices tradicionales como el de Simpson y el índice de calidad IMEERA, también obtuvieron niveles de calificación apropiados.

Nuestros resultados proporcionan nuevas perspectivas sobre los mecanismos generales de los índices de diversidad funcional y su relación con los índices de estructura comunitaria y calidad ambiental. Los rasgos funcionales de la comunidad biológica podrían ser un indicador más preciso sobre el estado de conservación de estos ecosistemas acuáticos, puesto que refleja la oferta de recursos, tipos de hábitat y características de variabilidad estacional. En consecuencia, es necesario explorar y realizar más investigaciones que contrasten los diversos índices en una determinada comunidad para evaluar su caracterización y calidad del ecosistema.

AGRADECIMIENTOS

Queremos dedicar este trabajo al docente Dr. Eduardo Josué Oyague Passuni por su orientación y apoyo que fue esencial para la realización de este proyecto. Además, agradecemos su constante colaboración al Semillero de Limnología de la Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann.

REFERENCIAS

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28(1), 35–64. <https://doi.org/10.23818/limn.28.04>
- Alomía, J., Iannacone, J. A., Alvarino, L., & Ventura, K. (2017). Macroinvertebrados bentónicos para evaluar la calidad de las aguas de la cuenca alta del río Huallaga, Perú. *The Biologist*, 15(1), 65–84. <https://doi.org/10.24039/rb2017151144>
- Anglo American Quellaveco (2015). *Cuarta modificatoria del estudio de impacto ambiental y social del Proyecto Quellaveco*. Knight Piesold Consultores, Lima. 1856 pp
- Bady, P., Dolédec, S., Fesl, C., Gayraud, S., Bacchi, M., & Schöll, F. (2005). Use of invertebrate traits for the biomonitoring of European large rivers: the effects of sampling effort on genus richness and functional diversity. *Freshwater Biology*, 50(1), 159–173. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01287.x>
- Barrett, G. W. (1968). The effects of an acute insecticide stress on a semi-enclosed grassland ecosystem. *Ecology*, 49(6), 1019–1035. <https://doi.org/10.2307/1934487>
- Bersosa-Vaca, F., & Ulloa-Vaca, C. (2018). Utilización de índices evaluadores de la calidad del agua, basados en bioindicadores, en Ecuador. *Qualitas*, 15, 6–22.
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2011). *Numerical Ecology with R*. In *Numerical Ecology with R* (1st ed.). Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7976-6>
- Bueñaño, M., Vásquez, C., Zurita-Vásquez, H., Parra, J., & Pérez, R. (2018). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua en la cuenca del Pachanlica, provincia de Tungurahua, Ecuador. *Intropica*, 13(1), 41–49. <https://doi.org/10.21676/23897864.2405>
- Cadotte, M., Carscadden, K., & Mirotchnick, N. (2011). Beyond species: Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48, 1079–1087. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>
- Carrera, C., & Fierro, K. (2001). *Manual de monitoreo: Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua*. In *Eco-ciencia* (pp. 1–67). <http://www.flacsoandes.edu.ec/libros/digital/56374.pdf>
- Chu, E. W., & Karr, J. R. (2017). *Environmental Impact: Concept, consequences, measurement*. In Reference Module in Life Sciences. Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809633-8.02380-3>

- Cruz, D. D., Martínez, D., Fontenla, J. L., & Mancina, C. A. (2017). *Inventarios y estimaciones de la biodiversidad*. In C. A. Mancina & D. D. Cruz (Eds.), *Diversidad biológica de Cuba: métodos de inventario, monitoreo y colecciones biológicas*. (pp. 26–43). A MA. <http://repositorio.geotech.cu/jspui/handle/1234/1454>
- Diaz, S., Lavorel, S., Chapin III, F. S., Tecco, P., Gurvich, D., & Grigulis, K. (2007). *Functional diversity - at the crossroads between ecosystem functioning and environmental filters*. In *Terrestrial Ecosystems in a Changing World* (pp. 81–91). https://doi.org/10.1007/978-3-540-32730-1_7
- Gagic, V., Bartomeus, I., Jonsson, T., Taylor, A., Winqvist, C., Fischer, C., Slade, E. M., Steffan-Dewenter, I., Emmerson, M., Potts, S. G., Tscharrntke, T., Weisser, W., & Bommarco, R. (2015). Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282 (1801), 1 – 8 . <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2620>
- García, R. F. (2016). *Diversidad de macroinvertebrados bentónicos en la cuenca alta del Río Chillón (Lima, Perú) y su uso como indicadores biológicos*. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. <https://hdl.handle.net/20.500.12672/5188>
- González, H., & Córdova, G. (2017). *Índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos andinos del sur del Ecuador (IMRASE)*. Universidad del Azuay . <http://201.159.222.99/bitstream/datos/6427/1/12566.pdf%0Ahttp://dspace.uazuay.edu.ec/handle/datos/7507>
- Heino, J. (2008). Patterns of functional biodiversity and function-environment relationships in lake littoral macroinvertebrates. *Limnology and Oceanography*, 53 (4), 1446–1455 . <https://doi.org/10.4319/lo.2008.53.4.1446>
- Hill, M. O. (1973). Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54(2), 427–432. <https://doi.org/10.2307/1934352>
- Hillebrand, H., & Matthiessen, B. (2009). Biodiversity in a complex world: consolidation and progress in functional biodiversity research. *Ecology Letters*, 12 (12), 1405–1419 . <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01388.x>
- Hou, Z., Lv, G., & Jiang, L. (2021). Functional diversity can predict ecosystem functions better than dominant species: The case of desert plants in the Ebinur lake basin. *Sustainability*, 13(5), 1–13. <https://doi.org/10.3390/su13052858>
- Kitchin, P. L. (2005). Measuring the amount of statistical information in the EPT index. *Environmetrics*, 16, 51–59. <https://doi.org/10.1002/env.670>
- Lakicevic, M., Povak, N., & Reynolds, K. M. (2020). *Introduction to R for terrestrial ecology*. In *Introduction to R for Terrestrial Ecology*. Springer Nature. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-27603-4>
- Laliberte, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299–305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Chapter 4 - Multidimensional quantitative data*. In P. Legendre & L. B. T.-D. In E. M. Legendre (Eds.), *Numerical Ecology* (Vol. 24, pp. 143–194). Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53868-0.50004-6>
- Magurran, A. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. In Springer Netherlands (1st ed.). Springer, Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>
- Marqués, M. J., Martínez-Conde, E., & Rovira, J. V. (2001). Los macroinvertebrados como índices de evaluación rápida de ecosistemas acuáticos contaminados por metales pesados. *Ecotoxicology and Environmental Restoration*, 4(1), 25–31.

- Martella, M. B., Trumper, E. V., Bellis, L. M., Renison, D., Giordano, P. F., Bazzano, G., & Gleiser, R. M. (2012). Manual de ecología: Evaluación de la biodiversidad esfuerzo de muestreo. In *Reduca (Biología)*, 5(1), 71–115.
- Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2013). *Functional Diversity Measures*. Encyclopedia of Biodiversity: Second Edition, 3, 597–608. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00356-7>
- Metcalf-Smith, J. L. (1994). *Biological water-quality assessment of rivers: Use of macroinvertebrate communities*. In *The Rivers Handbook* (pp. 144–170). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781444313871.ch8>
- Molina, C., Gibon, F. M., Pinto, J., & Rosales, C. (2008). Estructura de macroinvertebrados acuáticos en un río altoandino de la Cordillera Real, Bolivia: Variación anual y longitudinal en relación a factores ambientales. *Ecología Aplicada*, 7(1–2), 105–116. http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1726-22162008000100013&lng=es&tlng=es
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T–Manuales y Tesis SEA, 1, 84.
- Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4), 867–876. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>
- Pimentel, F. (2014). Análisis desde la perspectiva de los índices bióticos, ECA-Agua y manejo adaptativo; usando macroinvertebrados bentónicos en ríos Altoandinos-Camisea 2009-2012. Universidad Nacional Agraria La Molina. <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/1906>
- Pla, L. (2006). Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia*, 31(8), 583–590. <http://www.redalyc.org/pdf/339/33911906.pdf>
- Pla, L., Casanoves, F., & Di Rienzo, J. A. (2011). *Cuantificación de la diversidad funcional*. In F. Casanoves, L. Pla, & J. A. Di Rienzo (Eds.), *Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos* (pp. 33–45). Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba.
- Ríos-Touma, B., Acosta, R., & Prat, N. (2014). The Andean biotic index (ABI): Revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Revista de Biología Tropical*, 62(Suppl. 2), 249–273. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15791>
- Roldán-Pérez, 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. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.335>
- Rosero, D., & Fossati, O. (2009). *Comparación entre dos índices bióticos para conocer la calidad del agua en ríos del páramo de Papallacta*. In *Índices bióticos*. AguAndes: GEUA, IRD. (pp. 1–21). <https://www.mpl.ird.fr/divha/aguandes/ecuador/papallacta/doc/D14-09Indices.pdf>
- Schmera, D., Heino, J., Podani, J., Erős, T., & Dolédec, S. (2017). Functional diversity: a review of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research. *Hydrobiologia*, 787(1), 27–44. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2974-5>
- Shahbaba, B. (2012). *Biostatistics with R: An introduction to statistics through biological data*. In *Biostatistics with R: An Introduction to Statistics Through Biological Data*. Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-1302-8>
- Tutu, H., & Grover, B. P. (2017). *Ecosystem approach to managing water quality*. In H. Tutu & B. P. Grover (Eds.), *InTech*. InTech. <https://doi.org/10.5772/65707>
- U.S. Department of Agriculture. (2009). *Stream Visual Assessment Protocol Version 2*. National Biology Handbook, 75.

- Villamarín, C. P. (2012). *Estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos altoandinos del Ecuador y Perú. Diseño de un sistema de medida de la calidad del agua con índices multimétricos*. Universidad de Barcelona. <http://hdl.handle.net/10803/83923>
- Villamarín, C., Rieradevall, M., Paul, M. J., Barbour, M. T., & Prat, N. (2013). A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA index. *Ecological Indicators*, 29, 79–92. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.006>
- Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89 (8) , 2290 – 2301 . <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Wolfram, G., Höss, S., Orendt, C., Schmitt, C., Adámek, Z., Bandow, N., Großschartner, M., Kukkonen, J. V. K., Leloup, V., López Doval, J. C., Muñoz, I., Traunspurger, W., Tuikka, A., Van Liefferinge, C., von der Ohe, P. C., & de Deckere, E. (2012). Assessing the impact of chemical pollution on benthic invertebrates from three different European rivers using a weight-of-evidence approach. *Science of the Total Environment*, 438(2012), 498–509. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.065>
- Yue, T. X., Ma, S. N., Wu, S. X., & Zhan, J. Y. (2007). Comparative analyses of the scaling diversity index and its applicability. *International Journal of Remote Sensing*, 28(7), 1611–1623. <https://doi.org/10.1080/01431160600887714>