

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA**

**FACULTAD DE CIENCIAS**



**“Análisis desde la perspectiva de los Índices Bióticos, ECA-Agua y  
Manejo Adaptativo; usando Macroinvertebrados Bentónicos en ríos  
Altoandinos-Camisea 2009-2012”**

Presentado por:

**HELEN FRANCISCA PIMENTEL JARA**

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO DE BIÓLOGO

Lima – Perú

2014

## **DEDICATORIA**

A mis padres.

Gracias por ser esa energía que genera la voluntad para alcanzar todo lo que me propongo.

## **AGRADECIMIENTOS**

Deseo agradecer en primer lugar a mis padres, Toribio y Francisca, por el apoyo incondicional y los deseos genuinos. Un agradecimiento a mis “hermanitos”, Carmen, Jilver y Michel, y a Carlos por el apoyo e insistencia para la culminación de esta tesis.

A Eduardo Oyague, por brindarme la oportunidad de desarrollar esta investigación, por el apoyo sin medidas, y por contagiar esas ganas de encontrar salidas y soluciones a los problemas relacionados con la gestión de los recursos hídricos.

A mi asesor el profesor Edgar Sánchez, quien fue una guía para la elaboración de esta investigación, por enseñarme que debemos tratar de obtener una gran variedad de lentes para encontrar y generar conocimiento innovador.

A la empresa TgP por brindarme la oportunidad de trabajar con los datos de su monitoreo para esta investigación, y por contribuir a la investigación en nuestro país.

Al Laboratorio de Ecología de Procesos (LEP) de la Universidad Nacional Agraria la Molina, por las sugerencias y apoyo en el ensayo de pre sustentación. A mis amigos de la división de Limnología de CORBIDI, por brindarme buenos consejos, transmitir buenas vibras y por encaminar a nuestro equipo a ser cada día mejores personas y profesionales.

A mis amigos de la Autoridad Nacional del Agua, especialmente a Juan Pablo, Gissela y Omarcito, por los ánimos constantes para la realización del presente estudio.

Finalmente, quiero agradecer a todas las personas que me dieron apoyo y ánimos durante todo este tiempo.

# ÍNDICE GENERAL

<b>I.</b>	<b>INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>1</b>
<b>II.</b>	<b>REVISIÓN DE LITERATURA.....</b>	<b>5</b>
	2.1. ECOSISTEMAS LÓTICOS ALTOANDINOS.....	5
	2.2. CALIDAD DE HÁBITAT DE LOS RÍOS.....	6
	2.3. COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS (MIB).....	7
	2.4. ÍNDICES DE ESTRUCTURA COMUNITARIA .....	9
	2.5. ÍNDICES BIÓTICOS.....	11
	2.6. ESTÁNDARES DE CALIDAD AMBIENTAL PARA EL AGUA SUPERFICIAL (ECA- Agua) .....	16
	2.7. MANEJO ADAPTATIVO Y SISTEMAS COMPLEJOS.....	19
	2.8. COMPARACIÓN DE LAS TRES HERRAMIENTAS DE EVALUACIÓN .....	27
<b>III.</b>	<b>MATERIALES Y MÉTODOS.....</b>	<b>29</b>
	3.1. ÁREA DE ESTUDIO .....	29
	3.2. ESTACIONES DE MONITOREO .....	31
	3.3. DISEÑO DE MUESTREO .....	33
	3.4. ANÁLISIS DE DATOS .....	34
<b>IV.</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</b>	<b>37</b>
	4.1. DIFERENCIAS ENTRE LAS SUBESTACIONES AAR Y AAB .....	37
	4.2. DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA MEDIANTE ÍNDICES BIÓTICOS.....	42
	4.3. DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA MEDIANTE LOS ECA-Agua. ..	55

4.4. ANÁLISIS DE CORRELACIÓN LINEAL ENTRE VARIABLES AMBIENTALES Y BIOLÓGICAS .....	64
4.5. MANEJO ADAPTATIVO .....	67
4.6. COMPARACIÓN DE LOS PARADIGMAS .....	81
V. CONCLUSIONES.....	84
VI. RECOMENDACIONES.....	86
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	87
VIII. ANEXOS .....	96

## ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1: Clasificación de la calidad del agua según el IBF.....	13
Cuadro 2: Clases de estado ecológico según el ABI en el Perú.....	14
Cuadro 3: Clasificación de la calidad del agua según el BMWP/Col.....	15
Cuadro 4: Clasificación de la calidad del agua según el EPT.....	16
Cuadro 5: Codificación y coordenadas de las estaciones de monitoreo.....	31
Cuadro 6: Resultados de las pruebas estadísticas Wilcoxon y prueba t realizadas para encontrar diferencias entre las subestaciones AAB y AAR.....	38
Cuadro 7: Resultados de las prueba estadística t de Student realizadas para encontrar diferencias entre las subestaciones AAB y AAR.....	39
Cuadro 8: Resultados de las prueba estadística t de Student realizadas para encontrar diferencias entre las subestaciones AAB y AAR respecto a las variables ambientales.....	40
Cuadro 9: Resultado de la calidad del agua mediante el cumplimiento de los ECA-Aguas en la estación Pampas.....	56
Cuadro 10: Resultado de la calidad del agua mediante el cumplimiento de los ECA-Aguas en la estación Yucay .....	57
Cuadro 11: Resultado de la calidad del agua mediante el cumplimiento de los ECA-Aguas en la estación Torobamba.....	59
Cuadro 12: Resultado de la calidad del agua mediante el cumplimiento de los ECA-Aguas en la estación Alfarpampa.....	61
Cuadro 13: Resultado de la calidad del agua mediante el cumplimiento de los ECA-Aguas en la estación Comunmayo.....	62

Cuadro 14: Análisis de correlación lineal (coeficiente de correlación de Pearson), entre variables biológicas y variables ambientales.....	66
Cuadro 15: Resultados de la prueba de distribución multinormal (Dornik and Hansen omnibus) de la matriz de datos de las variables ambientales y biológicas.....	69
Cuadro 16: Resultados de la prueba ANOSIM entre los atractores estacionales evaluados en todas las estaciones.....	70
Cuadro 17: Resultados del porcentaje de varianza del Análisis de Componentes Principales.....	72
Cuadro 18: Resultados de la prueba de distribución multinormal (Dornik and Hansen omnibus) excluyendo algunas temporadas de monitoreo de la estación Torobamba.....	75
Cuadro 19: Resultados de la Prueba ANOSIM entre los atractores estacionales excluyendo la estación Torobamba.....	77
Cuadro 20: Resultados del porcentaje de varianza del Análisis de Componentes Principales.....	77
Cuadro 21: Resultados del análisis Two-way ANOSIM respecto a los atractores y subestaciones.....	81

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Obtención de un plano de fases que muestra los cambios en los números de dos poblaciones. ....	20
Figura 2: Ejemplos de posibles comportamientos de los sistemas en un plano de fase; (a) equilibrio inestable, (b) los ciclos neutralmente estable, (c) equilibrio estable, (d) dominio de atracción, (e) ciclo límite estable, (f) nodo estable.....	20
Figura 3: (A) representación de los pequeños- mundos en un ecosistema terrestre, y (B) sistema completamente azaroso.....	21
Figura 4: Ciclo Adaptativo.....	24
Figura 5: Panarquía.....	25
Figura 6: Mapa de las estaciones de monitoreo de los ríos del sector sierra por donde cruza el gasoducto de Camisea.....	32
Figura 7: Esquema de ducto y las subestaciones para cada estación.....	42
Figura 8: Tendencia de la calidad ambiental del agua según el análisis de los índices bióticos-estación Pampas.....	49
Figura 9: Tendencia de la calidad ambiental del agua según el análisis de los índices bióticos- estación Yucay.....	50
Figura 10: Tendencia de la calidad ambiental del agua según el análisis de los índices bióticos- estación Torobamba.....	51
Figura 11: Tendencia de la calidad ambiental del agua según el análisis de los índices bióticos- estación Alfarpampa.....	52
Figura 12: Tendencia de la calidad ambiental del agua según el análisis de los índices bióticos- estación Comunmayo.....	54

Figura 13: Análisis Cluster de todas las estaciones.....	71
Figura 14: Gráfico de dispersión total (análisis de las cinco estaciones).....	72
Figura 15: Componente 1 (temporada húmeda).....	73
Figura 16: Componente 2 (temporada seca).....	74
Figura 17: Análisis Cluster (sin outliers).....	76
Figura 18: Gráfico de dispersión total (sin outliers).....	78
Figura 19: Componente 1 (temporada húmeda).....	79
Figura 20: Componente 2 (temporada seca).....	80

## ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO 1: ECA-Agua, Categoría 4: Conservación del Ambiente Acuático (Decreto Supremo N° 002-2008-MINAM).....	96
ANEXO 2: Niveles Máximos Permisibles en la Ley General de Aguas.....	97
ANEXO 3: Valores de sensibilidad y tolerancia de los índices BMWP/Col, ABI e IBF .....	98
ANEXO 4: Resultado de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos evaluados en cada estación durante los 4 años de monitoreo.....	102
ANEXO 5: Registro detallado de la composición de Macroinvertebrados bentónicos en las 5 estaciones durante los 4 años de monitoreo.....	107
ANEXO 6: Valores de los índices de diversidad, equidad, y dominancia.....	126
ANEXO 7: Resultado de los Índices Bióticos evaluados para cada estación.....	128
ANEXO 8: Registro detallado de la composición de Macroinvertebrados bentónicos de la Línea Base Ambiental.....	130
ANEXO 9: Resultados de la calidad del agua mediante la evaluación de los índices bióticos cualitativos (*) en la Línea Base.....	131
ANEXO 10: Resultados de las valores de las variables ambientales evaluadas en la línea base y su comparación con el ECA-Agua.....	132
ANEXO 11: Resultados de las diferencias entre las temporadas de húmeda y seca.....	133

## RESUMEN

El Perú tiene como principal herramienta de la gestión de los recursos hídricos a los Estándares de Calidad Ambiental (ECA-Agua), esta analiza la data variable por variable y define la calidad del agua mediante valores estrictos (mala calidad se concluye cuando por lo menos una variable supera los valores estándar, y buena cuando todas están por debajo de esos valores); la segunda herramienta son los Índices Bióticos que están basados en los niveles de tolerancia y sensibilidad a la contaminación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, y reflejan el nivel de impacto causado por un grupo de variables, a pesar de esto no puede identificar que variables determinan la viabilidad del ecosistema. El presente estudio propone incluir el enfoque de “Manejo Adaptativo” en el desarrollo de instrumentos de investigación, gestión y documentación ambiental. A diferencia de los dos primeros métodos mencionados (ECA-Agua e índices bióticos), Manejo adaptativo evalúa la multiplicidad y simultaneidad de impactos en el ecosistema a través del análisis multivariados, este enfoque encuentra la jerarquía y la aparición de patrones emergentes e identifica las variables clave de cada estado del sistema. El objetivo es analizar y comparar las tres herramientas, evaluar la calidad ambiental del agua, identificar las variables clave y los atractores por los que pasa el sistema. Se analizaron datos de parámetros biológicos, físicos y químicos, provenientes del Programa de Monitoreo Biológico del proyecto Camisea, obtenidos durante un periodo de cuatro años del sector sierra (ubicadas en los ríos Pampas, Yucay, Torobamba, Alfarpampa y Comunmayo). Según los resultados: (1) La evaluación de la calidad mediante los índices bióticos (ABI, BMWP / Col, ASPT, EPT y la FIB) expresó valores muy bajos de calidad en la estación de Torobamba (estación más impactada), y los valores más altos fueron registrados en la estación Comunmayo (la menos perturbada), (2) La calidad de acuerdo con los ECA-Agua fueron buenos solo en las estaciones Yucay y Comunmayo, (3) Por último, desde el enfoque de Manejo Adaptativo, el sistema fluctúa entre dos atractores, estos respondieron a la dinámica estacional. El atractor asociado a la temporada de lluvias se relacionó con el componente uno (en el análisis de componentes principales) cuyas variables claves

fueron: los Sólidos Totales Suspendidos (STS), ECA-Agua, fosforo (P), y zinc (Zn); por el contrario, el atractor de la temporada seca estaba dominado por la conductividad y los Solidos totales disueltos.

## Abstract

Peru has ECA-Agua as the main tool of management of water resources; it analyzes data variable by variable and sets strict values to define water quality (Poor quality was concluded when at least one variable exceeds the standard value and good quality when everyone is below the value). The second tool are Biotic Indexes, which are based on levels of tolerance and sensitivity to pollution of the benthic macroinvertebrates community and reflects the level of impact caused by a group of variables, even though it can't identify which variables determinate the viability of the ecosystem. This research proposes to include the "Adaptive Management" approach in the development of research documents and environmental tools. Unlike the first two (ECA-Agua and Biotic Index), this method evaluates the multiplicity and simultaneity of impacts in the ecosystem through multivariate analysis, this approach found the hierarchy and emergence of emergent patterns and identifies key variables of each state of the system. The objective is to analyze and compare the three tools, evaluate the water environmental quality, identify key variables and the attractors of the system. This research analyzes data from four years of biological, physical and chemical parameters that came from Biological Monitoring Program of Camisea project; in five stations in Peruvian highlands sector (It located in rivers Pampas, Yucay, Torobamba, Comunmayo and Alfarpampa). According to the results: (1) The quality assessment using biotic indexes (ABI, BMWP/Col, ASPT, EPT and IBF) obtained very low values of quality in Torobamba station (most impacted station) and the highest values was register in Comunmayo (it less disturbed), (2) The quality according to the ECA-Agua were good only in Yucay and Comunmayo stations, (3) Finally, according to the adaptive management approach, the system fluctuates between two attractors, those responded to the seasonal dynamics. The attractor of the wet season was associated to the component one (in the Principal Component Analysis) and key variables were: Total Suspended Solids (TSS), ECA-Agua, phosphorus (P), and zinc (Zn); by contrast, the attractor in dry season was dominated by conductivity and Total dissolved solids.

Key words: Manejo Adaptativo, Índices Bióticos, ECA-Agua, Macroinvertebrados bentónicos, Calidad del agua, ríos altoandinos.

## I. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas son redes de interacciones ecológicas que actualmente presentan una acelerada pérdida de biodiversidad debido a las actividades del hombre, estas afectan la estructura y funcionamiento del sistema (Montoya et al. 2001). En especial los ríos integran todo lo que ocurre a través de los paisajes que drenan (Karr y Chu 1997), por lo que se requiere conocimiento acerca de las características físicas y químicas, de su ecología a distintas escalas espaciales y temporales (Moya 2006). Los ecosistemas acuáticos continentales son recursos muy preciados por ubicarse de forma transversal a todas las actividades del hombre, teniendo como usos al primario, poblacional y productivo (actividad agrícola, pecuaria, minera, energética, industrial, deforestación, urbanización, etc.), pero están muy perturbados por lo que es importante tener conocimiento acerca de su calidad, cantidad, distribución, valoración económica, usos y dinámica.

En el Perú, la fiscalización de proyectos de inversión relacionados con los recursos hídricos y la estandarización de metodologías para la evaluación de la calidad del agua están enmarcados en normas ambientales (D.S. N° 002-2008-MINAM, R.J. N° 250-2013-ANA) desde la perspectiva del monitoreo fisicoquímico y biológico. Pero la implementación de metodologías para la evaluación de la calidad es aun pobre y generalmente son reproducciones de índices o valores estándar elaborados para otros países que difieren ecológicamente del nuestro, por lo que es necesaria la generación de data científica (biótica y abiótica) de los diferentes ecosistemas para un mejor manejo y vigilancia de nuestros recursos. Los problemas se agravan con la permisibilidad de la legislación y la falta de herramientas de evaluación de la calidad los recursos hídricos (Villamarín 2008).

La presente investigación desarrolló un análisis de 3 herramientas para la evaluación de la calidad del agua, las cuales son:

1) Los Estándares de Calidad Ambiental para el Agua (ECA-Agua), son rangos de valores estrictos de un grupo de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos que determina la

calidad del agua. Además de ser costoso, la desventaja más importante es que solo puede reflejar el estado puntual de un ecosistema, es como la fotografía del mismo, siendo los resultados muy restringidos temporalmente (Hauer y Lamberti 2007, Domínguez y Fernández 1998). Para expresar una condición más cercana a una parte de la realidad se debería de evaluar los parámetros, contemplados en esta normativa, de forma más regular lo que no es viable económica ni logísticamente. Pero la aplicación de esta herramienta no deja de ser importante debido a que indica la primera visión de la calidad del agua y respalda los resultados biológicos.

2) La segunda herramienta que ha cobrado vigor desde hace pocos años son los Índices Bióticos unimétricos basados en macroinvertebrados bentónicos, estas son utilizadas para dar respuestas rápidas al entorno socio económico (Domínguez y Fernández 1998), estos se basan en valores de tolerancia y sensibilidad de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos a la contaminación; representan actualmente el registro más valioso para la determinación del estado ecológico o integridad biótica de un río, este concepto abarca más que solo evaluación de la calidad del agua. El propósito de los monitoreos biológicos y el cálculo de estos índices es detectar cambios en el ecosistema de forma natural o influenciado por las actividades del hombre, estos cálculos deberían de ser fáciles de medir e interpretar, por lo que índices ideales deberían de dar respuestas específicas y predecibles de las comunidades bióticas a las perturbaciones antrópicas (Karr y Chu 1997). Una desventaja es que muchos índices han sido elaborados para países que difieren ecológicamente del nuestro lo que puede generar sesgos en los resultados, pero actualmente el Perú cuenta con propuestas de índices propios que aún están en proceso de validación y aplicación; por ejemplo el Índice Biótico Andino o ABI elaborado por Acosta y colaboradores en el 2009 y el Índice Multimétrico del Estado Ecológico de los Ríos Altoandinos o IMEERA elaborado por Villamarín y colaboradores en el 2013.

Los ECA-Agua omiten la interacción entre variables, la sinergia, la emergencia y la jerarquización de estas para dar una conclusión del estado bueno o malo de un ecosistema. Los índices bióticos están un paso más adelante que los ECA, pero al igual que ellos no son capaces de identificar a las variables clave que definen la trayectoria del sistema. Esto que indica que se sigue evaluando ambientalmente con un enfoque de simples fuentes e ignorando la multiplicidad y simultaneidad de impactos en los ecosistemas (Karr y Chu

1997, Walker et al. 2004); por lo ya mencionado se requiere analizar las herramientas con un enfoque más integral como propone el enfoque de Manejo Adaptativo.

3) Manejo Adaptativo, a través de análisis multivariados de variables ambientales y biológicas permite ver la emergencia de patrones que un tratamiento variable por variable como los ECA no ofrece; con el análisis de los atractores se busca dar respuestas a los cambios producto de las actividades antrópicas o naturales, por ende responde de una forma más compleja y real de analizar y complementar las herramientas que se vienen aplicando en la evaluación de los impactos generados por los diferentes proyectos de inversión en el Perú.

El presente trabajo de investigación tiene como finalidad contribuir a sentar las bases para el desarrollo de herramientas para la evaluación de la calidad de los recursos hídricos en ecosistemas lóticos, contemplados en la elaboración y evaluación de los Instrumentos de Gestión Ambiental (IGAs), desde el enfoque de complementar las metodologías existentes, poniendo énfasis en la gestión de los ecosistemas acuáticos como algo más complejo o real que cambia constantemente y de manera impredecible (Salafsky et al. 2001); entendiendo las particularidades del sistema y teniendo en cuenta que las especies se relacionan entre sí, dando diferentes niveles de interacción, por ende existe sinergia entre las variables biológicas (Montoya et al. 2001).

El análisis de las tres herramientas de evaluación de la calidad del agua se proyectó sobre los datos obtenidos durante 4 años (2009-2012) en el programa de monitoreo biológico del proyecto Camisea-sector sierra, cuyos insumos fueron los valores de los parámetros fisicoquímicos, microbiológicos, y biológicos (Macroinvertebrados bentónicos).

De este modo, el objetivo general del trabajo es:

**Analizar y Contrastar** las tres (03) herramientas de evaluación de la calidad del agua desde la perspectiva de Estándares de Calidad Ambiental para Agua (ECA-Agua), Índices Bióticos (ABI, BMWP, ASPT, IBF y EPT) basados en macroinvertebrados bentónicos, y la teoría de Manejo Adaptativo desde el análisis de atractores; en las cinco estaciones de los ríos del sector sierra del proyecto Camisea. 2009-2012.

Objetivos específicos:

- **Analizar** las diferencias respecto a la calidad del agua mediante índices bióticos, índices de diversidad, riqueza, abundancia y valores de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos; entre las subestaciones aguas arriba (AAR) y aguas abajo (AAB) del cruce del gasoducto en cada estación de monitoreo durante los años 2009-2012.
- **Evaluar** la Calidad del Agua mediante los ECA-Agua e índices bióticos en las 5 estaciones de los ríos del sector sierra del proyecto Camisea, 2009-2012.
- **Explorar** si alguno de los cinco índices bióticos (IBF, ABI, BMWP, ASPT, y EPT) se acerca mejor como indicador de calidad del agua, en las cinco estaciones de los ríos del sector sierra del proyecto Camisea, 2009-2012.
- **Identificar y analizar** los atractores por los que ha pasado el sistema, evaluando el efecto de la estacionalidad, en el proyecto Camisea, sector sierra. 2009-2012.
- **Identificar** variables clave que definan la trayectoria del sistema en cada estado estable por el que pasa a lo largo de un periodo de cuatro años (2009-2012) en el sector sierra del proyecto Camisea.

## **II. REVISIÓN DE LITERATURA**

### **2.1. ECOSISTEMAS LÓTICOS ALTOANDINOS**

Los ecosistemas lóticos (riachuelos, quebradas y ríos) son sistemas jerárquicos que están altamente conectados con el paisaje que ellos drenan y los rodea (Vannote et al.1980).

Los ríos son ecosistemas dinámicos ya que se encuentran asociados a lugares de constante erosión, transporte, y sedimentación de materiales, definidos por un flujo continuo y unidireccional que transportan una gran cantidad de nutrientes, los cuales representan un exceso de producción de los continentes que finalmente será evacuado a los océanos (Roldan y Ramírez 2008). Margalef (1991) menciona que las aguas epi-continetales contribuyen en menos del medio por ciento en la producción total de la biosfera, pero juegan un papel muy importante en la conformación de los ciclos biogeoquímicos, por ejemplo los ríos juegan un papel muy especial en la regulación del ciclo del nitrógeno en la biosfera.

Los ecosistemas lóticos dependen del balance entre el agua que entra a través de la precipitación, la escorrentía, los afloramientos superficiales, la recarga de acuíferos, y los procesos de evapotranspiración; cada uno de estos procesos varían geográfica y estacionalmente y dependen del clima de la región (Roldan y Ramírez 2008). Esto procesos generan cambios en la estructura y composición de la fauna y flora que conforma el ecosistema.

Los ríos altoandinos están ubicados por encima de los 2000 msnm esto se debe a que a esta altitud promedio empieza la transición entre la zona litoral, amazónica y la zona andina (Pourrut 1995, Jacobsen 2008; citado por Villamarín 2008). A pesar de ser fuente de recursos hídricos y proveer servicios ambientales (Villamarín 2008) son los ecosistemas más amenazados y menos gestionados (Acosta et al. 2009), sumados a la larga lista de literatura gris (tesis de licenciatura, informes técnicos y estudios de impacto ambiental) que no ha sido recopilada ni analizada en conjunto (Acosta 2009, Prat et al. 2009).

La importancia de los ríos altoandinos radica en ser reservorios de agua y brindar los siguientes servicios ecológicos: retención de sedimentos, reciclaje de nutrientes, disponibilidad de hábitat, aporte de recursos tróficos para el ecosistema, recarga de acuíferos, mitigación de avenidas, y la conservación de la cantidad y calidad de recursos hídricos (Meyer et al. 2003, Anderson et al. 2011; citado por Villamarín 2008). Jacobsen et al. (2003) indican que estos ríos poseen una alta variabilidad ambiental lo que provoca cambios en sus características fisicoquímicas.

## **2.2. CALIDAD DE HÁBITAT DE LOS RÍOS**

Roldan (1992) define a los hábitats lóticos como aguas de corrientes (ríos, riachuelos y quebradas); estos conforman diferentes zonas de corriente, rápidos, remansos y orillas que ofrecen diferente fauna de macroinvertebrados bentónicos.

Los hábitats de los ecosistemas continentales necesitan de su entorno para mantener la dinámica ecológica (Vannote et al. 1980). El entorno modifica su estructura debido a que la contaminación antrópica afecta directamente a la vida acuática.

Las funciones de importancia de las riberas son las siguientes: (a) Son áreas de importancia ecológica ya que albergan muchas especies, (b) Aportan material orgánico y material geológico al sistema, (c) Crean un hábitat y nicho para microorganismos (hongos, bacterias) que degradan material orgánico, (d) Son corredores que sirven como lugar de interacción entre organismos acuáticos y terrestres, (e) Estabilizadores de la temperatura debido a que la sombra proyectada mantiene la temperatura del agua en rangos tolerables para especies adaptadas a aguas frías, pero la función más importante se debe a la (f) protección que brindan al sistema acuático, actuando como contenedor de sedimentos, nutrientes y algunos contaminantes en los ríos, lagos, lagunas, quebradas, etc. (Cummis 2002, Palma et al. 2002).

La condición biológica es igual a la suma de dos componentes: calidad de hábitat y calidad del agua, debido a esto es importante evaluar el primer componente. Esta metodología considera que cada taxón es una variable y que la abundancia y presencia es un atributo de un sitio (Hauer & Lamberti, 2007). A pesar de las descripciones cualitativas del hábitat, se recomienda asignar un valor o score de la calidad del ambiente evaluado, el cual se puede incluir como herramienta ambiental para realizar comparaciones estadísticas con la data hidrobiológica.

El Protocolo de evaluación visual del hábitat físico para ríos vadeables (SVAP) incluida en los protocolos para evaluación biológica de ríos vadeables y quebradas US-EPA (Barbour *et al.*, 1999), evalúa semi-cuantitativamente las características físicas de quebradas y ríos pequeños (vadeables), y en función a ello califica las condiciones del hábitat para la comunidad hidrobiológica.

### **2.3. COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS (MIB)**

Los Macroinvertebrados Bentónicos (MIB) representan actualmente el registro más valioso para la determinación del estado de salubridad o estado ecológico de un río, este término abarca más que solo la calidad del agua debido a que el establecimiento de comunidades biológicas no solo depende de las características fisicoquímicas de la masa de agua, también está en relación con los procesos ambientales como regímenes de caudales, erosión, estabilidad de riberas, etc. Un ejemplo de ello es que la Unión Europea considera primordial, en este tipo de estudios de calidad del agua, a la *indicación biológica* (DOCE, 2000). Apoyando esta importancia, Fossati *et al.* (2001) indican que los macroinvertebrados bentónicos son buenos indicadores de impactos producidos por sólidos en suspensión en los andes de Bolivia, lo cual resalta la importancia de su eficaz estudio. Pese a ello existe un gran problema en Latinoamérica debido a que los Estudios de Impacto Ambiental (EIA) que evalúan la calidad del agua se basan mayormente en análisis fisicoquímicos (Acosta *et al.* 2009).

Roldan (1992 y 1988) denomina *Macroinvertebrados* a todos los organismos acuáticos que se pueden observar a simple vista (tamaño superior a 0,5 mm de largo) y define al termino *bentos* o *fauna béntica* a todos aquellos organismos que viven, o por lo menos en alguna fase del ciclo de vida, en el fondo de los cuerpos de agua adheridos a algún sustrato como rocas, troncos, residuos vegetales, etc. Las comunidades bentónicas tienen como factor básico para su establecimiento en los ecosistemas continentales una estrecha relación con el fondo, el cual usan para movilizarse, adherirse y excavar (Salazar *et al.* 2001).

La distribución de la biota en los ecosistemas acuáticos no es uniforme, cada estilo de vida está relacionado a un hábitat y a una función específica o nicho en el que se desempeñan (Roldan. 2008). Los análisis cuantitativos y cualitativos de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos (MIB) son indicadores de la calidad del agua (Prat *et al.* 2009), un ejemplo claro de esto es que luego de una perturbación los MIB se demoran en

reorganizarse y recolonizar, por lo que son buenos indicadores de perturbación tiempo después de haber ocurrido (Alba-Tercedor 1996; citado por Giraldo 2004). Asimismo, las especies tolerantes pueden incrementar su abundancia y especies poco tolerantes desaparecer o disminuir significativamente, y muchos grupos funcionales pueden variar su cantidad debido a los contaminantes (Hauer & Lamberty, 2007).

A diferencia de los análisis de variables fisicoquímicas, en la evaluación de ecosistemas acuáticos, los macroinvertebrados bentónicos pueden dar un mayor entendimiento de los impactos debido a que es posible hacer un estudio a lo largo del tiempo y espacio (Moya 2006). La comunidad de macroinvertebrados bentónicos son usados como indicadores de contaminación ambiental debido a las siguientes razones:

- Tienen un tamaño relativamente grande y poseen una alta riqueza de especies con una amplia gama de respuestas ambientales (Bonada et al. 2006). Asimismo, responden rápido a los diferentes tipos de contaminantes (Metcalf 1994).
- Poseen una amplia distribución geográfica en aguas continentales (Bonada et al. 2006).
- En su gran mayoría son sedentarios, lo que facilita el entendimiento espacial de un impacto (Bonada et al. 2006, Metcalf 1994).
- Tienen una alta reacción de huida a la polución, lo cual indica que es un buen indicador de contaminación (Bonada et al. 2006).
- El muestreo de los MIB es sencillo, se puede realizar in situ y es de bajo costo (Bonada et al. 2006, Metcalf 1994, Domínguez y Fernández 1998).
- Se puede decir que la taxonomía es bien conocida a nivel de género y familia, lo cual permite hacer muchos estudios para determinar el grado de sensibilidad y/o tolerancia de cada familia (Bonada et al. 2006).
- Los ciclos de vida son relativamente prolongados, lo que permite un registro adecuado de la calidad de su medio (Metcalf 1994), y permite detectar situaciones anómalas aun cuando se hayan producido con anterioridad (Domínguez y Fernández 1998).
- Son heterogéneos, compuestos por numerosos taxa y grupos tróficos, lo que aumenta la probabilidad de que alguno reaccione a una condición particular de perturbación (Metcalf 1994).

Las desventajas que existen son:

- La difícil diferenciación de respuestas de estas comunidades a efectos antrópicos y naturales (Moya 2006).

- Poseen historias de vida muy complejas y varían mucho de acuerdo a la estación, sobre todo en zonas templadas (Moya 2006).
- Hay grupos que no son muy conocidos taxonómicamente (Hauer y Lamberti 2007).
- Existe una pobre relación entre los índices más conocidos e impactos específicos (Hauer y Lamberti 2007).

En los estudios ambientales, lo ideal sería identificar a los MIB hasta el nivel de especie ya que existe gran variedad de respuestas a la contaminación dentro de las diferentes especies de una misma familia. Pero esto es dificultoso, aun a nivel de género para algunas familias, debido a que implica invertir más tiempo y elevar costos para las identificaciones (Prat et al. 2009).

La importancia de las evaluaciones biológicas sobre las evaluaciones físicas y químicas es que los organismos integran condiciones ambientales por tiempos prolongados, mientras que los datos fisicoquímicos necesitan varias mediciones para conseguir una respuesta más precisa (Metcalf, 1994).

#### **2.4. ÍNDICES DE ESTRUCTURA COMUNITARIA**

Existe la necesidad de tomar medidas de las variables bióticas, en este caso la diversidad, debido que permite describir los componentes del sistema (Maclaurin y Sterelny 2008). Si se encuentran cambios en la magnitud de la diversidad, esto puede ser utilizado para explicar acciones de protección para determinados ecosistemas (Moreno et al. 2011) y por ende tomar medidas necesarias de gestión ambiental.

Para estimar la diversidad se debe tener en cuenta la composición taxonómica y considerar que todos los individuos de una clase son idénticos. A continuación se describe los índices más usados, los cuales son analizados en conjunto para un mejor entendimiento de las comunidades bióticas (Magurran 1988):

##### **❖ Índice de Shannon-Wiener (Shannon & Weaver, 1949)**

Basado en la teoría de la información, este índice considera la riqueza y abundancia, empleando una escala logarítmica; cero (0) es cuando hay una sola especie y el máximo es  $\lg 2S$  ( $S$  es riqueza de especies), toma el máximo valor cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos. Asimismo, mide la incertidumbre de predecir a que especie puede pertenecer un

individuo escogido al azar y asume que todas los individuos son seleccionados aleatoriamente y que todas están representadas en la muestra (Magurran 1988). Se calcula de la siguiente manera:  $H' = - \sum p_i \log p_i$ ,  $p_i = n_i/N$ , donde  $n_i$  es el número de individuos de la especie  $i$  y  $N$  es el número total de individuos de todas las especies.

Entre las desventajas más importantes del índice de Shannon se puede mencionar las siguientes: (1) se puede obtener el mismo valor del índice para una comunidad con baja riqueza y alta equidad como para una comunidad con baja equidad y alta riqueza (Moya 2006), (2) subestima la diversidad si la muestra es pequeña (Warwick y Clarke 1995), (3) no distingue entre especies o familias tolerantes como quironomidos de las poco tolerantes como los perlídeos (France 1990; citado por Moya 2006), (4) finalmente, se puede obtener valores falsos negativos al evaluar el incremento en abundancia sin exclusión de especies tolerantes ante una polución (Metcalf, 1994).

#### ❖ **Índice de Simpson (Simpson 1949)**

Fue el primer índice de diversidad usado en ecología, este indica la medida de dominancia, donde a las especies comunes se les da más peso que a las especies raras. Este índice se deriva de la teoría de la probabilidad y funciona como la probabilidad de extraer dos individuos al azar que sean de la misma especie (Moreno 2001). Se calcula de la siguiente manera:  $1-D = 1 - \sum (n_i/N)^2$ , donde  $n_i$  es el número de individuos de la especie  $i$  y  $N$  es el número total de individuos de todas las especies.

Este índice está fuertemente influenciado por las especies dominantes (Magurran 1988), su valor es inverso a la equidad por ende *el índice de diversidad de Simpson* se puede calcular como  $1-D$  (Lande 1996).

#### ❖ **Índice de equidad de Pielou (Pielou 1969)**

Mide la uniformidad de un ecosistema, basada en la diversidad observada respecto a la diversidad que se podría obtener con el mismo número de especies pero con una equidad máxima. Toma valores de 0 a 1, toma el valor de 1 cuando todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988). Se calcula de la siguiente manera:  $J' = H' / \log_2 S$  o  $J' = H' / H'_{\max}$ , donde  $S$  es riqueza.

Estos índices poseen las siguientes desventajas: varían con el método de muestreo, época del año y tipo de sustrato; no distinguen el cambio en la jerarquía de la diversidad; y no

tienen en cuenta la distribución de las especies en el espacio (Warwick y Clarke 1995). Asimismo, son poco sensibles y discriminan pobremente los tipos de contaminación o estrés de sistemas complejos como los ríos, por lo que se desarrolló los índices bióticos (Moya 2006).

## 2.5. ÍNDICES BIÓTICOS

Los Índices Bióticos unimétricos representan la manera más sencilla de evaluar la calidad ecológica del agua por medio del valor de una característica importante de la comunidad (siendo la más usada, el número de taxa), la cual responda claramente a la perturbación que interesa estudiar. Estos índices están basados en valores numéricos de sensibilidad o tolerancia ambiental a la contaminación de los diferentes taxa, los valores de tolerancia y sensibilidad se han designado a nivel de Familia, estos dan respuestas a las perturbaciones indicando aumento o disminución de tales características (Prat et al. 2009).

Una métrica puede estar basada en un índice, una concentración, un porcentaje o lo que sea aplicable a un grupo de especies hidrobiológicas, para cada métrica se debe obtener un valor de referencia, este se establece como el estado ecológico natural y/o no perturbado entrópicamente, a partir de los resultados se establece la referencia en la posterior evaluación ecológica de calidad de agua. Se deben utilizar datos de varios lugares con condiciones naturales/estado ecológico bueno para promediar y determinar el valor final de las condiciones de referencia; una vez que las condiciones de referencia para todas las métricas de todos los elementos de calidad en un cierto tipo cuerpo de agua, se han establecido el estado ecológico para cada métrica de otras aguas, con características ecológicas similares, puede ser determinado como desviación respecto a las condiciones de referencia aplicando un “Cociente de Calidad Ecológica” (en inglés: Ecological Quality Ratio, EQR), obteniendo valores entre cero (0) y uno (1) los valores cercanos a uno indican un muy buen estado ecológico y los cercanos a cero un mal estado. (Van de Bund y Solimini 2007).

Las desventajas de los índices bióticos son:

- 1) Cuando existe una perturbación de baja intensidad, los valores de las métricas no hacen notoria esa diferencia y a veces no son sensibles a perturbaciones particulares (Prat et al. 2009). Asimismo, los diferentes elementos de calidad y sus respectivas métricas

(indicadores biológicos) pueden responder de manera diferente a los diferentes tipos de contaminación y perturbaciones. Por ende las evaluaciones multi-métricas son más útiles que la aplicación de una sola métrica (Villamarín 2008). Por ejemplo, el Índice de Integridad Biótica (IBI) tiene como ventaja que contempla distintos atributos biológicos al considerar un amplio espectro de métricas biológicas, por lo que permite detectar las consecuencias de las distintas perturbaciones antrópicas (Karr & Chu 1997).

- 2) La asignación de valores de tolerancia y sensibilidad a la contaminación son los mismos para todos los sitios estudiados cuando las características ambientales varían de región a región (Armitage et al. 1990).
- 3) Existe un déficit a nivel de resolución taxonómica que produce un sesgo al evaluar la tolerancia o sensibilidad de los organismos a la contaminación. Por ejemplo, existe una carencia en el conocimiento acerca de la Familia Chironomidae, la cual posee muchas especies con distintos nichos ecológicos, los cuales pueden responder de distinta manera a las perturbaciones y dar como respuesta una riqueza específica subestimada (Acosta 2009); la identificación a nivel familia puede conducir a una pérdida de información ecológica importante (Tomanova et al. 2008; citado por Moya 2006); además los macroinvertebrados en América del Sur presentan patrones longitudinales y latitudinales muy distintos (Prat et al. 2009).
- 4) Lo óptimo sería elaborar un mapa de regionalización, tomando en consideración la tipología de ríos, ya que las condiciones de altura, drenaje, pendiente, precipitación, geológicas, etc., determinan la composición y abundancia de los macroinvertebrados, lo que no permite que la calidad de agua sea la misma para diferentes zonas (Roldan 2003); por ejemplo, el valor de BMWP puede ser 1 para una región A y 2 para otra B, reflejando así que es importante ajustar valores para cada región.

Los índices bióticos se sustentan sobre los valores de sensibilidad o tolerancia ante distintos tipos de contaminación, principalmente orgánica, de acuerdo a las respuestas de cada familia; estos índices fueron elaborados con la finalidad de registrar de una manera rápida a los MIB en campo y llegar a una conclusión de la integridad biótica y calidad del agua de los ríos (Domínguez y Fernández 1998, Hilsenhoff 1988).

Los índices unimétricos analizados en el presente estudio se describen a continuación:

- **Índice Biótico de Familias (IBF)**

Fue desarrollado inicialmente para Sudáfrica y luego modificado por Hilsenhoff (1988) para ríos de Norteamérica, también es usado para algunos ríos de Sudamérica (Figuroa et al. 2007). Hilsenhoff (1988) hizo hincapié en la necesidad de elaborar métodos rápidos de evaluación en campo (puede ser efectivamente utilizado en campo por los biólogos que están lo suficientemente familiarizados con artrópodos y que son capaces de identificar las familias sin la necesidad de utilizar las claves taxonómicas); también reconoció que con el fin de ahorrar tiempo, un grado de precisión puede ser sacrificado.

Este índice hace uso de una aproximación cuantitativa de las familias, asignando un valor de tolerancia a la contaminación para cada una de ellas que va desde 0 a 10 (Correa-Araneda et al. 2010), clasificando a los ríos desde clase I que es excelente hasta clase IV que es muy malo. Este es sensible a la contaminación y al número de morfo especies que contiene cada familia (Figuroa et al. 2003).

Según Figuroa et al. (2007) la manera de obtener el valor de este índice es:  $IBF = 1/N \sum n_i t_i$ ; donde  $n_i$  es el número de individuos presentes en una familia,  $t_i$  es el valor de tolerancia de cada familia y  $N$  es el total de individuos en la muestra; de esta manera el valor obtenido será asociado a una clasificación de calidad (ver Cuadro 1).

**Cuadro 1: Clasificación de la calidad del agua según el IBF.**

Rangos	Calidad del Agua
0 - 3,75	Muy bueno, no perturbado
3,76 - 4,63	Bueno, moderadamente perturbado
4,64 - 6,12	Regular, perturbado
6,13 - 7,25	Malo, muy perturbado
7,26 - 10	Muy malo, fuertemente perturbado

FUENTE: Figuroa et al. (2007)

- **Índice Biótico Andino (ABI)**

Es una propuesta de índice biótico cualitativo usado para la elaboración de Estudios de Impacto Ambiental y estudios ecológicos (Acosta et al. 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 msnm, que cuenta con una lista taxonómica de macroinvertebrados bentónicos para esta zona (Prat et al. 2009, Cota et al. 2002).

El ABI asigna un valor 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 (Rosero y Fossati 2009). Ver Cuadro 2.

Para la aplicación de este índice se debe realizar un muestreo multihábitat en campo, no se pueden usar datos de un solo tipo de hábitat debido que la intención es obtener la representación de casi todo el área de estudio y el muestreo debe de seguir hasta no encontrar nuevas familias (Acosta et al. 2009).

**Cuadro 2: Clases de estado ecológico según el ABI en el Perú**

Rangos	Estado ecológico
>74	Muy Bueno
45-74	Bueno
27-44	Moderado
<27	Malo
<11	Pésimo

FUENTE: Acosta et al. 2009.

▪ **Índice Biological Monitoring Working Party/Colombia (BMWP/Col)**

El índice BMWP fue propuesto inicialmente por Armitage (1983) para la evaluación de la calidad del agua en ecosistemas acuáticos de Gran Bretaña. El BMWP/Col fue modificado por Zamora (1999) para ríos de Colombia, se presenta como una modificación de BMWP que se desarrolló en Inglaterra en 1970 para evaluar la calidad del agua basándose en la comunidad de macroinvertebrados como indicadores (Roldan 2003). Debido a las adaptaciones, distribución y abundancia de los MIB, puede ser aplicado en los ecosistemas andinos peruanos.

Este índice solo requiere llegar hasta la determinación de familia y los datos que se usan son cualitativos de presencia o ausencia (Roldan 2003), por ende no tiene en cuenta su abundancia, evitando el sesgo generado por familias abundantes.

Se basa en la asignación de puntuaciones de sensibilidad a la contaminación orgánica para cada familia, asigna valores enteros del uno (01) al diez (10), siendo menos sensibles las menores puntuaciones y más sensibles los de mayor puntuación (Cammaerts et al. 2008). Finalmente se califica el estado de calidad del río mediante la

suma de los puntajes de sensibilidad de las familias, el cual hará referencia a los tipos de calidad del índice en el sitio de evaluación (ver Cuadro 3).

**Cuadro 3: Clasificación de la calidad del agua según el BMWP/Col.**

CLASE	Rangos	Calidad del agua
I	>150,101-120	bueno
II	61-100	aceptable
III	36-60	dudosa
IV	16-35	crítica
V	<15	muy crítica

FUENTE: Roldan (2003).

▪ **Índice - ASPT (Average Score per Taxon)**

Conocido como el Puntaje Promedio por Taxón, resulta de dividir el BMWP/Col entre el número de taxones evaluados, los valores de ASPT van de 0 a 10. Este es un índice de gran valor para la evaluación de un sitio específico y además tiene complementariedad con el BMWP/Col ya que valores bajos de ASPT y BMWP/Col para un mismo sitio indicarían contaminación grave de un sitio (Roldan 2003).

A pesar de no estar normalizado, el esfuerzo de muestreo es un factor importante en el desarrollo de estos índices, por ello el ASPT nos da el promedio del límite inferior de la sensibilidad a la contaminación orgánica de los taxones de un sitio, siendo independiente del muestreo (Cammaerts et al. 2008).

▪ **Índice - EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera)**

Este índice considera el porcentaje en abundancia de tres órdenes (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera), estos reflejan la calidad del agua por ser organismos intolerantes a efectos de perturbación (Metcalf, 1994). La metodología a seguir para hallar este índice es: primero ordenar por columnas, en la primera columna de debe colocar el total de organismos clasificados, en la segunda se coloca la abundancia de estos y en la tercera columna la abundancia de los EPT, y finalmente el total de individuos pertenecientes a los órdenes EPT se divide entre el total de individuos de la zona evaluada y se multiplica por 100 (Endara 2012). Los resultados se deben de comparar con la tabla de clasificaciones que se presenta en el Cuadro 4.

Un ejemplo de la aplicación de este índice es que Moya (2006) demuestra que estos tres órdenes son sensibles a la polución, por lo que responden negativamente a las perturbaciones y son buenas variables para integrar el índice multimétrico de la cuenca del río Chipiriri, Bolivia.

**Cuadro 4: Clasificación de la Calidad del Agua según el EPT**

Rangos	Calidad de agua
75%-100%	Muy buena
50%-74%	Buena
25%-49%	Regular
0%- 24%	Mala

FUENTE: Endara 2012, Carrera y Fierro 2001.

Este índice tiene aplicación para evaluar la calidad del agua debido a la polución orgánica, pero es cuestionable en otros tipos de perturbación (Metcalf, 1994).

## **2.6. ESTÁNDARES DE CALIDAD AMBIENTAL PARA EL AGUA SUPERFICIAL (ECA- Agua)**

### Marco Normativo

En el Perú la propuesta de la elaboración de los ECA-Agua proviene desde 1999 (D.S. N° 044-98-PCM), ese año se instaló el *Grupo de Estudio Técnico Ambiental de Agua* (GESTA AGUA), integrado por 21 instituciones del sector público, privado, y académico; la Secretaria Técnica colegiada de GESTA AGUA estuvo a cargo de la Dirección General de Salud Ambiental (DIGESA). La misión de GESTA AGUA fue proponer valores, metodologías de muestreo y análisis, así como los parámetros a ser controlados en las evaluaciones ambientales, y las estrategias a seguir para su implementación y cumplimiento. Los criterios que se tuvieron en cuenta para la elaboración de los ECA-Agua fueron:

- Estudios o registro de datos disponibles sobre la calidad de los cuerpos de agua del Perú.
- Guías y criterios ya establecidos por entidades internacionales.
- Propuestas de investigación para fundamentar la base científica de los ECA-Agua.

El 24 de octubre de 2007 GESTA AGUA aprobó la propuesta de los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental (ECA) para Agua, seguidamente los ECA-Agua fueron aprobados por el Decreto Supremo N° 002-2008-MINAM.

El Ministerio del Ambiente (MINAM) es el encargado de elaborar los ECA-Agua y de ser necesario realizar modificaciones cada 5 años, desde su aprobación, teniendo en cuenta la opinión del sector correspondiente y aprobado mediante Decreto Supremo. El organismo que se encarga de la vigilancia, fiscalización y supervisión del cumplimiento de las normas de calidad basadas en los ECA-Agua de recursos hídricos continentales y marinos es la Autoridad Nacional del Agua (ANA) y El Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA). La protección del agua incorpora la conservación, protección de sus fuentes, de los ecosistemas y bienes que están asociados a estas (Ley N°29338).

A continuación se indica las normas legales que modifican y clasifican a los cuerpos de agua del Perú, según el ECA-Agua correspondiente:

- **Decreto Supremo N° 023-2009-MINAM-Aprueban Disposiciones para la Implementación de los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental (ECA) para Agua.** Esta asignación de categorías se realiza de acuerdo a la calidad del cuerpo de agua, que considera lo siguiente: (a) utilizar las categorías establecidas en los ECA para Agua vigentes; (b) en caso de identificarse dos o más categorías que coexistan en una zona determinada de un mismo cuerpo de agua, la Autoridad Nacional del Agua definirá la categoría, priorizando la protección de la salud humana; (c) para aquellos cuerpos de agua que no se les haya asignado categoría de acuerdo a su calidad, se considerara transitoriamente la categoría de recurso hídrico al que tributan.
- **Resolución Jefatural N° 202-2010 ANA (Clasificación de los cuerpos de agua superficiales y costeros).** Según esta resolución se clasificó todos los cuerpos de agua superficiales y costeros según lo establecidos en los ECA de calidad ambiental de agua de la D.S. N° 008-2008-MINAM. La clasificación se define en función del uso actual o potencial del cuerpo de agua.

#### Definición y referencias

Los ECA son medidas de las concentraciones de elementos de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos en el agua, presentándose en condición de cuerpo receptor, lo que significa que no existe riesgo para la salud de las personas ni del medio ambiente. Este dispositivo legal establece concentraciones, valores absolutos que dependiendo del parámetro en particular a que se refiera, la concentración o grado podrá ser expresado en máximos, mínimos o rangos (con la excepción de los coliformes totales y fecales donde los

límites son aplicados al 80% de 5 o más muestras) que deberán contener el agua sin afectar la calidad del recurso para determinados usos específicos. Los ECA-Agua se aplican a todo el territorio peruano, sin tomar en cuenta las condiciones geoquímicas específicas de cada sitio (Gordine et al. 2007).

Los estándares se establecen de acuerdo a cuatro categorías: (1) Poblacional y Recreacional con tres sub categorías, cuando las aguas son destinadas para la producción de agua potable y dos sub categorías cuando las aguas son destinadas para la recreación (Contacto primario y secundario); (2) Aguas para actividades marino costeras con tres sub categorías; (3) Aguas para riego de vegetales y bebida de animales y (4) Aguas para la **conservación del ambiente acuático** que tiene las sub categorías de lagunas y lagos, ríos de costa y sierra, ríos de selva, estuarios y ecosistemas marinos.

La Categoría N° 4 **Conservación del ambiente acuático**, la cual es interés del presente trabajo, tuvo como criterios; la recopilación de información de la calidad del agua superficial en el país, la revisión de las Normas técnicas Ambientales de los países de Chile, Venezuela, Honduras, Paraguay, y Guías Internacionales, que tuvo como referencia base la Ley General de Aguas, actualmente modificada a la Ley de los Recursos Hídricos (ver Anexo 1 y 2).

### Problemática

Actualmente existe un problema en la gestión de los recursos hídricos continentales de nuestro país relacionado con disposiciones legales como el D.S. N° 023-2009-MINAM y la R.J N° 202-2010 ANA (expuestos líneas arriba), estas disposiciones consideran que *“para aquellos cuerpos de agua que no se les haya asignado categoría de acuerdo a su calidad-ECA Agua, se considerara transitoriamente la categoría de recurso hídrico al que tributan”*. Por lo que ríos (de ecosistemas frágiles ubicados en cabeceras de cuenca con importancia de conservación) que no están clasificados mediante ECA-Agua, y que tributan a cuerpos de agua de categoría desconocida que a su vez tributan a un cuerpo lótico clasificado como ECA-Agua categoría 3, deberán de adoptar la Clasificación de categoría 3; cuando las actividades, los tipo de usos del agua, y la tipología de estos sean totalmente diferentes para ser evaluados de esta manera. Teniendo en cuenta que existen muchos proyectos de inversión aprobados bajo este marco legal, los cuales generan una degradación del ecosistema y la degradación del valor del recurso hídrico, existe necesidad de replantear las herramientas de Gestión Ambiental aplicadas actualmente.

Debido a que los atributos biológicos son muy variables y complejos incluso en condiciones naturales, los programas de monitoreo dependen de normas simples basados en criterios fisicoquímicos; pero los criterios químicos basados en curvas de dosis y respuestas para sustancias tóxicas individuales no pueden explicar las interacciones acumulativas, sinergia, o interacciones antagónicas de múltiples productos químicos que existen en el medio ambiente (Karr y Chu 1997).

## **2.7. MANEJO ADAPTATIVO Y SISTEMAS COMPLEJOS**

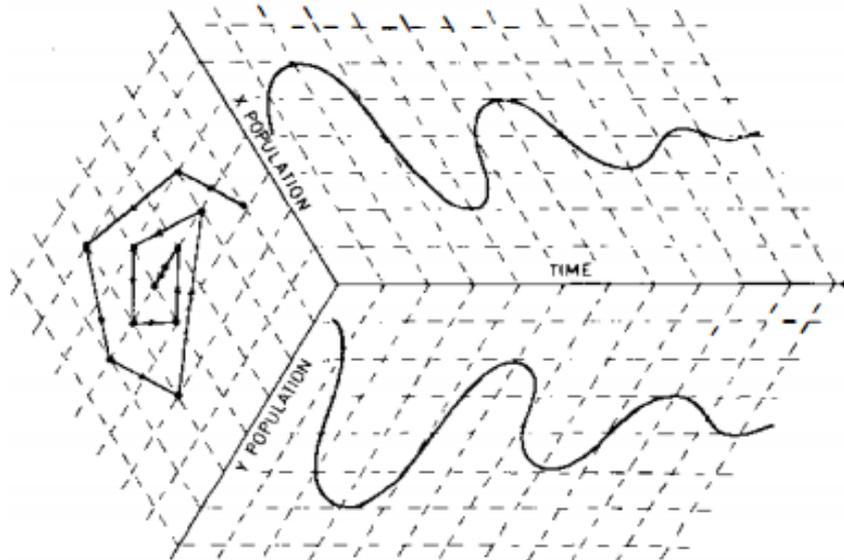
Las poblaciones y demandas económicas crecen cada día por lo que los cambios en los usos de los recursos generan cambios en los estados estables y mueven a las poblaciones lejos del equilibrio (Holling 1973), esto genera la necesidad de cambiar la óptica en el manejo y gestión de nuestros recursos; así como la evaluación de “la integridad ecológica que es un concepto holístico, que refleja la necesidad de considerar a los ríos como sistemas ecológicos complejos caracterizados por su gran dinámica espacial y temporal de las condiciones bióticas y abióticas ” (Chovanec et al. 2000).

El Manejo adaptativo es un concepto relativamente nuevo, acuñado por los ecólogos Holling (1978) y Walters (1996). Este es la adaptación del esquema de trabajo a nuevas condiciones que se puedan presentar, necesitando un enfoque explícitamente experimental o científico (Salafsky et al. 2001).

Un ejemplo del comportamiento de sistemas complejos lo expone Holling (1973), donde explica que dos poblaciones que interactúan como depredador-presa o competidores; si las interrelaciones son reguladas podríamos esperar una alteración en ambas o una población que dentro de un ambiente constante seguiría comportamientos como fluctuaciones que gradualmente decrecen su amplitud, y donde el destino de una u otra población es la extinción (ver Figura 1), pero esto se vuelve más complejo al introducir otras relaciones tróficas, donde cada punto de partida genera un ciclo único y no hay tendencia para los puntos en converger a un solo ciclo o punto.

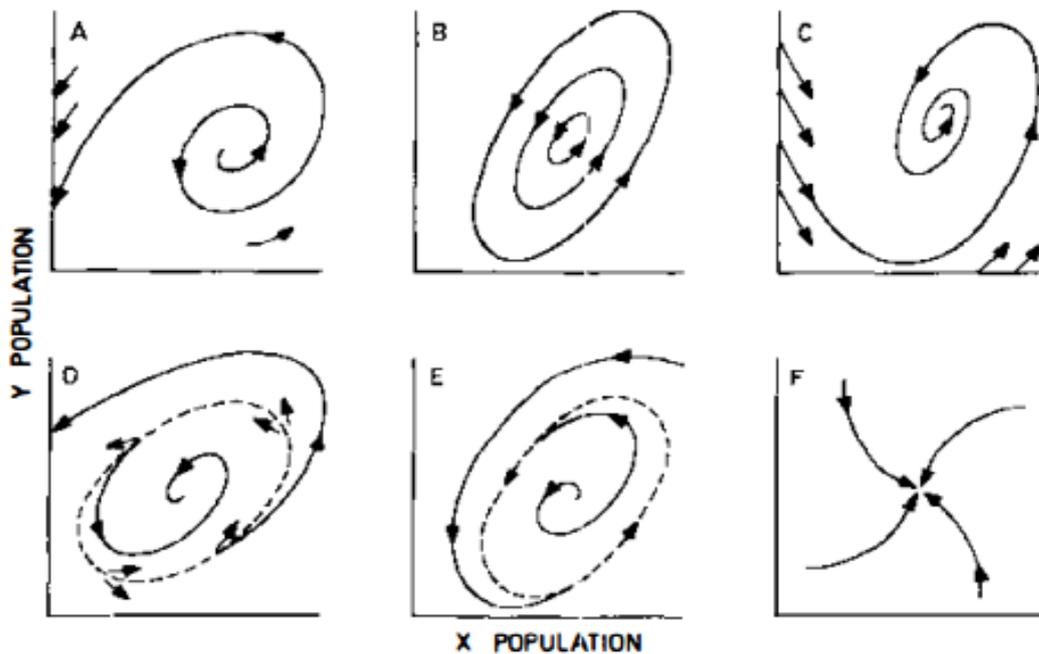
En la Figura 2 las seis figuras podrían ser combinados en una variedad casi infinita de formas de producir varios dominios de atracción dentro de las cuales podría haber un equilibrio estable, un ciclo límite estable, un nodo estable, o incluso neutralmente órbitas estables.

**Figura 1: Obtención de un plano de fases que muestra los cambios en los números de dos poblaciones. Los ejes del extremo muestran la densidad de las 2 poblaciones, a la derecha se puede ver la trayectoria de oscilaciones de las poblaciones.**



FUENTE: Holling (1973)

**Figura 2: Ejemplos de posibles comportamientos de los sistemas en un plano de fase; (a) equilibrio inestable, (b) los ciclos neutralmente estable, (c) equilibrio estable, (d) dominio de atracción, (e) ciclo límite estable, (f) nodo estable.**

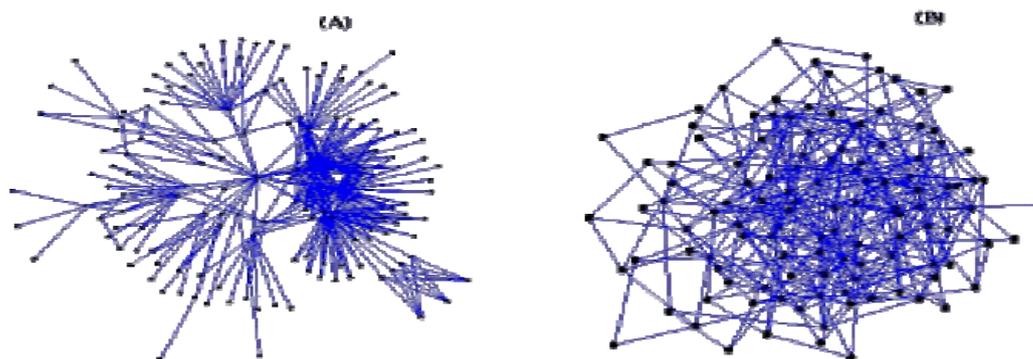


FUENTE: Holling (1973)

Los ecosistemas son redes de complejas relaciones, Montoya et al. (2001) mantienen que la arquitectura de estos sistemas se dirige a una arquitectura universal que se rige por el fenómeno de los "pequeños-mundos".

○ **Pequeños-mundos:** son sistemas complejos compuestos de dos elementos: nodos (o especies en los ecosistemas) y conexiones (relaciones tróficas), con propiedades de estados intermedios entre redes totalmente ordenadas y redes regidas totalmente por el azar (ver Figura 3). Estos sistemas poseen dos características: (a) tienen un alto grado de compartimentalización (respecto a los nodos que se distribuyen al azar), dando lugar a grupos de nodos muy conectados o llamados también pequeños mundos, pero existe poca conexión entre otros grupos de nodos; (b) para conectar dos nodos el número de conexiones es muy bajo como la conexión azarosa (Montoya et al. 2001).

**Figura 3: (A) representación de los pequeños- mundos en un ecosistema terrestre, y (B) sistema completamente azaroso.**



FUENTE: Montoya et al. 2001

○ **Especies clave:** según Bond (1993), desde el punto de vista trófico, son las especies que poseen más conexiones (ver Figura 3), por lo que su eliminación podría poner en peligro la estabilidad y persistencia de la red.

Por lo expuesto anteriormente es importante conocer la estructura del sistema, de las especies que la componen para determinar su funcionamiento; así las especies y variables clave garantizan la existencia de un ecosistema en un determinado estado. Las perturbaciones provocadas por el hombre afectan directamente a especies importantes, llamadas también *especies clave*, fragmentando el sistema; por el contrario la perturbación natural tiene pocas probabilidades de afectar a estas especies importantes. Además la diversidad actúa como seguro biológico debido que ante una perturbación existe

redundancia funcional de manera que se puede reemplazar a las especies afectadas (Montoya et al. 2001).

El comportamiento de los sistemas ecológicos puede definirse mejor por dos propiedades: Resiliencia y Estabilidad (Holling 1973).

#### ❖ **Estados Alternativos Estables**

Los estados alternativos estables son estados en los que se encuentra el sistema en determinado momento, incluyendo una gama de dinámicas. Los sistemas tienden a estar moviéndose entre estados alternativos estables, al generarse una perturbación esta puede superar el umbral de tal manera que el ecosistema pase a un nuevo equilibrio. Como lo mencionan Beisner et al. (2003), existen dos enfoques; desde la perspectiva de la comunidad y la del ecosistema, pero estos son solo dos formas diferentes de llegar a nuevos estados estables.

Es importante entender las perturbaciones y como estas pueden generar cambios en la dinámica de estados estables, ya que la *interacción* de componentes del sistema como Resiliencia, Adaptabilidad y Transformabilidad determinan la trayectoria del futuro del sistema ecológico (Walker et al. 2004).

Holling (1973) define *estabilidad* como una propiedad del sistema, el cual tiene la capacidad de volver a su estado de equilibrio después de una perturbación, el grado de estabilidad depende de la velocidad de retorno al equilibrio; por ende son los grados de fluctuación en torno a estados específicos como resultado de una perturbación.

#### ❖ **Resiliencia**

Definida como la persistencia de las relaciones dentro de un sistema y la capacidad que posee el sistema de absorber perturbaciones sin alterar significativamente su estructura y función, regresando a su estado original tiempo después de una perturbación; esta tiene como resultado final la probabilidad de extinción del sistema (Tilman y Downing 1994, Holling 1973). Este término debe ser entendido en función a los atributos que gobiernan un ecosistema; los ecosistemas mejor organizados y complejos tienden a tener mayor Resiliencia, debido a los mecanismos de autorregulación que tienen (Tilman y Downing 1994, Walker et al. 2004).

La Resiliencia según Walker et al. (2004) tiene cuatro componentes:

- Latitud: es lo máximo que puede cambiar un sistema antes de perder su habilidad para recuperarse.
- Resistencia: es la facilidad o dificultad de cambiar un ecosistema, cuánto resiste este al cambio.
- Precariedad: qué tan cerca se encuentra el estado de un sistema de un umbral con respecto a otro atractor.
- Panarquía: Es una estructura multidimensional de ciclos adaptativos anidados. Indica que la Resiliencia en un estado local va a depender del global. Este componente tiene una alta influencia sobre los tres componentes descritos anteriormente, por lo que será descrito más adelante en detalle.

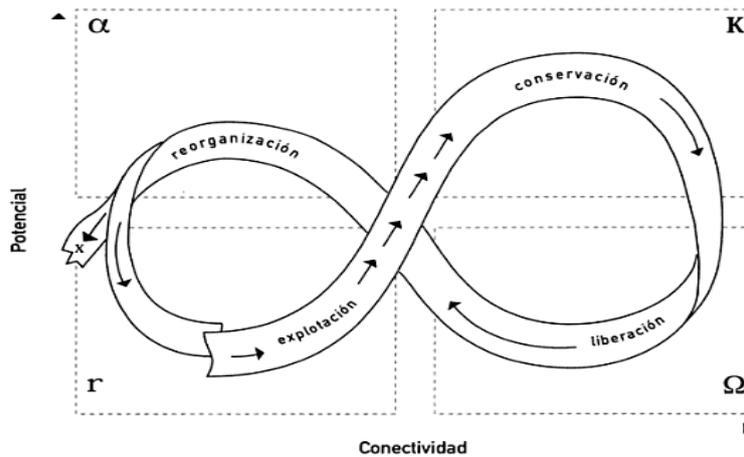
#### ❖ **Ciclo Adaptativo y Panarquía**

El *ciclo adaptativo* es un ciclo constante de crecimiento, caída, regeneración y nuevo crecimiento que tiene lugar en los ecosistemas reales y complejos en escalas de espacio y tiempo que aseguran la aparición de nuevos eventos y proporciona sostenibilidad al ecosistema (ver Figura 4).

Según Walker et al. (2004) este consta de 4 fases: [r-K] es la etapa de crecimiento y explotación de los recursos, los recursos aumentan y las especies son cada vez más especializadas en el uso de energía por lo que el sistema se hace cada vez menos flexible para responder a perturbaciones externas (menos resiliente); [K-Ω] la liberación de biomasa y nutrientes, aquí es inevitable que siga un colapso del sistema generado por sequías, plagas, guerras, etc., en esta fase el grado de incertidumbre se hace muy grande (Bermejo 2008, Holling 1992); [Ω-α] es una fase rápida o lenta de reorganización y reestructuración que determinara el crecimiento y acumulación de recursos; [α-r] en esta fase existe una rápida colonización y el grado de conectividad empieza a crecer en el sistema, seguido de una alta biodiversidad, en esta fase se minimiza la perdida de nutrientes, por lo que esta nueva fase genera el comienzo de un nuevo ciclo (Walker et al. 2002).

Los sistemas no siguen estrictamente esta secuencia, también pueden moverse de K a r, o desde r directamente hacia Ω o regresar de α a Ω. Lo más importante de los ciclos es que se desarrollan con interacciones a múltiples escalas, estas interacciones existen como panarquías (Walker et al. 2004, Gunderson y Holling, 2002).

**Figura 4: Ciclo Adaptativo.**



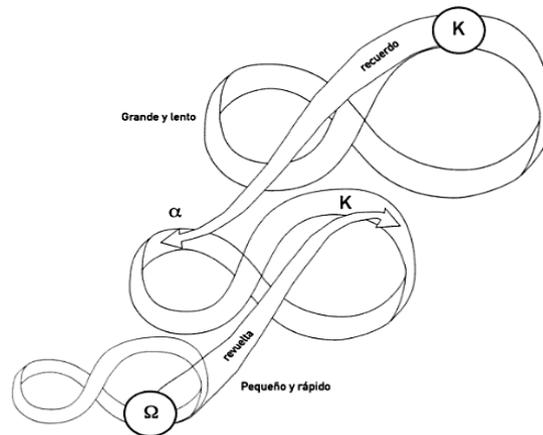
FUENTE: Gunderson y Holling 2002

*Panarquía* es un conjunto de ciclos adaptativos anidados a través de diferentes escalas integrando tiempo y espacio (Gunderson y Holling 2002). Los sistemas mayores o grandes son más lentos y tienen mayor Resiliencia, mientras que los sistemas menores tienen mayores ritmos de cambio, por lo que los sistemas superiores actúan como estabilizadores (aumentando la capacidad de recuperarse a colapsos) de los demás, formando un proceso de retroalimentación negativa entre los diferentes niveles (Bermejo 2008). Ver Figura 5.

Los sistemas pequeños generan cambios necesarios para el sistema superior, pero a la vez los sistemas superiores amortiguan los cambios en la identidad del sistema (Bermejo, 2008). Por lo tanto el ciclo adaptativo no se puede explicar sin tener en cuenta las fuerzas que actúan a diferentes escalas (Holling 2004).

La importancia del estudio y entendimiento del ciclo adaptativo radica en el manejo de la resiliencia para evitar que el ecosistema siga trayectorias indeseables, manteniendo las variables clave que son importantes para que se renueve u organice después de una perturbación que haya alterado su estructura y función (Walker et al. 2002).

**Figura 5: Panarquía.**



FUENTE: Holling 2004

Según Holling (1992) los sistemas dentro de sus procesos estructurales establecen un grupo de ciclos semejantes con su propio rango de escalas que se definen a continuación:

-Microescala: definida por procesos vegetativos como la floración, los brotes de las hojas, etc. Ocurre en pequeños espacios y en el tiempo van desde pocas horas hasta el año.

-Mesoescala: son los procesos intermedios semejantes a las plagas, flujo de agua, etc. La escala espacial está en el rango de cientos de metros a cientos de kilómetros y en el tiempo de años a décadas. Estos procesos tienen influencia sobre las escalas grandes debido a que han ampliado sus características.

-Macroescala: lentos procesos evolutivos definidos por la formación de la estructura edáfica y topográfica. Se mide en miles de Kilómetros y en cientos de milenios.

#### ❖ **Adaptabilidad**

Walker et al. (2004) definen la *adaptabilidad* como la capacidad de influencia sobre la Resiliencia, actuando colectivamente, siendo intencional o no al cruzar a otro régimen del sistema o estado estable. Este cambia los tres primeros componentes de la Resiliencia manteniendo la estabilidad del ambiente o la variedad de "cuencas" y fronteras que separan a los estados estables.

Si se desea mantener a un sistema en un estado de atracción deseado o "cuenca" se debe mantener una cuenca ancha y al sistema alejado del umbral (frontera del sistema). Todo lo

contrario si se desea pasar el sistema a otro estado estable, se reduce la Resiliencia y se acerca el sistema a las fronteras (umbrales).

#### ❖ **Transformabilidad**

La *transformabilidad* es la capacidad de crear un nuevo sistema cuando las condiciones del mismo son insostenibles, siendo capaz de configurar una nueva estabilidad en el medio, creando así nuevas variables en el sistema que se definen por la energía de este y sus múltiples relaciones (Walker et al. 2004).

#### ❖ **Atractores y Propensiones**

Un *atractor* es el comportamiento del sistema en un determinado lapso de tiempo, cuando un sistema tiende al estado de equilibrio este se define por un atractor (Walker et al. 2004). Este término viene del dominio que tiene un sistema de permanecer en un estado limitado, encontrándose atraído por un dominio, y la reorganización se da paso a paso haciendo que el sistema pase por diferentes estados dramáticos (Kay et al. 1999).

*Propensión* es una noción de cohesión dinámica y sistemática. La propensión delinea la casualidad o azar mutuo de los circuitos de retroalimentación que le da al sistema la coherencia como entidad (Kay et al. 1999), en otras palabras se refiere a las tendencias que caracterizan un holón (definido a continuación).

*Holón* es el término acuñado por Koestler (1978), y definido como la región del espacio fase de un sistema, hacia el cual tiende este en su dinámica. Kay et al. (1999) añaden que este término hace referencia a un contexto definido por una red anidada por holones, los cuales están interactuando mutuamente y oligárquicamente entre holones a diferentes escalas (interior, exterior y lateral).

#### ❖ **Jerarquía y Emergencia**

La Organización jerárquica fue desarrollada en el ámbito ecológico por O'Neill et al. (1986), la organización jerárquica de los sistemas sirve para comprender y entender los patrones que caracterizan la integridad del sistema ecológico en diferentes escalas de tiempo y espacio. Es una herramienta muy eficaz para comprender cuadros biológicos con menor dificultad.

La *jerarquía* es definida como la asociación de los niveles de organización dentro del sistema complejo, muy relacionado con un gran rango de escalas espacio-temporales; los niveles jerárquicos superiores controlan e imponen limitaciones a los inferiores, estos últimos son relativamente dependientes de los superiores, aunque esto no cierra la posibilidad de que los niveles inferiores puedan influenciar sobre los superiores (O'Neill et al. 1986).

La *emergencia* es una propiedad del sistema que se expresa cuando existe una organización de esta a escalas superiores y no como algo individual o de nivel inferior. En la naturaleza existen complejas redes de interacción que se originan a partir de los diferentes modos de relacionar cada especie (Montoya 2001), por ende los sistemas complejos emergentes son capaces de generar procesos innovadores, pudiéndose adaptar a los cambios bruscos mejor que los modelos jerárquicos (Johnson 2001, citado por Orellana 2008).

## **2.8. COMPARACIÓN DE LAS TRES HERRAMIENTAS DE EVALUACIÓN**

Los ECA-Agua expresan la realidad del sistema en un determinado instante, como lo mencionan Hauer y Lamberti (2007) capturan una fotografía de una parte del sistema. El análisis variable por variable que debe cumplir con valores estrictos omite las propiedades de emergencia y jerarquía que expresan las variables al actuar juntas; tampoco permiten identificar las variables clave en el análisis.

Por el contrario, los Índices Bióticos basados en macroinvertebrados bentónicos son herramientas que están un paso más adelante que los ECA-Agua debido a que utilizan comunidades biológicas como indicadores de la calidad o salubridad de los cuerpos lóticos, las cuales clasifican dicha calidad por medio de rangos ordinales basada en la sensibilidad o tolerancia de las familias a la contaminación. Los valores de sensibilidad o tolerancia no son universales por lo que se genera un sesgo en la evaluación. Las comunidades integran los impactos antrópicos y demuestran en cierta medida la emergencia de las variables que definen al sistema, pero no permiten determinar que variables clave son las que definen la trayectoria del sistema en determinado momento o en la mayor parte de su ciclo.

Finalmente, Manejo Adaptativo utiliza los análisis multivariados lo que permite ver la emergencia de patrones de las variables por medio de análisis de atractores por lo que pasa el sistema, busca dar respuesta a las preferencias de este como resultado de la actividades antrópicas. Asimismo, permite integrar mayor información de manera que permite evidenciar a las variables clave de cada atractor. Este enfoque no depende de los organismos biológicos para dar como resultado un análisis del sistema cercano a la realidad debido que la composición de las comunidades biológicas depende de las variables abióticas que definen el medio donde viven.

### III. MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.1. ÁREA DE ESTUDIO

El insumo de la presente investigación fue la información sobre los individuos de macroinvertebrados bentónicos y las evaluaciones de calidad de agua superficial que se realizaron durante cuatro años (desde el 2009 hasta el 2012, durante la temporada de avenida y estiaje), en cinco (05) estaciones, cada una perteneciente a los ríos vadeables altoandinos de vertiente atlántica que cruzan el Gasoducto del proyecto Camisea ubicados entre los Kp 391 y Kp 208; los datos se obtuvieron por medio del Programa de Monitoreo Biológico aceptado como compromiso ambiental en el *Estudio de Impacto Ambiental y Social de los Sistemas de Transporte de Gas Natural y de Transporte de los Líquidos de Gas de Camisea-Lima* (aprobado por la autoridad ambiental competente mediante R.D. 073-2002-EM-DGAA y R.D. 092-2002-EM-DGAA), perteneciente a la empresa Transportadora de Gas del Perú (TgP); esta proviene del monitoreo biológico semestral realizado por la empresa consultora Knight Piésold consultores S.A., que se realiza cada año a lo largo del ducto del gas natural, el cual cruza diferentes cuencas desde la primera estación de bombeo en Malvinas (Cusco) hasta el City Gate en Lurín.

A continuación se describe cada uno de los ríos involucrados en el presente estudio:

##### Estación PAM-Río Pampas

Ubicado en la cuenca hidrográfica Pampas (código 4998) a 3800 msnm, en el departamento de Huancavelica; este río desemboca en el río Apurímac y se encuentra en un sector dominado por bosque naturales de Quenua (*Polylepis* spp.). Presenta una ribera moderadamente estable compuesta por vegetación natural y diversa, el ganado de la población circundante tiene acceso a un tramo del río, el agua generalmente es ligeramente turbia a cristalina con presencia de cantos rodados, piedras y arenisca.

##### Estación YUC-río Yucay

Pertenece a la cuenca hidrográfica el Mantaro (código 49962) a 3083 msnm, ubicado bajo un pequeño canon en los valles interandinos, discurre sus aguas a través de la ciudad de Huamanga, en el departamento de Ayacucho. Presenta una ribera poco estable con poca vegetación ribereña, el lecho del río está conformado por cantos rodados, grava y arena; el ganado de la población cercana tiene acceso al río, y existe poca actividad agrícola cercana al río, la apariencia del agua es ligeramente turbia, dominado por rocas mayores a medio metro de diámetro.

#### Estación TOR-río Torobamba

Ubicada en la cuenca hidrográfica Pampas (código 4998) a 2100 msnm, se encuentra en bosque seco interandino y a traviesa el pueblo de San Miguel (Departamento de Ayacucho); presenta una ribera inestable con poca presencia de vegetación ribereña conformado por arbustos y árboles medianos, el lecho del río recibe la radiación directa en su totalidad, el ganado tiene acceso directo en un tramo y existe actividad agrícola mediana muy cerca al río. La apariencia del agua es turbia y predomina cantos rodados grandes y arena gruesa.

Torobamba es la estación peculiar debido a que el ecosistema que lo rodea difiere fuertemente de las demás estaciones, según la información contemplada en el EIA del proyecto se debe a las siguientes razones: 1) su geomorfología es muy inestable, y 2) la población de San Miguel no posee un sistema de tratamiento de aguas residuales domesticas por lo que sus desechos son vertidos directamente al río Torobamba alterando la calidad del agua.

#### Estaciones ALF-río Alfarpampa y COM-río Comunmayo

Pertenecen a la Intercuenca hidrográfica del Bajo Apurímac (código 4997) a 2941 y 2111 msnm respectivamente, ubicados en zonas bajas de estribaciones andinas en hábitats de yunga fluvial, Comunmayo está ubicado en área de bosque montano. Presentan riberas generalmente estables con vegetación ribereña natural y abundante, la actividad ganadera-agrícola es mínima o nula, y la apariencia del agua es cristalina.

A pesar de que cada estación tiene características geográficas, hídricas, geológicas y de uso diferentes; el presente estudio tomó cada una de estas como casos independientes para aplicar las metodologías a evaluar.

### 3.2. ESTACIONES DE MONITOREO

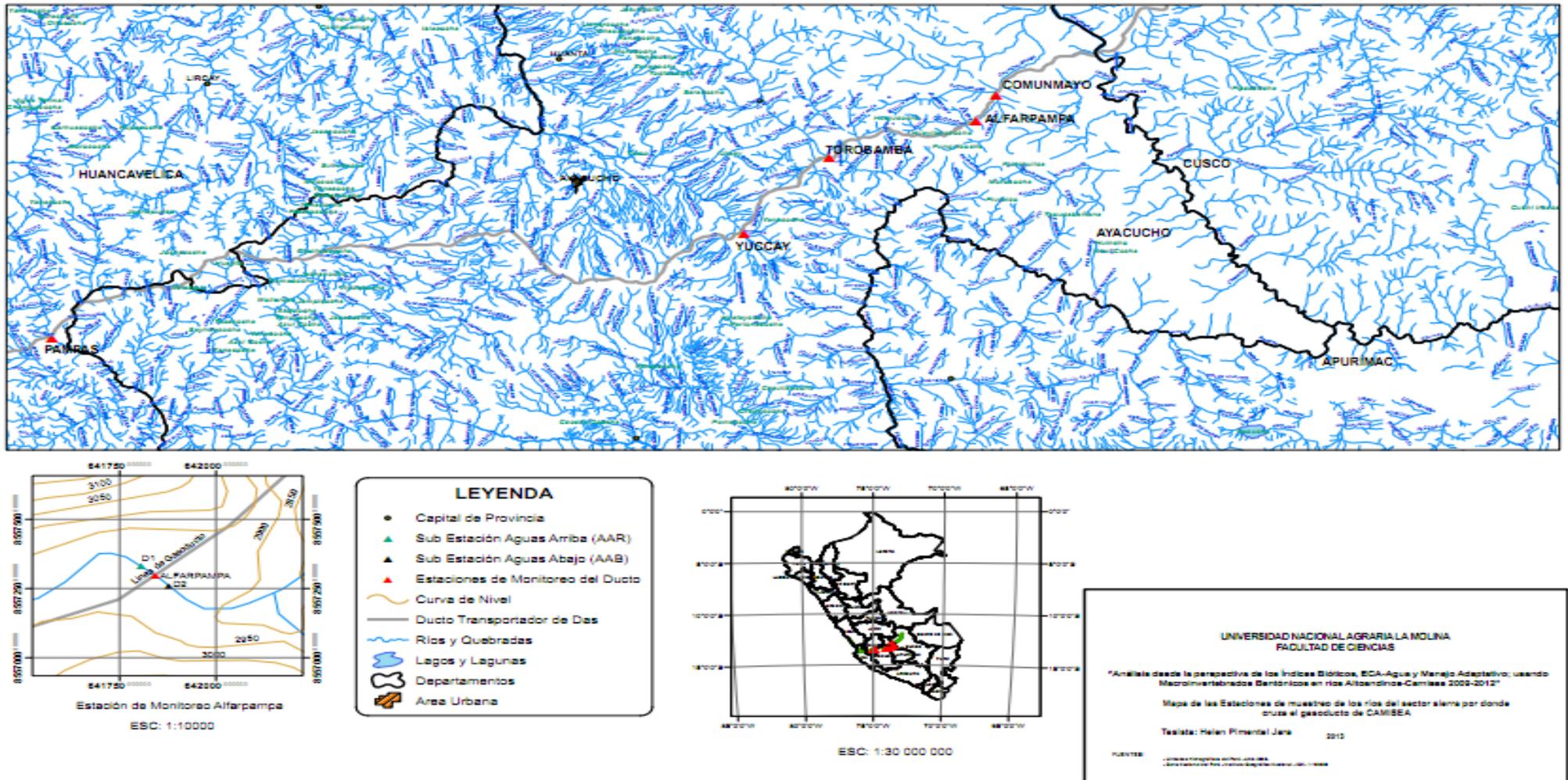
La colecta fue realizada en cinco estaciones de muestreo: PAM, YUC, TOR, ALF, y COM descritas párrafos arriba. Cada estación de muestreo estuvo conformada por 2 sub-estaciones denominadas aguas arriba del cruce del gasoducto (AAR) y aguas abajo del gasoducto (AAB), las subestaciones AAR y AAB siguen la lógica de del análisis Control-Impacto; cada subestación está conformada por una transecta de 100 metros de longitud (Cuadro 5 y Figura 6).

**Cuadro 5: Codificación y coordenadas de las estaciones de monitoreo.**

Nombre de las estaciones	Codificación del mapa	Ubicación del Ducto (coordenadas WGS84-UTM- Zona 18L)	
		Este	Norte
PAM-AAR	A1	508283	8513897
PAM-AAB	A2	508343	8513840
YUC-AAR	B1	608578	8534502
YUC-AAB	B2	608501	8534826
TOR-AAR	C1	620809	8550068
TOR-AAB	C2	620935	8549824
ALF-AAR	D1	644745	8562260
ALF-AAB	D2	644624	8562376
COM-AAR	E1	646230	8564200
COM-AAB	E2	646189	8564210

FUENE: Elaboración propia.

Figura 6: Mapa de las estaciones de monitoreo de los ríos del sector sierra por donde cruza el gasoducto de Camisea.



FUENTE: Elaboración propia.

### **3.3. DISEÑO DE MUESTREO**

Es necesario determinar que parámetros abióticos y bióticos se pueden utilizar para evaluar la calidad de los cuerpos de agua dulce (Fernández et al. 2002); asimismo es importante señalar que los individuos de macroinvertebrados bentónicos y los valores de los parámetros de fisicoquímicos y microbiológicos fueron donados por la empresa TgP. A continuación se muestra la descripción metodológica que se empleó para la evaluación de estas variables:

#### **❖ Macroinvertebrados Bentónicos**

Cada subestación (AAR y AAB) estuvo conformada por una transecta de 100 metros de longitud, cada muestra estuvo constituida por cinco réplicas de muestreo (muestreo multihábitat) según las recomendaciones de Oyague (2009), con la red Surber (0,09 m<sup>2</sup> de área de colecta, 30x30 cm de lado con una apertura de malla de 250 micras). La red se coloca contra la corriente y se remueve el fondo con la mano; el material colectado queda atrapado en la red (Roldan 2003). Este luego es colectado en una bolsa de plástico, etiquetada y preservada con Alcohol al 96% para su posterior identificación taxonómica en el laboratorio.

En el laboratorio se realizó la identificación según el requerimiento de los índices (BMWP/Col, IBF, ABI y ASPT), generalmente hasta genero con la ayuda de claves dicotómicas elaboradas por Fernández y Domínguez (2001).

#### **❖ Calidad de Hábitat**

La calidad del hábitat de las estaciones se evaluó mediante el Protocolo de evaluación visual del hábitat físico para ríos vadeables incluida en los protocolos para evaluación biológica de ríos vadeables y quebradas US-EPA (Barbour et al. 1999). A las clasificaciones de la calidad de hábitat se le asignó un valor para poder incluirlos en los análisis estadísticos (1: sub-óptimo y 2: óptimo).

#### **❖ Calidad de Aguas**

En el EIA del proyecto Camisea se planteó el monitoreo oficial de la calidad del agua en las instalaciones de operación (campamentos de operación o potenciales efluentes), pero no en los cruces de ríos como es el objeto de este estudio; por lo que el equipo de calidad de aguas de Knight Piésold Consultores S.A. realizó el muestreo *in situ* paralelo y complementario al monitoreo hidrobiológico. Pero no se cuenta con 4 parámetros

(Nitrógeno Amoniacal, Cianuro Libre, Fenoles, y Sulfuro de Hidrogeno) de los 25 que requiere el ECA-Agua categoría 4 “Conservación del Ambiente Acuático-ríos de la sierra”; por ende en el presente estudio se analizó los 21 parámetros desde el cumplimiento de los valores estrictos contemplados en los ECA-Agua, detectando los límites de detección para cada parámetro.

El monitoreo de la calidad del agua se realizó teniendo en cuenta el Protocolo Nacional de Monitoreo de la Calidad de los Cuerpos de Agua Superficial (R.J. N182-2011-ANA), así como los Protocolos de Bioevaluación Rápida para uso en Riachuelos y Ríos Poco Profundos - USEPA (Baubor et al. 1999). Asimismo, se tomó como Referencia los criterios de la guía técnica internacional Water Quality Monitoring – A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programme (UNEP/WHO 1996) y de la guía Handbook for Sampling and Sample Preservation of Water and Wastewater (USEPA, 1982).

### **3.4. ANÁLISIS DE DATOS**

Con los datos obtenidos de la identificación y cuantificación de las diferentes familias de macroinvertebrados, durante los cuatro años (2009-2012) en las 5 estaciones, cada una compuesta por las subestaciones AAR y AAB, se calculó la calidad ambiental de los ecosistemas por medio de los índices bióticos (IBF, ABI, BMWP/Col, ASPT, y EPT); se realizó una evaluación a nivel de familias, según los requerimientos de cada índice con los valores de tolerancia o sensibilidad a las perturbaciones del medio (ver los valores de sensibilidad y tolerancia en el Anexo 3) .

Asimismo, se evaluó los índices de la estructura comunitaria para cada subestación en cada una de las estaciones; Diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ), Inverso de la dominancia de Simpson (1-D), Equidad de Pielou (J) (Marrugan 1988).

Se evaluó la calidad del agua usando los valores de los parámetros, evaluados en el monitoreo complementario de calidad del agua en cada estación de monitoreo y en ambas temporadas, y por medio del cumplimiento se verificó si estos sobrepasan los valores límite establecido por los ECA-Agua categoría 4 “Conservación del Ambiente Acuático” (D.S. N° 002-2008-MINAM).

Para determinar si existen diferencias entre las subestaciones AAR y AAB de cada estación se realizó la prueba t para datos con distribución normal y la prueba de los rangos con signo Wilcoxon para datos no paramétricos. Se comparó si existen diferencias entre las subestaciones respecto a los valores de calidad del agua obtenido mediante los índices bióticos (IBF, ABI, BMWP/Col, ASPT, y EPT), los índices de diversidad ( $H'$ , J, 1-D), riqueza y abundancia; asimismo, se comparó si existen diferencias respecto a los valores de los parámetros físicoquímicos y microbiológicos (pH, T, OD, CE, Salinidad, STS, STD, Turbidez, As, Pb, Zn, Ba, Cd, Cu, Ni, P, Coliformes fecales y totales).

Con los valores obtenidos de diversidad de Shannon, riqueza, abundancia y concentración de fósforo; se evaluó las diferencias, a través de todas las estaciones, entre las temporadas de lluvia y estiaje usando la prueba t de Student.

Para determinar que índice biótico se acerca más a ser un mejor indicador, se realizó una correlación lineal (Pearson), se evaluó la relación entre las variables físicoquímicas (se incluyó al ECA como una variable, se asignó el valor de 1 si alguno de los valores de los parámetros supera los estándares, y 0 si todas las variables cumplen con dichos valores), microbiológicas, los índices bióticos e índices de diversidad.

Para determinar y analizar los atractores por los que pasa el sistema a lo largo de los cuatro años, e identificar las variables clave que definen al sistema, se usó un análisis multivariado de la siguiente manera:

-Se armó una matriz de n variables por m registros temporales, la elección de las variables se determinó por tener valores completos en todas las temporadas de monitoreo y valores por encima de los valores límite de detección. Asimismo, se excluyó las variables redundantes con valores de la correlación lineal significativa ( $p > 0.05$ ), esto se realizó con la finalidad de hacer más entendible los análisis estadísticos.

-Se evaluó si las variables siguen una distribución multinormal mediante la prueba Doornik y Hanson (1994). Si se obtuvo una distribución multinormal se comparó las diferencias de los grupos mediante un One-Way NP-MANOVA (Hammer et al. 2001), de lo contrario se usó el análisis de similitudes Anidado (ANOSIM), los cuales calculan la similitud dentro y entre los grupos, comparando ambos grupos.

-Seguidamente se realizó un análisis Clúster para evaluar la similitud (el índice de similitud utilizado fue el de correlación) entre las 5 estaciones a lo largo del tiempo, esto

con la finalidad de plantear visualmente como hipótesis los posibles atractores. Posteriormente se procedió a evaluar la significación estadística de las diferencias entre atractores mediante el ANOSIM o MANOVA tal como se describió líneas arriba; el programa suministra los valores de las probabilidades de una prueba secuencial de Bonferroni para evaluar estas diferencias entre pares de atractores (Clarke 1993).

-Se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) con las variables analizadas (Índices bióticos y variables fisicoquímicas), para determinar cuáles de las n variables analizadas se relaciona mejor con cada atractor, gráficamente se analizó la tendencia de los atractores por perturbaciones o atractores que pudieran responder a efectos estacionales.

Finalmente, se evaluó las diferencias entre dos factores, entre atractores estacionales y las subestaciones por medio de la prueba estadística two-way ANOSIM (Clarke 1993).

Para elaborar las bases de datos y realizar todos los análisis estadísticos, cálculos y gráficos se usó de los siguientes programas: Microsoft Office 2007, PAST Versión 2.01, R Project, y Sigma Plot.

## IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1. DIFERENCIAS ENTRE LAS SUBESTACIONES AAR Y AAB

#### ❖ Diferencias respecto a la calidad obtenida mediante la aplicación de los índices bióticos.

Se realizaron las pruebas estadísticas Wilcoxon y t de Student para comprobar si existen diferencias entre las subestaciones aguas arriba (AAR) y aguas abajo (AAB) del cruce del ducto respecto a la calidad del agua calculada mediante índices bióticos (IBF, ABI, BMWP, ASPT, y EPT); los resultados expresaron que no existen diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) entre dichas subestaciones en ninguna las 5 estación a lo largo de los 4 años de monitoreo para ningún valor de los índices bióticos evaluados (ver Cuadro 6). Asimismo, no se encontraron diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) entre las subestaciones respecto los valores de los índices comunitarios como el índice de Shannon, Pielou, y Simpson para cada subestación (ver Cuadro 7).

A manera de dar un ejemplo, la estación del río Pampas obtuvo valores del Índice Biótico de Familia (IBF) entre 4 y 5 o bueno y regular en ambas subestaciones, los valores del índice de diversidad de Shannon estuvieron entre 1.28 y 2.53 en la subestación AAR y 1.77 a 2.64 AAB; esto demuestra que los valores son muy parecidos y que dependen mucho de las condiciones puntuales o del esfuerzo de muestreo.

**Cuadro 6: Resultados de las pruebas estadísticas Wilcoxon y prueba t, realizadas para encontrar diferencias entre las subestaciones AAB y AAR.**

<b>Estación</b>	<b>Índices</b>	<b>P - valor</b>	<b>Significancia</b>
<b>Pampas</b>	IBF	1.00	n.s
	ABI	0.39	n.s
	BMWP	0.93	n.s
	ASPT	0.60	n.s
	EPT	0.93	n.s
<b>Yucay</b>	IBF	0.28	n.s
	ABI	0.72	n.s
	BMWP	0.39	n.s
	ASPT	0.45	n.s
	EPT	0.86	n.s
<b>Torobamba</b>	IBF	0.73	n.s
	ABI	1.00	n.s
	BMWP	0.61	n.s
	ASPT	0.78	n.s
	EPT	0.93	n.s
<b>Alfarpampa</b>	IBF	0.31	n.s
	ABI	0.25	n.s
	BMWP	1.00	n.s
	ASPT	0.87	n.s
	EPT	0.28	n.s
<b>Comunmayo</b>	IBF	0.45	n.s
	ABI	0.47	n.s
	BMWP	1.00	n.s
	ASPT	0.40	n.s
	EPT	0.92	n.s

FUENTE: Elaboración propia.

**Cuadro 7: Resultados de las prueba estadística t de Student realizadas para encontrar diferencias entre las subestaciones AAB y AAR.**

Estación	Índices	P - valor	Significancia
Pampas	H'	0.91	n.s
	J	0.59	n.s
	1-D	0.71	n.s
Yucay	H'	0.65	n.s
	J	0.65	n.s
	1-D	0.65	n.s
Torobamba	H'	0.36	n.s
	J	0.40	n.s
	1-D	0.39	n.s
Alfarpampa	H'	0.59	n.s
	J	0.67	n.s
	1-D	0.67	n.s
Comunmayo	H'	0.30	n.s
	J	0.46	n.s
	1-D	0.29	n.s

FUENTE: Elaboración propia.

❖ **Diferencias respecto a los valores de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos que contempla los ECA-Agua.**

Los resultados de la prueba estadística Wilcoxon indican que no existen diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) entre las subestaciones AAR y AAB en ninguna de las estaciones durante los 4 años respecto a los valores de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos (pH, temperatura superficial del agua, Oxígeno disuelto, Conductividad eléctrica, Salinidad, Sólidos Totales Disueltos, Solidos Totales Suspendidos, Turbidez, Coliformes Termotolerantes, Coliformes Fecales, concentración de Arsénico, Plomo, Zinc, y Fosforo ) Ver Cuadro 8. En el Anexo 4 se puede apreciar que los valores de concentración de metales entre las subestaciones no se diferencian mucho.

**Cuadro 8: Resultados de las prueba estadística t de Student realizadas para encontrar diferencias entre las subestaciones AAB y AAR respecto a las variables ambientales.**

	Estación	Pampas	Yucay	Torobamba	Alfarpampa	Comunmayo	Significancia
		P – valor					
<b>Parámetros</b>	<b>pH</b>	0.69	1.00	0.94	1.00	0.70	<b>n.s</b>
	<b>Temperatura</b>	1.00	1.00	0.82	0.75	1.00	<b>n.s</b>
	<b>Conductividad Eléctrica</b>	1.00	0.94	0.59	0.63	1.00	<b>n.s</b>
	<b>Salinidad</b>	1.00	NA	NA	NA	NA	<b>n.s</b>
	<b>STD</b>	1.00	0.68	0.94	1.00	0.63	<b>n.s</b>
	<b>STS</b>	1.00	0.72	0.94	0.93	0.53	<b>n.s</b>
	<b>Oxígeno Disuelto</b>	0.87	0.59	0.87	1.00	0.70	<b>n.s</b>
	<b>Turbidez</b>	0.87	1.00	0.69	0.69	0.47	<b>n.s</b>
	<b>Coliformes fecales</b>	1.00	0.26	0.39	0.38	0.69	<b>n.s</b>
	<b>Coliformes totales</b>	0.94	0.82	0.38	0.59	0.63	<b>n.s</b>
	<b>As</b>	0.94	0.94	0.87	0.47	0.10	<b>n.s</b>
	<b>Pb</b>	0.66	1.00	1.00	0.18	0.29	<b>n.s</b>
	<b>Zn</b>	0.74	0.32	1.00	0.11	0.59	<b>n.s</b>
	<b>Ba</b>	0.25	0.75	0.75	0.12	0.83	<b>n.s</b>
	<b>Cd</b>	0.32	0.32	0.65	0.32	0.32	<b>n.s</b>
	<b>Cu</b>	0.14	0.59	0.29	0.18	0.18	<b>n.s</b>
<b>Ni</b>	NA	NA	0.32	0.32	0.32	<b>n.s</b>	
<b>P</b>	0.32	0.65	1.00	0.18	0.65	<b>n.s</b>	

FUENTE: Elaboración propia.

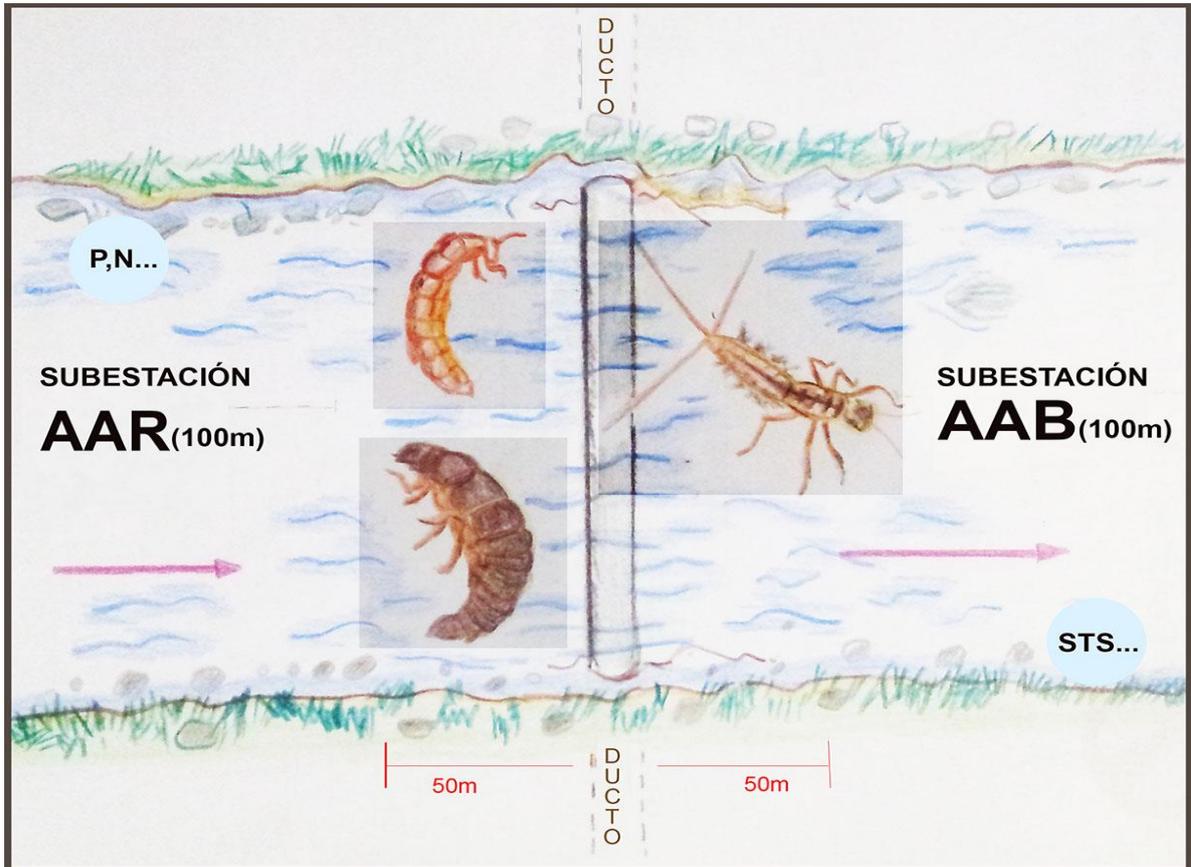
El diseño Control – Impacto diseñado para cada estación está determinado por la zona impacto o AAR del cruce del gasoducto y la zona control o AAB (cada subestación abarca 100 metros de transecta de evaluación). Este diseño se basa en que ambas subestaciones reciben el impacto del medio de la misma forma, pero la zona impacto (AAB) además recibe el impacto que puede generar la presencia del ducto. No se encontraron diferencias significativas respecto a ninguna variable abiótica o biótica, durante los 4 años (2009-2012) de monitoreo. Esto indica que si se originó un impacto en la etapa de construcción del derecho de vía del gasoducto (en el 2002) el sistema en cada estación expuso su capacidad de resiliencia, como lo menciona Holling (1973) es una forma de absorber las perturbaciones del medio y regresar al sistema a un estado original o cercano a este; un ejemplo de ello es el estudio de Línea Base Biológica realizado antes de la construcción cuyo resultados son similares a los reportes de monitoreo en las mismas estaciones (ver Anexo 8, 9 y 10).

Las diferencias entre las subestaciones respecto la abundancia es pequeña y no tiene significancia estadística; como sugiere Glantz (2006) estas diferencias pueden tener origen en una variación aleatoria de la toma de muestras.

La distancia entre las subestaciones AAR y AAB es pequeña (menos de 100 metros) para lograr evidenciar diferencias entre estas generados por la presencia del ducto en caso existiera (ver Figura 7). Asimismo, hay que tener en cuenta que los ríos son muy fáciles de perturbar, pero a la vez son sistemas muy dinámicos y conectados al ambiente que los rodea por lo que son muy resilientes.

Por lo tanto, la presencia del ducto durante los cuatro años de monitoreo no presentan un impacto sobre la calidad del agua, por lo que de aquí en adelante la presente investigación usó los datos de las subestaciones como *repeticiones*, generando mayor tamaño de muestra lo que ayuda a reducir el error estándar de la muestra y aumentar los grados de libertad en las diferentes pruebas estadísticas.

**Figura 7: Esquema del ducto y las subestaciones para cada estación de monitoreo.**



FUENTE: Elaboración propia.

#### **4.2. DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA MEDIANTE ÍNDICES BIÓTICOS**

##### **❖ Composición taxonómica e índices de estructura comunitaria**

El registro de composición taxonómica de los macroinvertebrados bentónicos colectados durante los cuatro años en las diferentes estaciones se detalla en el Anexo 5; también, en el Anexo 6 se detalla la riqueza, abundancia, y los índices de riqueza, equidad y diversidad. Todas las estaciones tienen datos de las subestaciones AAR y AAB, pero estas se trabajaron como repeticiones debido a que se probó que no existen diferencias entre ambas. Asimismo, en la temporada húmeda del 2012 no se evaluó la subestación AAB del Comunmayo debido a problemas logísticos.

A continuación se describe la composición taxonómica más relevante a nivel de familia para cada una de las estaciones:

#### Estación PAM-río Pampas

- ✓ 2009 – época húmeda: se reportó 18 especies de las cuales 14 pertenecen a la clase Insecta. La composición taxonómica a nivel de familia fue 16 distribuido en 10 órdenes. Las familias más abundantes fueron; Chironomidae, Elmidae, Beatidae, y Perlidae; la familia más abundante fue Beatidae representada el 35% del total.
- ✓ 2009 – época seca: se reportó 25 especies de las cuales 21 pertenecen a la clase Insecta. Estuvo compuesta por 16 familias en 10 órdenes, obtuvo una composición similar a la época húmeda; pero se diferenció en la cantidad de individuos por familia establecidos, la familia más abundante fueron Chironomidae, Elmidae y Beatidae representando el 21.4%, 18.4% y 16.7% de total respectivamente.
- ✓ 2010 – época seca: un total de 20 especies de las cuales 17 pertenecen a la clase Insecta. La composición taxonómica estuvo determinada por 13 familias en 8 órdenes, las familias más abundante fue Beatidae representando el 70.4% del total.
- ✓ 2010 – época húmeda: un total de 25 especies de las cuales 22 pertenecen a la clase Insecta. La composición taxonómica estuvo determinada por de 10 familias en 5 órdenes. Simuliidae y Chironomidae fueron los más abundantes representado el 48.3% y 34.3% del total respectivamente.
- ✓ 2011 – época seca: se reportó 21 especies, 19 pertenecen a la clase Insecta. Estuvo compuesto por 15 familias en 7 órdenes; las familias más abundantes fueron Chironomidae, Simuliidae y Beatidae representando el 31.9%, 20.2% y 12.7% del total respectivamente.
- ✓ 2012 – época húmeda: se reportó 13 especies, 12 pertenecen a la clase Insecta. Estuvo compuesto por 12 familias en 5 órdenes, las familias más abundante fue Chironomidae, representando el 56.7% del total. En esta temporada se apreció una reducción de los individuos de cada familia característica de la época de avenida.

#### Estación YUC-río Yucay

- ✓ 2009 – época húmeda: se reportó 13 especies de las cuales 11 pertenecen a la clase Insecta. Compuesto por 13 familias en 8 órdenes, las familias más abundantes fueron Chironomidae, Elmidae y Beatidae, representando el 23.4% del total cada familia.

- ✓ 2009 – época seca: se reportó 15 especies de las cuales 14 pertenecen a la clase Insecta. la composición taxonómica estuvo determinada por 14 familias en 6 ordenes; las familias más abundantes fueron Beatidae y Chironomidae, representando el 33.6% y 32.2% del total respectivamente.
- ✓ 2010 – época seca: se reportó 29 especies de las cuales 25 pertenecen a la clase Insecta. estuvo compuesta por 21 familias en 10 ordenes; las familias más abundantes fueron Beatidae y Elmidae, representado el 62.6% y 23.4% del total respectivamente.
- ✓ 2010 – época húmeda: se reportó 18 especies, 16 pertenecen a la clase Insecta. estuvo compuesta por 10 familias en 6 ordenes; las familias más abundantes fueron Beatidae y Chironomidae, representando el 70% y 25.2% del total respectivamente.
- ✓ 2011 – época seca: se reportó 18 especies, todas pertenecieron a la clase Insecta. Estuvo compuesta por 14 familias distribuidas en 4 órdenes, las más abundantes fueron Beatidae, Simuliidae y Chironomidae, representando el 59%, 22.8% y 12.3% del total respectivamente.
- ✓ 2012 – época húmeda: se reportó 18 especies, todas pertenecieron a la clase Insecta. la composición taxonómica estuvo determinada por 11 familias en 4 ordenes; la familia más abundante fue Beatidae, representando el 57% del total.

#### Estación TOR-río Torobamba

- ✓ 2009 – época húmeda: se reportó 20 especies, 17 pertenecieron a la clase Insecta. Estuvo compuesto por 19 familias en 9 órdenes; las familias más abundantes fueron Elmidae, Beatidae y Chironomidae, representando el 43.3%, 26% y 25% del total respectivamente.
- ✓ 2009 – época seca: se reportó 20 especies, 17 pertenecieron a la clase Insecta. La composición taxonómica estuvo determinada por 16 familias es 9 órdenes; las familias más abundantes fueron Elmidae, Beatidae, y Chironomidae, representando el 31.8%, 18.8% y 14.8% del total respectivamente.
- ✓ 2010 – época seca: se reportó 33 especies, 30 pertenecieron a la clase Insecta. estuvo compuesta por 19 familias en 8 ordenes; las familias más abundantes fueron Simuliidae, Beatidae y Chironomidae, representando el 54%, 19% y 18.5% del total respectivamente.
- ✓ 2010 – época húmeda: se reportó 17 especies, 13 pertenecieron a la clase Insecta. estuvo compuesta por 9 familias en 4 ordenes; las familias más abundantes son Chironomidae,

Beatidae, Leptohiphidae y Hydropsychidae, representando el 53%, 24.7%, 22.3% y 21.5% del total respectivamente.

- ✓ 2011 – época seca: se reportó 16 especies, todas pertenecieron a la clase Insecta. Estuvo compuesta por 12 familias en 3 ordenes; las familias más abundantes fueron Chironomidae y Helicopsychidae, representando el 69.5% y 12.4% del total respectivamente.
- ✓ 2012 – época húmeda: se reportó 19 especies, 18 pertenecieron a la clase Insecta. Estuvo determinada por 12 familias repartidas en 5 ordenes; la familia más abundante fue Chironomidae representando el 68% del total.

#### Estación ALF-río Alfarpampa

- ✓ 2009 – época húmeda: se reportó 19 especies, 16 pertenecieron a la clase Insecta. Estuvo conformada por 19 familias repartidas en 8 órdenes; las familias más abundantes fueron Elmidae, Chironomidae y Beatidae, representando el 42.8%, 30% y 26.1% del total respectivamente.
- ✓ 2009 – época seca: se reportó 23 especies, 19 pertenecieron a la clase Insecta. Estuvo determinada por 19 familias en 8 ordenes; las familias más abundantes fueron Elmidae, Chironomidae, Beatidae y Perlidae, representando el 30.2%, 15.6%, 14.3% y 10% del total respectivamente.
- ✓ 2010 – época seca: se reportó 26 especies, 23 pertenecieron a la clase Insecta. Estuvo compuesta por 18 familias repartidas en 9 ordenes; las familias más abundantes fueron Beatidae, Chironomidae y Elmidae, representando el 31.5%, 24.6% y 12.3% del total respectivamente.
- ✓ 2010 – época húmeda: se reportó 20 especies, 17 pertenecieron a la clase Insecta. Estuvo compuesta por 19 familias en 9 ordenes; las familias más abundantes fueron Beatidae, Elmidae, Chironomidae, e Hydrobiosidae, representando el 31.5%, 18%, 17.8% y 13% del total respectivamente.
- ✓ 2011 – época seca: se reportó 27 especies, 26 pertenecieron a la clase Insecta. Estuvo compuesta por 22 familias en 7 ordenes; las familias más abundantes fueron Beatidae, Hydropsychidae, Helicopsychidae y Leptohiphidae, representando el 42.6%, 13%, 9.1% y 8.7% del total respectivamente.
- ✓ 2012 – época húmeda: se reportó 22 especies, 21 pertenecieron a la clase Insecta. Estuvo determinada 12 familias en 6 ordenes; las familias más abundantes fueron

Chironomidae, Elmidae y Beatidae, representando el 45.4%, 37% y 31.5% del total respectivamente.

#### Estación COM-río Comunmayo

- ✓ 2009 – época húmeda: se reportó 23 especies, 22 pertenecieron a la clase Insecta. Estuvo conformada por 20 familias en 6 órdenes; las familias más abundantes fueron Elmidae, Chironomidae y Beatidae, representando el 27.7%, 25.5% y 12% del total respectivamente.
- ✓ 2009 – época seca: se reportó 28 especies, 24 pertenecieron a la clase Insecta. Estuvo determinada por 23 familias repartidas en 9 órdenes; las familias más abundantes fueron Elmidae, Beatidae, Simuliidae y Glossosomatidae, representando el 34.2%, 15.5%, 13% y 11.5% del total respectivamente.
- ✓ 2010 – época seca: se reportó 35 especies, 32 pertenecieron a la clase Insecta. Estuvo compuesta por 20 familias en 9 órdenes; las familias abundantes fueron Chironomidae, Glossosomatidae y Beatidae, representando el 32.7%, 23.5% y 13% del total respectivamente.
- ✓ 2010 – época húmeda: se reportó 27 especies, 25 pertenecieron a la clase Insecta. Estuvo compuesta por 16 familias en 8 órdenes; las familias más abundantes fueron Chironomidae, Beatidae, Hidropsychidae y Grypopterigidae, representando el 29.7%, 24.5%, 20.3% y 10.3% del total respectivamente.
- ✓ 2011 – época seca: se reportó 31 especies, 27 pertenecieron a la clase Insecta. Estuvo compuesta por 24 familias en 10 órdenes; las familias más abundantes fueron Chironomidae, Beatidae, Helicopsychidae y Simulidae, representando el 55%, 36.3%, 14% y 9% del total respectivamente.
- ✓ 2012 – época húmeda: se reportó 36 especies, 35 pertenecieron a la clase Insecta. Estuvo determinada por 17 familias repartidas en 6 órdenes; las familias más abundantes fueron Beatidae, Chironomidae y Leptohyphidae, representando el 50%, 13% y 9% del total respectivamente.

La mayoría de organismos acuáticos colectados correspondieron principalmente a larvas, seguido por adultos. Dentro del gran grupo de los insectos los órdenes más abundantes en las estaciones Pampas, Yucay y Torobamba fueron los dípteros (especialmente larvas de Chironomidae y Simuliidae), efemerópteros (dominado por la familia Beatidae) y coleópteros (especialmente por las larvas y adultos de la familia Elmidae). La estación

Alfarpampa y Comunmayo reportaron la mayor diversidad de familias, a parte de las mencionadas su fauna estuvo compuesta en gran porcentaje por las familias Perlidae, Hydropsychidae, Helicopsychidae, Leptohyphidae, Glossosomatidae y Grypopterigidae.

Se registraron organismos bentónicos en todos los puntos de monitoreo, variando la riqueza desde 8 hasta 36 especies. Las estaciones con mayor número de especies fueron Comunmayo con rangos que oscilaron entre 22 a 36, y Torobamba con especies entre 13 a 33; siendo estas estaciones las más diversas.

Índices de diversidad: Las estaciones arrojaron valores relativamente altos para el índice de Shannon-Weiner: (1) Comunmayo con  $H'$  máximo=3.09 en la temporada seca del 2009 y con  $H'$  mínimo= 2.02 en la temporada seca del 2011, (2) Alfarpampa con  $H'$  máx= 2.88 en la temporada seca del 2010 y  $H'$  mín= 2.06 en la temporada húmeda del 2012, (3) Torobamba con  $H'$  máx= 2.6 en la temporada seca del 2008 y  $H'$  mín= 1.33 en la temporada seca del 2011, (4) Yucay presento un  $H'$  máx= 2.3 en la temporada seca del 2010 y  $H'$  mín= 1.3 en la temporada húmeda del 2012, y (5) Pampas presento un  $H'$  máx= 2.9 en la temporada seca del 2009 y  $H'$  mín= 1.77 en la temporada húmeda del 2012 (ver Anexo 6).

La estación que posee mayor valor de los índices de diversidad, equidad, y riqueza es Comunmayo, esto se relaciona directamente con el tipo de hábitat (inicios de bosque montano) y la nula o mínima perturbación antrópica.

La variación de los valores de diversidad de Shannon-Weiner tiene una tendencia directa con la estacionalidad, en época húmeda los valores suelen disminuir debido a que los cambios hidrológicos que afectan la riqueza y abundancia de algunas especies, todo lo contrario en temporada seca las comunidades de MIB tienen a establecerse y aumentar su abundancia, riqueza y equidad. Pero también se debe tener en cuenta que los valores de diversidad pueden reflejar valores falsos negativos al evaluar el incremento de la abundancia sin exclusión de especies ante la polución (Metcalf, 1994), así como puede subestimar la diversidad si la muestra es pequeña (Warwick y Clarke 1995).

#### ❖ **Cálculo de los índices bióticos**

A continuación se describe la calidad del agua de cada estación en cada temporada de monitoreo según los valores (5: Excelente, 4: Bueno, 3: Regular, 2: Malo, y 1: pésimo para

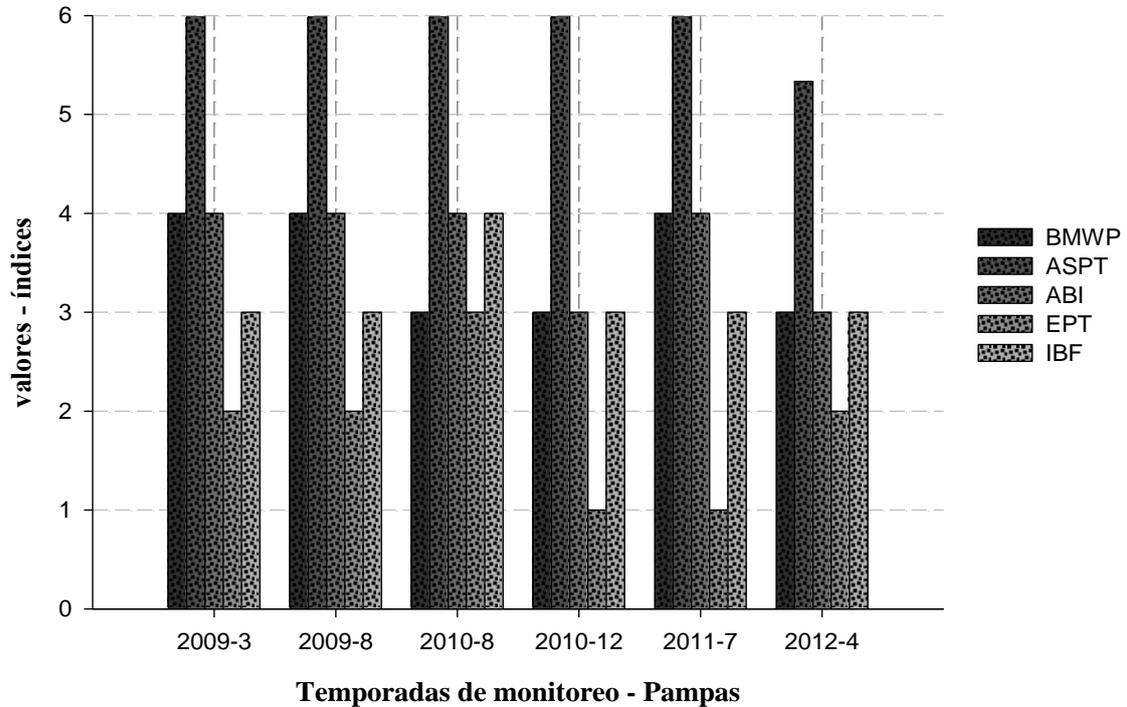
los índices bióticos BMWP, ABI, e IBF; de 1 a 4 para el índice EPT; y para el índice ASPT a mayor valor mejor la calidad del agua (relacionado directamente con el BMWP) Según el ítem 4.1 no existen diferencias significativas entre las subestaciones AAR y AAB; para un mejor entendimiento de los gráficos la calidad de cada estación lo determinó el valor menor de calidad de las dos subestaciones. Para ver los valores de calidad de cada subestación revisar el Anexo 7.

○ Estación PAM-río Pampas

A lo largo de los 4 años el índice cuantitativo IBF expreso la calidad del agua regular en todas las temporadas de monitoreo a excepción de la temporada seca del 2010 donde obtuvo un puntaje alto o bueno. El ABI y el BMWP/Col expresaron valores de calidad que estuvieron entre regular y bueno, los valores del ASPT fueron altos y estuvieron relacionados directamente con los valores del BMWP/Col lo que aseveró la calidad indicada por este último. El EPT arrojó valores variados entre las temporadas y los años, según este la calidad del agua fue mala en la temporada húmeda del 2010 y seca del 2011 (ver Figura 8).

En términos generales, la calidad del agua e integridad biótica de la estación pampas durante los 4 años de monitoreo fue buena o regular. A excepción de los valores del índice EPT que determina la calidad mala en la época húmeda del 2010 y 2011, esto se relaciona con la abundancia del orden Díptera que abarcó más del 50% en ambos años, y a la vez la abundancia de individuos de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera fueron muy bajos; esto explica los valores bajos de este índice.

**Figura 8: Tendencia de la calidad ambiental del agua según el análisis de los índices bióticos- estación Pampas.**



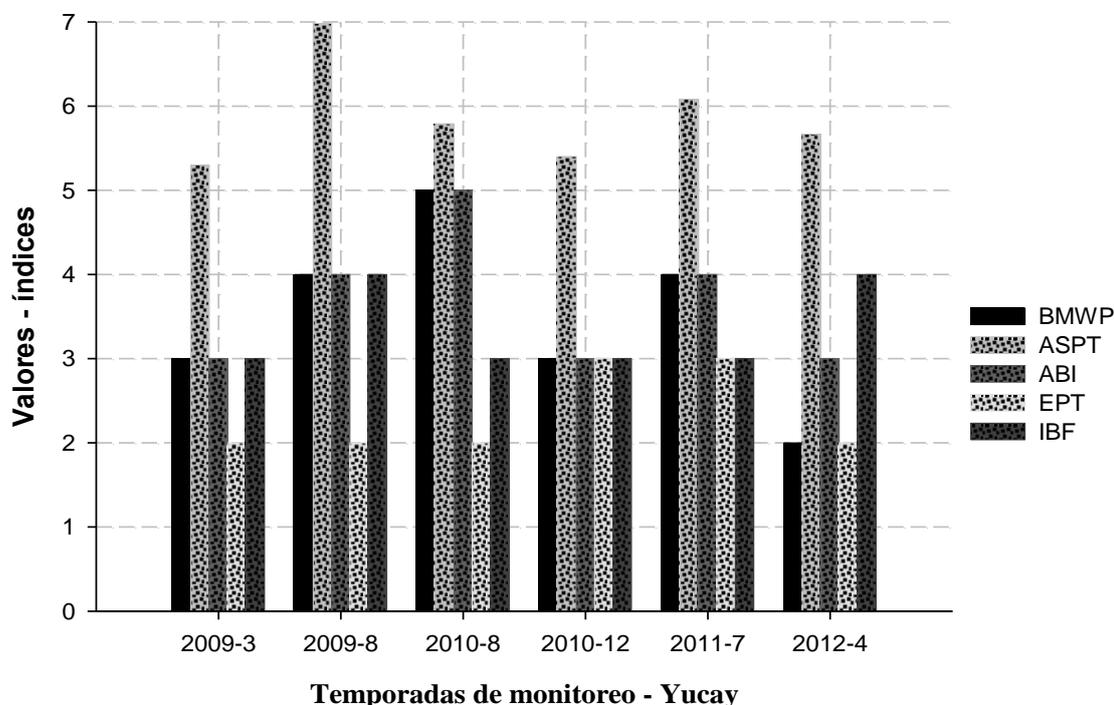
FUENTE: Elaboración propia.

○ Estación YUC-río Yucay

El índice BMWP/Col arrojó valores que indican buena y regular calidad del agua en las diferentes años de monitoreo. A excepción del 2012 este indica un valor bajo o mala calidad, los índices ABI y EPT expresaron calidad regular y el IBF indicó buena calidad.

La calidad del agua e integridad biótica de la temporada seca del 2010 fue la más alta o excelente según los índices ABI y BMWP/Col. Los demás índices arrojaron valores que estuvieron entre bueno y regular (ver Figura 9).

**Figura 9: Tendencia de la calidad ambiental del agua según el análisis de los índices bióticos - estación Yucay**



FUENTE: Elaboración propia

Los valores del índice EPT arrojaron valores medios a altos que indicaron una calidad regular y buena, esto debido a que la familia Beatidae (perteneciente al orden Ephemeroptera) presentó el mayor porcentaje de abundancia en todas las temporadas de monitoreo. En la temporada húmeda del 2012 el índice BMWP/Col arrojó un valor bajo que indica una calidad mala en la subestación AAR, esto no se relacionó directamente con el valor bajo del índice ASPT (Roldan 2003), pero en la subestación AAB la calidad fue buena (ver detalles en el Anexo 7), la diferencia de valores se debe al azar en la toma de la muestra (Glantz 2006). Por las razones indicadas se consideró que la calidad del agua según este índice es regular.

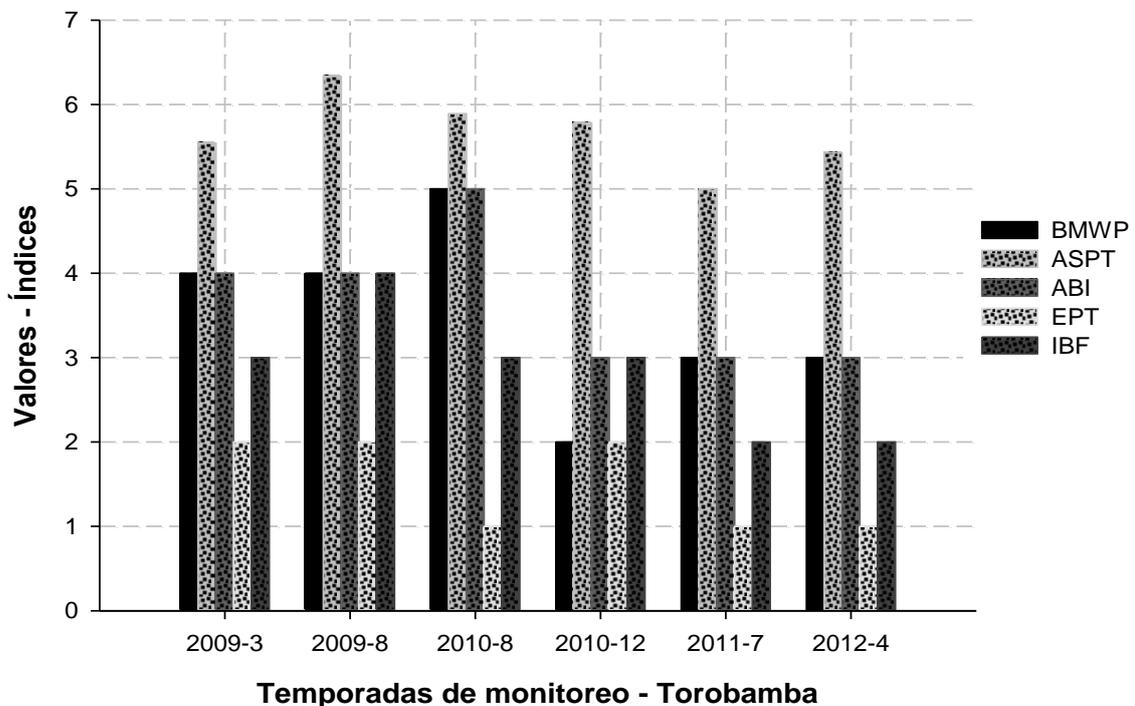
Esta estación presenta de forma más explícita como fluctúan los valores de calidad ambiental del agua de acuerdo a la estacionalidad del sistema. En época de lluvias los valores de calidad bajan debido a los cambios físicos y químicos en el sistema, pero época seca aumenta la calidad debido a la estabilidad de las variables.

○ Estación TOR-río Torobamba

En la temporada seca del 2010 la calidad del agua fue excelente según los índices BMWP/Col y ABI, pero el EPT arrojó calidad mala. Para el BMWP/Col la calidad también fue mala en la época húmeda del 2010, asimismo los valores del ASPT se relacionaron muy bien con los valores del BMWP.

Los índices IBF y EPT arrojaron valores bajos que indicaron calidad mala en la temporada seca del 2011 y húmeda del 2012. Las demás temporadas de monitoreo obtuvieron calidad regular (ver Figura 10).

**Figura 10: Tendencia de la calidad ambiental del agua según el análisis de los índices bióticos - estación Torobamba.**



FUENTE: Elaboración propia

En el monitoreo del 2011, 2012 y la temporada seca del 2010 la abundancia del orden díptera es aproximadamente 70%, lo que explica los valores muy bajos del EPT. Asimismo, los valores de tolerancia del IBF asignan un valor de tolerancia muy bajo a la familia Chironomidae, que es la más abundante dentro de ese orden.

Torobamba se encuentra muy alterada por la presión antrópica que sufre, lo cual se expresa en la estructura y abundancia de la comunidad de macroinvertebrados

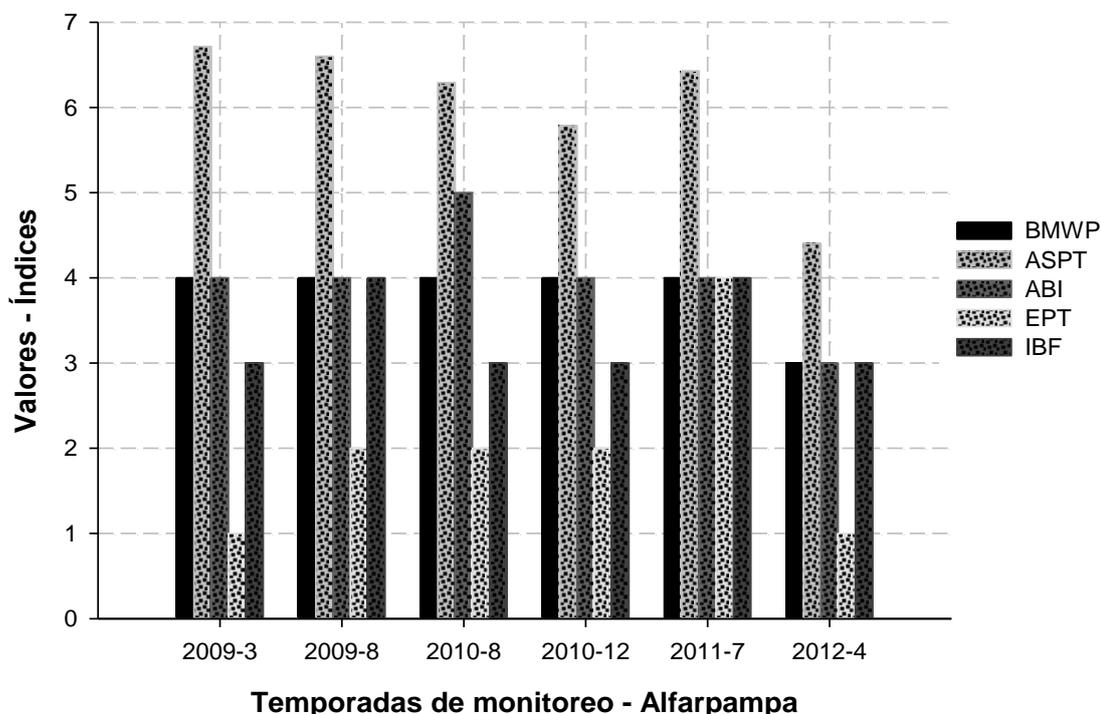
benéficos, lo cual en términos generales expresa que la calidad ambiental o estado ecológico es malo en más de una temporada de monitoreo.

○ Estación ALF-río Alfarpampa

El índice BMWP/Col demostró valores de calidad bueno en casi todas las temporadas de monitoreo a excepción del último monitoreo (temporada húmeda del 2012) donde se obtuvo un valor que indica una calidad regular; los valores del ASPT fueron altos en relación a los valores del BMWP/Col. El ABI indicó calidad excelente en la temporada seca del 2010, regular en el último monitoreo, y calidad buena en las demás temporadas.

El EPT arrojó calidad excelente en el monitoreo de la temporada seca del 2011, mala en la temporada húmeda del 2009 y en el 2012, y regular en las demás. El IBF expresó valores entre regular y bueno (ver Figura 11).

**Figura 11: Tendencia de la calidad ambiental del agua según el análisis de los índices bióticos - estación Alfarpampa.**



FUENTE: Elaboración propia

La calidad mala en la temporada húmeda del 2009 y 2012, expresado por el índice EPT debería ser regular debido a que la abundancia del orden Ephemeroptera es más

del 60%. En la subestación AAB la calidad del agua es Regular en ambas temporadas, pero como se explicó anteriormente (ítem 4.1) que al no encontrar diferencias significativas entre las subestaciones para fines de mejor entendimiento se optó por escoger el valor menor de cualquiera de las subestaciones (ver Anexo 7).

Según lo explicado en el párrafo anterior la calidad del agua en la estación varía entre regular y muy bueno, esto se relaciona con la poca presión antrópica que sufre la estación.

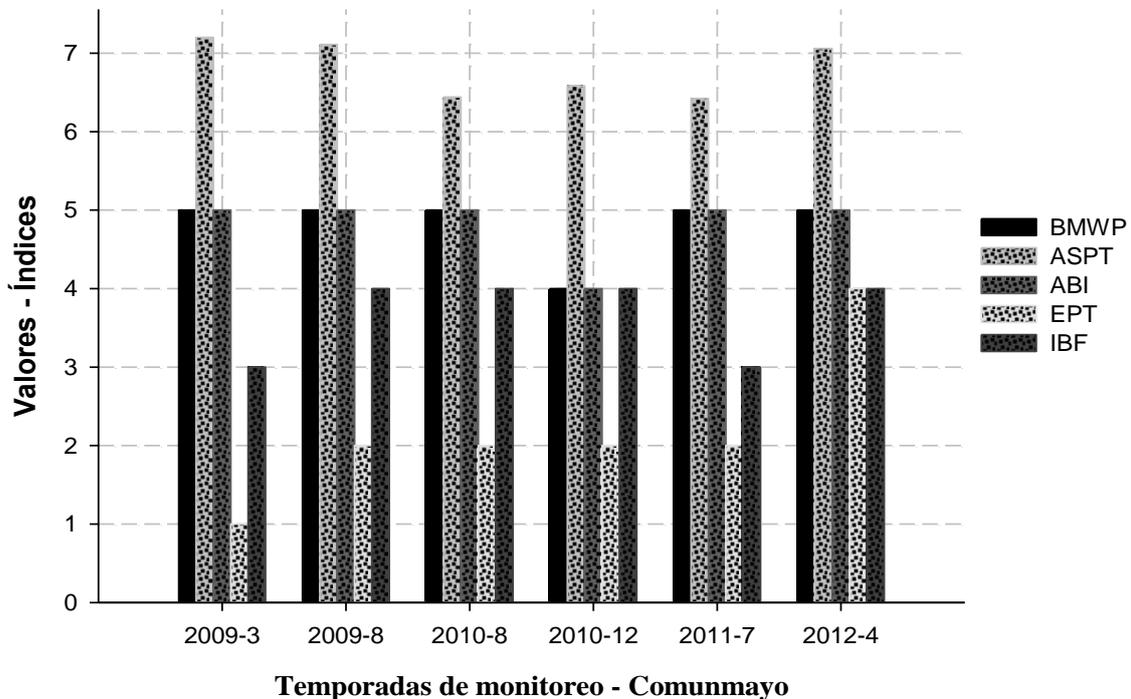
○ Estación COM-río Comunmayo

Los índices ABI y BMWP/Col arrojaron valores de calidad excelente para casi todas las temporadas de monitoreo a excepción de la temporada húmeda del 2012 donde la calidad fue buena. Asimismo, los valores del ASPT fueron muy altos lo que afirmó la calidad definida por el BMWP. El IBF expresó la calidad del agua entre regular y bueno.

La calidad del agua según el EPT fue excelente en la temporada húmeda del 2012, regular en las demás y mala en la temporada húmeda del 2009; este último define la calidad de la subestación AAR como mala, pero AAB la calidad es regular (ver Figura 12 y Anexo 7).

En términos generales la calidad de la estación Comunmayo es buena, se relaciona directamente con los valores de diversidad altos; esto se debe a que tiene un impacto antrópico casi nulo y se ubica en bosque montano, lo que es fundamental para el desarrollo de una fauna sensible a la contaminación.

**Figura 12: Tendencia de la calidad ambiental del agua según el análisis de los índices bióticos - estación Comunmayo.**



FUENTE: Elaboración propia

Los diferentes valores de calidad del agua en una misma estación y temporada de evaluación varían por las siguientes razones:

Existe diferencias pequeñas entre los valores de sensibilidad a la contaminación para la misma familia entre el índice ABI generado por Acosta et al (2009) para las regiones altoandinas del Perú y los valores de sensibilidad generados para el índice BMWP para Colombia (Roldan 2003). El IBF es un índice cuantitativo que en cierta medida lo hace más preciso que los cualitativos al considerar la cantidad de individuos tolerantes a la polución en la evaluación de la calidad, pero que puede generar sesgos ante familias abundantes.

El índice biótico de familia (IBF) se usó con valores de tolerancia tomados para otra región lo que puede generar un pequeño sesgo, ya que la asignación de valores de tolerancia son los mismos para diferentes regiones donde los tipos de perturbación son diferente (Armitage et al. 1990) y la tipología de los ríos determinan la composición de la comunidad de MIB (Roldan 2003).

Asimismo, como lo indica Acosta (2009) el déficit en la resolución taxonómica a nivel de especie o género puede generar un sesgo al asignar un valor de tolerancia o sensibilidad a una familia que puede contener diferentes géneros o especies con respuestas diferentes a la polución.

Chovanec et al. (2000) define que los impactos sobre la integridad de un ecosistema acuático se ven reflejados sobre un grupo de especies que pueden eventualmente desaparecer o reducir su abundancia, también pueden aparecer especies atípicas u oportunistas, pero se puede decir que solo evaluar al componente biótico es insuficiente para ver los impactos que causa la contaminación humana o variación natural, por lo que es necesario su relación con las variables ambientales y de ser posible con las variables sociales.

Finalmente, los resultados indicaron que la calidad del agua estuvo influenciado por el efecto de la estacionalidad, por lo que en la época húmeda la calidad del agua fue menor, llegando a ser mala en muchos casos, y obteniendo valores máximos en época seca, a excepción de algunas estaciones como Torobamba.

#### **4.3. DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA MEDIANTE LOS ECA-Agua.**

Como se mencionó anteriormente, el monitoreo de la calidad de aguas no contempla con el análisis de 4 parámetros (nitrógeno amoniacal, cianuro, fenol y sulfato de hidrogeno) de los 25 parámetros que requiere el ECA-Agua categoría 4 “Conservación del Ambiente Acuático-ríos de la sierra”, por ende se realizó la evaluación de la calidad del agua desde la perspectiva del cumplimiento de los valores estrictos que expone los ECA-Agua para cada estación a lo largo de los cuatro años. Tener en cuenta que no existen diferencias significativas entre subestaciones AAR y AAB (ver ítem 4.1).

Respecto a la calidad del agua evaluada por el cumplimiento de los ECA-Agua basta que solo un parámetro fisicoquímico o microbiológico supere los valores estándar establecidos para determinar su contaminación.

A continuación se muestra los resultados por estación y en algunos casos por subestación:

- Estación PAM-río Pampas

En la época húmeda del 2009 la calidad del agua fue buena debido a que cumple con los ECA-Agua (desde ahora referida a la categoría 4) por lo que ninguno de los valores de los parámetros evaluados superó los valores estándar (ver Cuadro 9).

**Cuadro 9: Resultado de la calidad del agua mediante el cumplimiento de los ECA-Aguas en la estación Pampas.**

Estación Pampas	Año-Temporada	Cumple los ECA-Agua	No cumple los ECA-Agua	Parámetros que superan los valores estándar	Calidad
<b>ECA-Agua. Categoría 4 "Conservación del Ambiente Acuático"</b>	2009-húmeda	x		....	<b>Buena</b>
	2009-seca		X	STD, Arsénico	<b>Mala</b>
	2010-seca		X	Arsénico	<b>Mala</b>
	2010-húmeda		X	Plomo	<b>Mala</b>
	2011-seca		X	Arsénico	<b>Mala</b>
	2012-húmeda		X	Plomo	<b>Mala</b>

FUENTE: Elaboración propia.

Como se puede observar en el cuadro 9, la calidad del agua a lo largo de los demás años (desde el agosto del 2009 a abril del 2012) no cumple con los ECA-Agua por lo que se consideró la calidad del agua contaminada. En la temporada seca del 2009 la concentración promedio de sólidos totales disueltos fue 553 mg/L y la de arsénico fue 0.077 mg/L superando los valores estándar 500 y 0.05 mg/L respectivamente; la temporada seca del 2010 los valores de arsénico superaron por muy poco los límites establecidos con una concentración de 0.051 en la subestación AAR y 0.053 mg/L AAB; en la temporada húmeda del 2010 la concentración de plomo AAB fue 0.0014mg/L que superó el límite que es 0.001mg/L, pero AAR la concentración estuvo por debajo del límite de detección; el monitoreo del 2011 registro que la concentración de arsénico AAB fue 0.0526mg/L lo cual no cumple con el valor estándar, pero AAR la concentración estuvo por debajo del ECA con 0.0494; finalmente el último año de evaluación la concentración superó el valor estándar del plomo en ambas subestaciones con concentraciones de 0.002 y 0.0026 mg/L respectivamente.

Los sólidos totales disueltos se encuentran definidos por la concentración de iones disueltos en la columna de agua, una concentración alta de estos sólidos somete a las especies a una elevada presión osmótica (Roldan y Ramírez 2008). El Arsénico es un metal que puede estar presente en el agua debido a que las lluvias han lavado suelos con fertilizantes o plaguicidas, herramientas que comúnmente son usadas en la

agricultura. Asimismo la concentración de plomo se puede deber a una contaminación puntual o simplemente estos elementos son parte de la litología y geoquímica del río. Cabe señalar que la estación Pampas no cuenta con actividades antrópicas cercanas a ellas, algo que puede sustentar esto es que alrededor de esta domina el bosque de relicto, según Acosta et al. (2009) estos se encuentran restringidos a zonas de ladera donde la accesibilidad es limitada.

Finalmente la calificación de la calidad del agua según los índices bióticos evaluados indica calidad regular a buena en todas las temporadas de monitoreo a excepción del índice EPT que califica mala la calidad del agua en los monitoreos de la temporada húmeda del 2010 y la época seca del 2011.

- Estación YUC-río Yucay

En cuanto a la calidad del agua respecto a los ECAs, en todas las temporadas de monitoreo a lo largo de los 4 años se cumplió con los valores por debajo de los ECA establecidos (ver Cuadro 10), lo que indica que la estación Yucay tiene una calidad buena o permisible por la legislación ambiental.

La estación está ubicada bajo un pequeño cañón en los valles interandinos, existe actividad agrícola-secano (sin riego, sin componentes químicos) de subsistencia cerca a las orillas del río. Asimismo el ganado de la pequeña población cercana tiene acceso a un sector pequeño del río. A pesar de lo mencionado no existe contaminación desde la perspectiva de los ECA-Agua.

**Cuadro 10: Resultado de la calidad del agua mediante el cumplimiento de los ECA-Aguas en la estación Yucay.**

Estación Yucay	Año-Temporada	Cumple los ECA-Agua	Calidad
<b>ECA-Agua. Categoría 4 "Conservación del Ambiente Acuático"</b>	2009-húmeda	X	<b>Buena</b>
	2009-seca	X	<b>Buena</b>
	2010-seca	X	<b>Buena</b>
	2010-húmeda	X	<b>Buena</b>
	2011-seca	X	<b>Buena</b>
	2012-húmeda	X	<b>Buena</b>

FUENTE: Elaboración propia

En cuanto a la calificación de la calidad del agua respecto a los índices bióticos, esta oscilo entre de regular y bueno con los índices EPT e IBF, y de regular a excelente con el ABI y BMWP/Col.

- Estación TOR-río Torobamba

La calidad del agua es buena, cumpliendo los ECA-Agua, en la época seca del 2009 y 2010, también la época húmeda del 2012. Como se observa en el Cuadro 11, la calidad del agua de las demás temporadas de monitoreo obtuvieron una calidad Mala debido a que los valores de algunos parámetros (Plomo, Zinc, Fosforo inorgánico, Coliformes Termotolerantes y Coliformes Totales) superaron los ECA-Agua.

Por lo que respecta a la temporada húmeda del 2009 la concentración de plomo en ambas subestaciones fue 0.01 y 0.0089 mg/L AAR y AAB respectivamente, sobrepasando el valor estándar que es 0.001mg/L; la concentración más alta de zinc fue AAR con 0.056mg/L superando el límite de 0.03 mg/L; la cantidad de Coliformes termotolerantes y fecales arrojaron valores máximos de 5400 y 16 000 NMP/100mL sobrepasando los estándares que son 2000 y 3000 NMP/100mL respectivamente; asimismo la concentración de fosforo total fue 0.52 mg/L superando el límite de 0.5 mg/L.

En cuanto a la temporada seca del 2011 la concentración del plomo en ambas subestaciones supero el límite con valores de 0.002 AAR y 0.0019 mg/L AAB; la concentración de coliformes termotolerantes y totales sobrepaso los valores estándar con concentraciones máximas de 3500 y 54000 NMP/100mL respectivamente. El último monitoreo presentó concentraciones elevadas de plomo y zinc con valores máximos de 0.0029 y 0.034 mg/L respectivamente, y las concentraciones de coliformes totales se elevó hasta 16000 en la subestación AAB.

Torobamba presenta temperaturas mayores en comparación al resto de estaciones por ubicarse a menor altitud y cercano a ceja de selva; asimismo en esta zona se ubica una agricultura en terrenos inapropiados debido a su inestabilidad (procesos erosivos), esta actividad hace uso de fertilizantes y/o pesticidas que pueden elevar los valores normales de Plomo, zinc y fosforo. El fosforo es uno de los factores limitantes en la cantidad de biomasa producida en el ecosistema acuático, proviene comúnmente de los fertilizantes y los vertimientos de aguas domesticas e industriales sin previo tratamiento, este nutriente influye directamente en el proceso de eutrofización (Rivas

et al. 2009); asimismo la concentración de este metal es mayor en los sedimentos que en la columna de agua (Roldan 1992), lo que genera que en la temporada de lluvias se arrastre sedimentos y por lo tanto la concentración se eleve en el cuerpo de agua.

El valle del Torobamba se ubica cerca al pueblo de San Miguel el cual no posee Planta de Tratamiento de Agua Residual (PTAR), el cual probablemente vierta sus aguas servidas al río Torobamba, elevando la concentración de algunos metales y coliformes; además el ganado de la población tiene acceso al río, encontrando muchos restos de heces, lo que explica el valor alto de concentración de Coliformes Termotolerantes y Coliformes Totales.

**Cuadro 11: Resultado de la calidad del agua mediante el cumplimiento de los ECA-Aguas en la estación Torobamba.**

Estación Pampas	Año-Temporada	Cumple los ECA	No cumple los ECA	Parámetros que superan los valores estándar	Calidad
<b>ECA-Agua. Categoría 4 "Conservación del Ambiente Acuático"</b>	2009-húmeda		x	Plomo, Zinc, Coliformes totales y Termotolerantes, y fosforo.	<b>Mala</b>
	2009-seca	x		....	<b>Buena</b>
	2010-seca	x		....	<b>Buena</b>
	2010-húmeda	x		....	<b>Buena</b>
	2011-seca		x	Plomo, Coliformes totales y Termotolerantes	<b>Mala</b>
	2012-húmeda		x	Plomo, zinc, y coliformes totales	<b>Mala</b>

FUENTE: Elaboración propia

Respecto a la relación con los índices bióticos, el IBF y EPT fueron los únicos que coincidieron con la calidad enfocada desde la perspectiva de los ECA al valorar como la calidad mala solo a los años 2011 y 2012, por otra parte la temporada húmeda del 2009 arrojó valores que lo califican entre regular y bueno para todos los índices evaluados.

Por último es importante tener en cuenta que Torobamba es un caso especial u “*outlier*”, Torobamba es inestable desde su composición geomorfología, también presenta un ecosistema muy diferente a las otras estaciones de monitoreo como ríos altoandinos típicos.

- Estación ALF-río Alfarpampa

La calidad del agua en la mayoría de temporadas de monitoreo fue buena, a excepción de la época húmeda del 2009 y 2012; los parámetros que excedieron los valores estándar fueron: el Plomo y los Coliformes totales (ver Cuadro 12).

En cuanto a la temporada húmeda del 2009, la concentración de plomo supero el valor estándar de calidad en ambas subestaciones con valores de 0.0019 AAR y 0.0049 mg/L AAB. Asimismo, los resultados del monitoreo del 2012 expresaron que la concentración de plomo y coliformes totales fue elevada superando los límites con valores máximos de 0.0012mg/L y 9200NMP/100mL respectivamente.

La estación Alfarpampa se caracteriza por tener una vegetación ribereña estable y abundante, la actividad agrícola y ganadera circundante es casi nula, la estación de bombeo PS3 de la empresa TgP es la más cercana a la estación, por lo que estos valores altos pudieron ser producto de un impacto puntual en el tiempo y espacio.

Por último, de los índices bióticos analizados, el EPT fue el único que coincidió con los ECA sobre la calidad mala del río, los demás índices arrojaron valores entre bueno y regular.

**Cuadro 12: Resultado de la calidad del agua mediante el cumplimiento de los ECA-Aguas en la estación Alfarpampa.**

Estación Alfarpampa	Año - Temporada	Cumple los ECA-Agua	No cumple los ECA-Agua	Parámetros que superan los valores estándar	Calidad
<b>ECA-Agua. Categoría 4 "Conservación del Ambiente Acuático"</b>	2009-húmeda		x	Plomo	<b>Mala</b>
	2009-seca	X			<b>Buena</b>
	2010-seca	X			<b>Buena</b>
	2010-húmeda	X			<b>Buena</b>
	2011-seca	X			<b>Buena</b>
	2012-húmeda			x	Plomo y Coliformes totales

FUENTE: Elaboración propia

- Estación COM-río Comunmayo

La calidad a lo largo de los 4 años fue Buena debido a que todos los valores de las variables evaluadas están por debajo de los valores estándares (ver Cuadro 13).

Comunmayo pertenece al ecosistema de bosques montanos, presenta riberas generalmente estables con vegetación ribereña natural y abundante, lo que genera cobertura aérea al canal del río y mayor diversidad de hábitats (Acosta et al. 2009), también actúa como contenedor de sedimentos y otros contaminantes (Cummis 2002, Palma et al. 2002). Asimismo, la actividad ganadera-agrícola es mínima o nula, y la apariencia del agua es muy cristalina, característica de ríos poco perturbados.

Todos los índices bióticos analizados calificaron la calidad ambiental, en todas las temporadas de monitoreo, entre regular y excelente; lo que coincidió con la calificación desde la perspectiva del cumplimiento de los ECA-Agua.

**Cuadro 13: Resultado de la calidad del agua mediante el cumplimiento de los ECA-Aguas en la estación Comunmayo.**

Estación Comunmayo	Año-Temporada	Cumple los ECA-Agua	Calidad
<b>ECA-Agua. Categoría 4 "Conservación del Ambiente Acuático"</b>	2009-húmeda	X	<b>Buena</b>
	2009-seca	X	<b>Buena</b>
	2010-seca	X	<b>Buena</b>
	2010-húmeda	X	<b>Buena</b>
	2011-seca	X	<b>Buena</b>
	2012-húmeda	X	<b>Buena</b>

FUENTE: Elaboración propia

Ciertos parámetros fisicoquímicos sobrepasaron los ECA-Agua en algunas estaciones y ciertas temporadas de evaluación, a excepción de las estaciones Comunmayo y Yucay, la explicación del origen de algunos contaminantes puede tener origen natural o deberse a las actividades humanas.

Respecto al arsénico, es usado en la fabricación de productos para la agricultura como fungicidas, insecticidas, herbicidas, perseverantes; es bioacumulado por los organismos pero no se biomagnifica dentro de la cadena alimenticia, su concentración puede ser natural por mineralización. Las concentraciones que pueden hacer daño va desde 0.019 a 0.048 mg/L; el límite propuesto por el US EPA para la protección de la salud humana es 0.05mg/L (Eisler 1988). Asimismo el Plomo y zinc provienen de los productos asociados a la agricultura. Ling et al. (2012) con los resultados de su investigación demostraron que las concentraciones de zinc son generalmente mayores que la del plomo, y las actividades humanas como la agricultura y ganadería son las causantes de una mayor concentración de contaminantes como cobre, fierro, cadmio y plomo; este último está asociado a las contribuciones vehiculares.

La naturaleza de la composición fisicoquímica de los ríos está en función de la naturaleza de los suelos (Roldan y Ramírez 2008, Toro et al. 2002), de su geomorfología y composición litográfica como de factores locales (Villamarín 2008). Los meses lluviosos generan erosión sobre los terrenos y arrastra consigo una variedad de iones lo que incrementa la concentración de estos en el agua (Roldan y Ramírez 2008), los sólidos

totales suspendidos aumentan generalmente después de las fuertes lluvias (Toro et al. 2002), por lo cual generalmente las concentraciones de iones o metales en esos meses es relativamente más alto que en la temporada seca. Entonces se puede decir que la contaminación puede ser la mezcla de la composición y dinámica natural del ecosistema y de los aportes generados por las actividades antrópicas, pero a veces las concentraciones naturales pueden llevar a declarar a un río contaminado sin explorar los orígenes e interacciones entre las variables.

El establecimiento de valores límites o estándares en la normativa ambiental acarrea problemas en la definición de contaminación o alteración de un ecosistema acuático; por ejemplo en algunas subestaciones se superó los valores de concentración establecidos, pero en otros estuvo por debajo de este por milésimas. Este establecimiento de valores puede generar preguntas como: ¿por debajo de esa concentración existen efectos sobre la estructura y composición de la fauna y flora acuática, así como un efecto acumulativo a través de la cadena alimenticia?

De todos los índices evaluados el EPT es el que coincidió con los ECAs por lo que se podría decir que estos organismos son más sensibles y huyen rápidamente ante una polución puntual; para apoyar esto, Moya (2006) describe que los individuos de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera poseen respiración branquial por lo que se ven más afectado ante problemas de deficiencia de oxígeno o aumento de sólidos totales. Por otra parte surge una pregunta, ¿se puede confiar en este índice de manera universal?

Por otro lado los índices bióticos nos dan una referencia mejor de la calidad por integrar los impactos, lo que no se logra al determinar valores instantáneos de las variables ambientales que reflejan la realidad de forma puntual. Los ECA por medio de evaluaciones simples de variables ambientales no pueden explicar las interacciones acumulativas, sinergia, o interacciones antagónicas de múltiples productos químicos que existen en el medio ambiente (Karr y Chu 1997), pero los análisis fisicoquímicos respaldan la Bioindicación y su relación con otras variables son esenciales para entender las perturbaciones del medio (Chovanec et al. 2000), por ende es necesario una evaluación en conjunto de las variables abióticas y bióticas en escala de tiempo y espacio que permita entender la dinámica de estos ecosistemas ante perturbaciones naturales y/o antrópicas.

#### **4.4. ANÁLISIS DE CORRELACIÓN LINEAL ENTRE VARIABLES AMBIENTALES Y BIOLÓGICAS.**

Se evaluó el grado de correlación lineal (usando el coeficiente de Pearson) entre variables ambientales (variables fisicoquímicas y microbiológicas, y valores de calidad de hábitat) y variables biológicas (compuestas por índices bióticos de calidad de agua, abundancia, riqueza específica, índice de Shannon, equidad y el inverso de la dominancia) a través de todos los años y todas las estaciones con la finalidad de evaluar que índice biótico se correlaciona mejor con las variables ambientales y entender las relaciones entre variables. Asimismo, se introdujo la variable ECA, esta se determinó en base al cumplimiento de los valores estrictos propuesta por la normativa ambiental; se calificó esta variable por medio de dos valores uno y cero, se determinó el valor de uno (01) si no cumple con los ECA-Agua y cero (00) si cumplió. Los resultados se detallan en el Cuadro 14.

La riqueza de macroinvertebrados presentó una correlación estadísticamente significativa ( $p$ -valor < 0.05) con 2 variables ambientales: presentó correlación negativa con el potencial de hidrogeno (pH) ( $r = -0.4$ ), y con la variable ECA que fue relativamente baja ( $r = -0.29$ ).

La abundancia tuvo correlación estadísticamente significativa con 3 variables ambientales: presentó correlación positiva con los sólidos totales disueltos y conductividad presentando coeficientes de 0.3 y 0.33 respectivamente, y se correlacionó negativamente con la concentración de oxígeno disuelto ( $r = -0.44$ ).

Los índices de diversidad Shannon-Weiner, Simpson y Pielou obtuvieron correlaciones estadísticamente significativas con 2, 2 y 3 variables ambientales respectivamente, presentaron correlaciones con variables en común y valores de los coeficientes muy parecidos: los tres índices se correlacionaron positivamente con el oxígeno disuelto ( $r$  aproximado=0.3); también de forma negativamente con la concentración de bario ( $r$  aproximado = -0,2); el índice de equidad de Pielou se correlacionó de forma positiva con el caudal ( $r = 0.29$ ).

Por lo que respecta a los índices bióticos, presentaron correlación estadísticamente significativa de la siguiente manera:

- El índice BMWP/Col se relacionó con 3 variables ambientales: presentó correlación negativa con el potencial de hidrogeno ( $r = -0.27$ ) y la temperatura ( $r = -0.32$ ); también se relacionó negativamente con la variable ECA ( $r = -0.29$ ).

-El ABI presentó correlación con 4 variables ambientales: se relacionó positivamente con la variable calidad de hábitat (EPA); negativamente con el potencial de hidrogeno y la temperatura con coeficientes bajos de  $-0.28$  y  $-0.26$  respectivamente, también se relacionó de forma negativa con la variable ECA ( $r = -0.35$ ).

-El IBF tuvo correlación con 5 variables: se relacionó positivamente con la concentración de oxígeno disuelto y caudal con coeficientes de  $0.34$  y  $0.31$  respectivamente; presentó correlación negativa con la concentración de zinc, los coliformes totales, y la variable ECA.

-El ASPT presentó correlación con 4 variables: se relacionó positivamente con la concentración de oxígeno disuelto ( $r = 0.25$ ) y la calidad del hábitat EPA ( $r = 0.4$ ), y negativamente con la temperatura y la concentración de coliformes totales.

-El EPT presentó correlación de forma negativa con 4 variables: con los coliformes totales, la variable ECA, la concentración de zinc y cobre con coeficientes de  $-0.3$ ,  $-0.34$ ,  $-0.31$  y  $-0.27$  respectivamente.

En cuanto a la variable ECA, esta presentó correlación positiva y estadísticamente significativa con 13 variables ambientales: se relacionó con el pH, la concentración de sólidos totales disueltos y suspendidos, la salinidad (presentó un coeficiente alto de  $0.68$ ), la conductividad, la turbidez, las variables químicas a excepción de la concentración de fosforo (la correlación con la concentración de plomo y cobre fue alta, el coeficiente fue aproximadamente de  $0.52$ ); también con los coliformes fecales y totales; esta última presentó una correlación relativamente alta ( $r = 0.5$ ).

La temperatura superficial de los ríos altoandinos presenta una variación alta de acuerdo a las horas del día (Moya 2006), por lo que no se tomó en cuenta a esta variable en el análisis aunque presentó correlación negativa con los índices BMWP/Col, ASPT y ABI ( $r$  promedio= $-0.3$ ).

**Cuadro 14: Análisis de correlación lineal (coeficiente de correlación de Pearson), entre variables biológicas y variables ambientales.**

Parámetros	S-riqueza	N-abundancia	H'	1-D	J	BMWP	ASPT	ABI	IBF	EPT
pH	-0.40392	0.062379	-0.13073	-0.073337	0.040506	-0.27738	-0.04237	-0.28686	0.054571	-0.24674
T°	-0.1554	0.024033	-0.19008	-0.10304	-0.094552	-0.32944	-0.35578	-0.26749	-0.033611	0.0044301
OD	-0.074633	-0.44482	<b>0.30806</b>	<b>0.30796</b>	<b>0.37558</b>	0.18131	<b>0.29025</b>	0.13407	<b>0.34068</b>	-0.17901
Conductividad	0.072168	0.33434	0.019445	-0.059176	-0.062428	0.07501	0.13949	0.053207	-0.098274	-0.068503
Salinidad	-0.18037	0.10362	-0.012405	-0.018609	0.039738	-0.054728	0.26317	-0.14874	-0.049031	-0.1431
Q	-0.14082	0.12229	0.21432	0.24223	0.29658	-0.27973	0.058386	-0.22427	0.31825	0.092234
STD	0.046961	0.30709	-0.0018457	-0.07415	-0.074603	0.02778	0.081993	-0.0069599	-0.13322	-0.085148
STS	-0.11806	-0.13329	-0.058769	-0.027523	-0.014148	-0.10228	-0.098787	-0.039394	-0.084221	-0.10838
Turbidez	-0.13259	-0.11068	-0.059641	-0.022854	-0.0054524	-0.12485	-0.092018	-0.061907	-0.10377	-0.13505
As	-0.033347	0.19785	0.045906	-0.013099	0.031953	0.00064214	0.19374	-0.028734	-0.022417	-0.025131
Pb	-0.18833	-0.26067	-0.049333	-0.001619	0.035309	-0.12135	-0.040166	-0.097449	-0.18592	-0.24823
Zn	-0.18801	-0.087008	-0.064925	0.013511	0.013659	-0.18769	-0.09385	-0.14224	-0.30656	-0.31463
Ba	-0.018376	0.42267	-0.25076	-0.2587	-0.27146	-0.026301	-0.056878	-0.08529	-0.23419	-0.22734
P	-0.040054	0.076647	0.0060868	0.022507	0.016164	-0.10586	-0.036623	0.082636	-0.0005642	0.071437
Cu	-0.21088	-0.13785	-0.071689	-0.017988	0.025906	-0.21775	-0.080769	-0.18952	-0.20421	-0.2797
Col-Fecales	-0.19675	-0.11689	-0.22719	-0.20145	-0.1754	-0.07695	-0.16571	-0.096921	-0.23353	-0.20498
Col-Totales	-0.15732	-0.20977	-0.050043	0.017416	0.012681	-0.20537	-0.26602	-0.20046	-0.31647	-0.29882
ECA	-0.29008	-0.14947	-0.1403	-0.11306	-0.034628	<b>-0.29543</b>	-0.19853	<b>-0.35395</b>	<b>-0.31191</b>	<b>-0.34334</b>
Cali-Hábitat	0.21775	0.24363	0.16006	0.095133	0.064318	0.23891	0.39998	0.28756	0.22326	-0.0064109

OD: oxígeno disuelto, Q: caudal, STD: sólidos totales disueltos, STS: sólidos totales suspendidos.

FUENTE: Elaboración propia

Los índices bióticos ABI, BMWP/Col, IBF y EPT presentaron correlación negativa con la variable ECA con un coeficiente aproximado de -0.3, esto quiere decir que los índices responden ligeramente ante los parámetros que sobrepasaron los valores estándar, lo cual afectan directamente a la tolerancia y sensibilidad de los organismos indicadores de la calidad. Pero los índices de diversidad (Shannon, Simpson y Pielou) no presentaron correlación significativa con la variable ECA, esto se explica porque no tienen la capacidad de discriminar organismos sensibles o tolerantes a la contaminación; por lo que puede dar valores falso negativos al evaluar el incremento de la población sin diferenciar las especies oportunistas ante una perturbación (Metcalf, 1994), lo mismo se explica para las variables riqueza y abundancia que no responden a efectos de perturbación (Moya 2006), aunque la riqueza si obtuvo una correlación negativa con la variable ECA ( $r = -0.29$ ).

Finalmente la mayoría de estos índices bióticos se relacionaron en promedio con la misma cantidad de variables ambientales y en valores muy parecidos, pero el ASPT e IBF presentaron correlación positiva con la concentración de oxígeno disuelto, esto es importante ya que los índices están elaborados para medir niveles de contaminación orgánica, la cual se relaciona de forma inversa con la concentración de oxígeno disuelto. Jacobsen et al. (2003) indican que en tierras elevadas la deficiencia o la variación en la concentración de oxígeno tiene un efecto marcado sobre los organismos de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, sin embargo el índice EPT no presentó correlación significativa con esta variable.

Finalmente, se podría decir que los índices que mejor se acercan como indicadores de la calidad de este tipo de ecosistemas son: el IBF, ABI y EPT.

#### **4.5. MANEJO ADAPTATIVO**

Para desarrollar el análisis desde la perspectiva del manejo adaptativo se usaron las variables ambientales y biológicas en diferentes escalas de tiempo y espacio para encontrar los atractores por los cuales pasó el ecosistema evaluando la estacionalidad y expresando la emergencia de patrones entre variables, también se determinó las variables clave que definen al sistema en cada atractor o estado estable.

## ❖ **Atractores (análisis de las 5 estaciones)**

-Redundancia de variables:

La matriz de datos que se armó para el análisis multivariado excluyó algunas variables debido a que la correlación lineal (coeficiente de correlación de Pearson estadísticamente significativo) entre estas variables fue muy alta; para evitar la redundancia de estas y tener mejor manejo de información. Se eliminaron del análisis las siguientes variables: (1) la turbidez por presentar una alta correlación con los sólidos totales suspendidos ( $r = 0.99$ ), (2) los Coliformes termotolerantes se correlacionaron altamente con los Coliformes totales ( $r = 0.73$ ), (3) la salinidad presentó alta correlación con la conductividad ( $r = 0.99$ ), (4) el índice de diversidad de Shannon-Weiner presentó alta correlación con el índice de Simpson y Pielou con coeficientes de 0.93 y 0.84 respectivamente, (5) los índices BMWP/Col y ABI presentaron una correlación positiva de 0.86, finalmente (6) la concentración de cobre presentó alta correlación con el plomo ( $r = 0.92$ ).

Asimismo, se eliminó los datos de la temporada húmeda del 2012 de la subestación AAB de la estación Comunmayo por no registrar los datos de las variables biológicas (no se realizó en monitoreo hidrobiológico debido a problemas logísticos).

-Distribución multinormal:

El análisis de la distribución multinormal, según la prueba de Doornik y Hanson (1994) arrojó como resultado que la distribución de las variables no es multinormal ( $p$  valor  $< 0.05$ , ver Cuadro 15), entonces la posible diferencia entre atractores se comparó con el análisis de similaridades Anidado o ANOSIM (Hammer et al. 2001) que calcula la similaridad dentro y entre los grupos, comparando ambos grupos o posibles atractores.

**Cuadro 15: Resultados de la prueba de distribución multinormal (Dornik and Hansen omnibus) de la matriz de datos de las variables ambientales y biológicas.**

Multivariate	Coefficient	Statistic	df	p(normal)
Skewness:	222.1	2184	1330	1.60E-44
Skewness corrected:		2306	1330	2.00E-55
Kurtosis:	434.2	4.78		1.75E-06
<b>Dornik and Hansen omnibus</b>				
Ep:	<b>360.4</b>			
p(normal):	<b>3.88E-54</b>			

FUENTE: Elaboración propia.

- Atractores hipotéticos:

Se llevó a cabo el análisis multivariado Cluster para determinar los posibles atractores por los que paso el sistema, la medida de similaridad usada fue correlación. Como se puede observar en la Figura 13, existen dos grandes grupos que concuerdan con la estacionalidad del sistema, las estaciones pertenecientes a la temporada seca (de color rojo) y la de temporada húmeda (de color azul).

Para saber si estas diferencias tienen significación estadística se realizó la prueba ANOSIM, se evaluó la comparación por parejas con “Bonferroni-corrected p values” que suministra los valores de las probabilidades de una prueba secuencial para evaluar estas diferencias entre pares de atractores (Clarke 1993).

**Cuadro 16: Resultados de la prueba ANOSIM entre los atractores estacionales evaluados en todas las estaciones.**

<b>ANOSIM</b>		
10 000 permutaciones		
Rango medio dentro: 1028		
Rango medio entre: 1682		
p (same): 0.0001		
p (same, sequential Bonferroni):		
0	T. seca	T. húmeda
T. seca	0	<b>0.0001</b>
T. húmeda	<b>0.0001</b>	0

FUENTE: Elaboración propia.

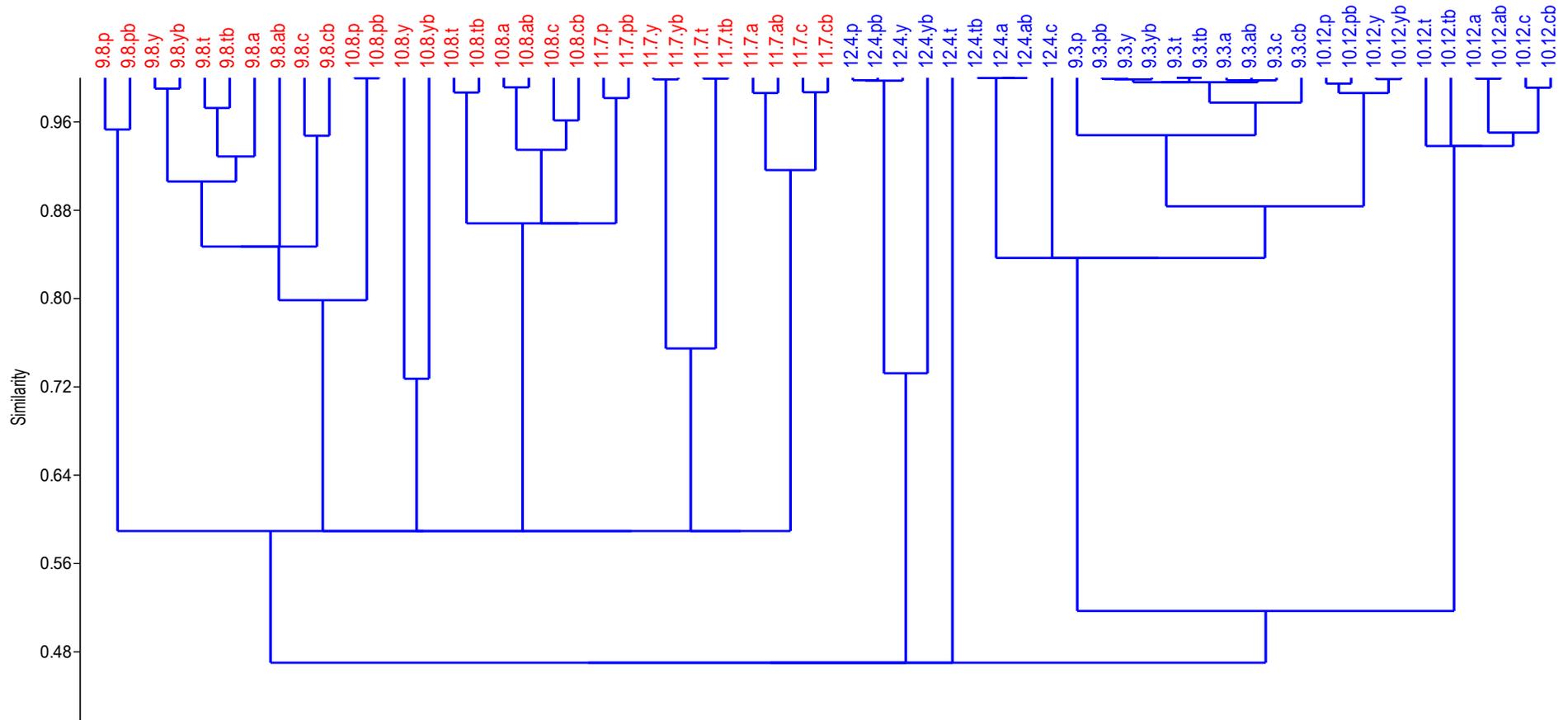
Como se puede observar en el Cuadro 16, existen diferencias estadísticamente significativas entre el grupo que pertenece a la temporada seca y la temporada húmeda; estos atractores obedecen a la dinámica estacional del sistema.

- Análisis de Componentes Principales (ACP)

Se evaluó todas las variables mediante un ACP, la matriz usada fue la de correlación debido a que las variables presentan diferentes unidades. Los tres primeros componentes describen la variabilidad del sistema hasta un 59.4 %, siendo el primer y segundo los que obtuvieron mayor porcentaje de varianza (ver Cuadro 17).

Como se puede observar en el gráfico de dispersión existe una tendencia del atractor de la temporada seca sobre el componente 1 y del atractor perteneciente a la temporada húmeda sobre el componente 2 (ver Figura 14,15 y 16).

**Figura 13: Análisis Cluster de todas las estaciones.**

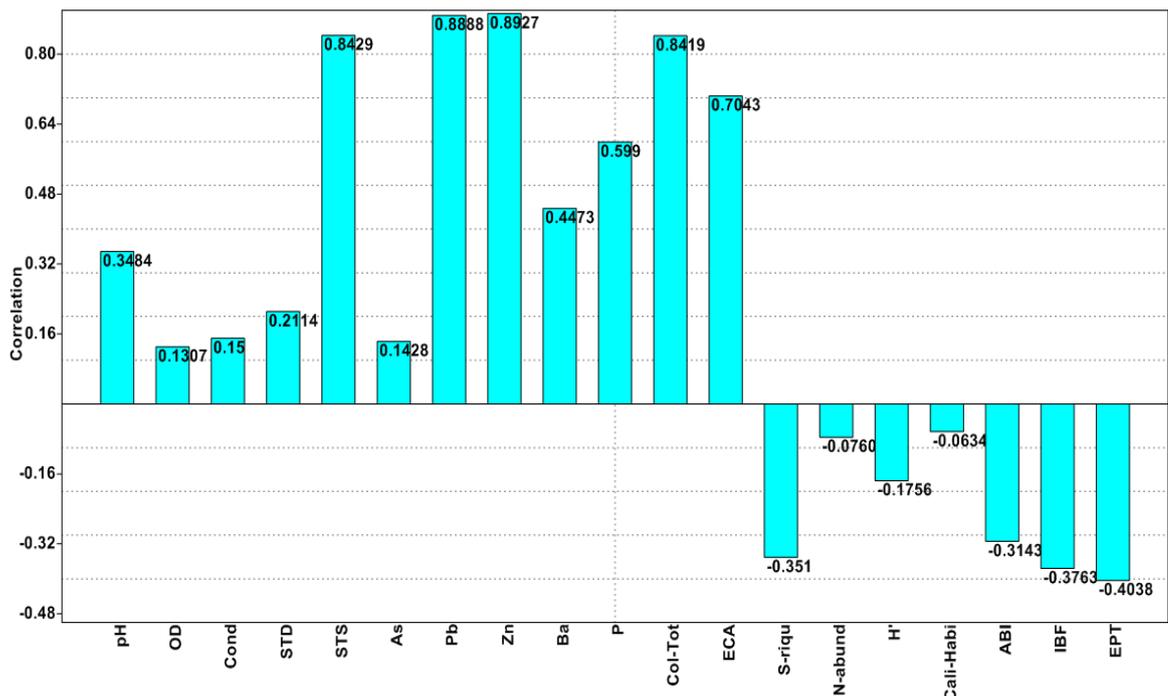


FUENTE: Elaboración propia.



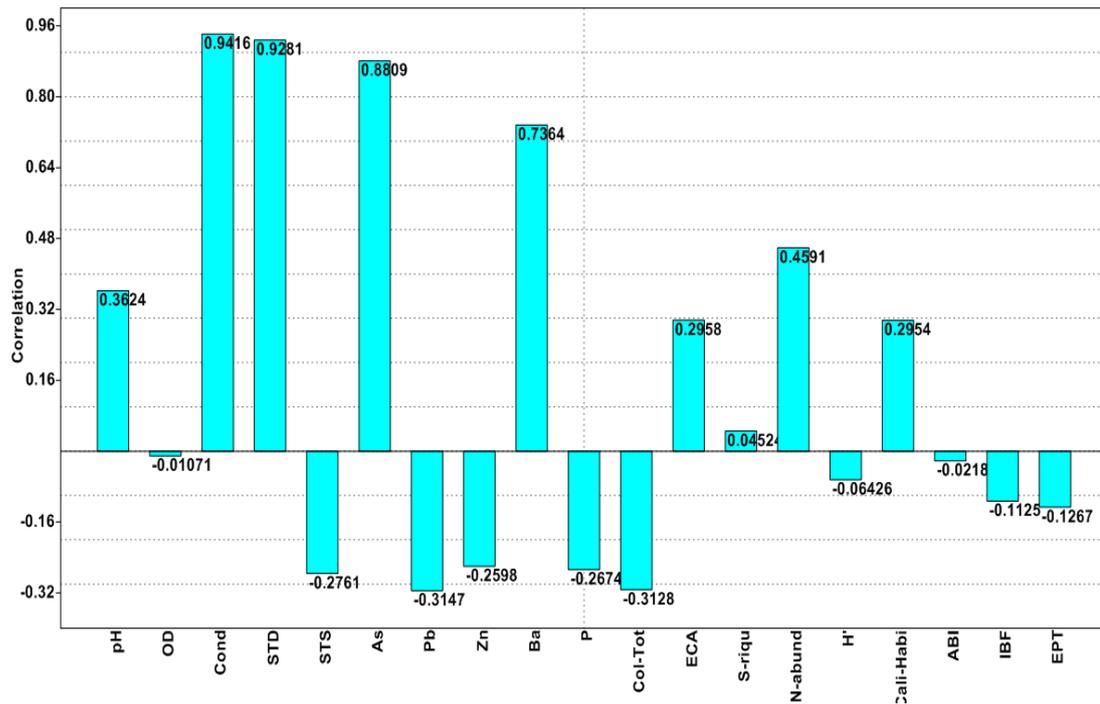
El atractor perteneciente a la temporada seca está relacionada con el componente 2 (ver Figura 16), y las variables que definen a dicho componente fueron: la conductividad, los sólidos totales disueltos (STD), la concentración de arsénico y bario. Según la Figura 15, el atractor perteneciente a la temporada húmeda (componente 1) tuvo como variables clave a los sólidos totales suspendidos (STS), la concentración de plomo y zinc, la concentración de coliformes totales y la variable ECA. La respuesta de las variables biológicas depende directamente de las ambientales, esto se puede ver con el índice EPT y la riqueza que son las más afectadas por estos cambios hidrológicos en época de lluvias, por el contrario en época seca la abundancia de organismos es la más beneficiada.

**Figura 15: Componente 1 (temporada húmeda)**



FUENTE: Elaboración propia.

**Figura 16: Componente 2 (temporada seca)**



FUENTE: Elaboración propia.

❖ **Atractores y Torobamba como ‘Outlier’**

Como se explicó en los ítems anteriores la estación Torobamba es un caso especial u *outlier* en la mayoría de los monitoreos debido a que presenta valores atípicos en algunas variables (especialmente los sólidos totales suspendidos y coliformes totales), esto se debe a la presión antrópica constante alrededor de la estación. La diferencia respecto a las estaciones ubicadas en ríos altoandinos típicos se debe también a su inestabilidad geomorfológica (fuente: Estudio de Línea Base Física-EIA). Mediante un análisis visual de la data se eliminó el valor de las siguientes filas: (1) la temporada húmeda del 2009 debido que el valor de solidos totales suspendidos y coliformes totales son muy elevados (684mg/L y 16 000 NMP/100mL respectivamente), (2) el monitoreo en la temporada seca del 2011 por tener valores elevados de coliformes totales (5400NMP/100mL), y (3) por último el monitoreo del 2012 debido a la concentración elevada de coliformes totales (16 000NMP/mL).

- Análisis Cluster

La matriz de datos (variables ambientales y biológicas) excluyendo algunas temporadas de monitoreo de la estación Torobamba (como se explicó en el párrafo anterior) no tiene una distribución multinormal según la prueba de Doornik and Hansen (1994). Ver Cuadro 18.

Se hizo de nuevo el análisis Cluster y como se puede notar a partir de la figura 17 se mantiene la misma tendencia de agrupación pero con mayor valor de similaridad. Las diferencias, mediante la prueba ANOSIM, entre estos atractores fueron significativas (ver Cuadro 19).

**Cuadro 18: Resultados de la prueba de distribución multinormal (Dornik and Hansen omnibus) excluyendo algunas temporadas de monitoreo de la estación Torobamba.**

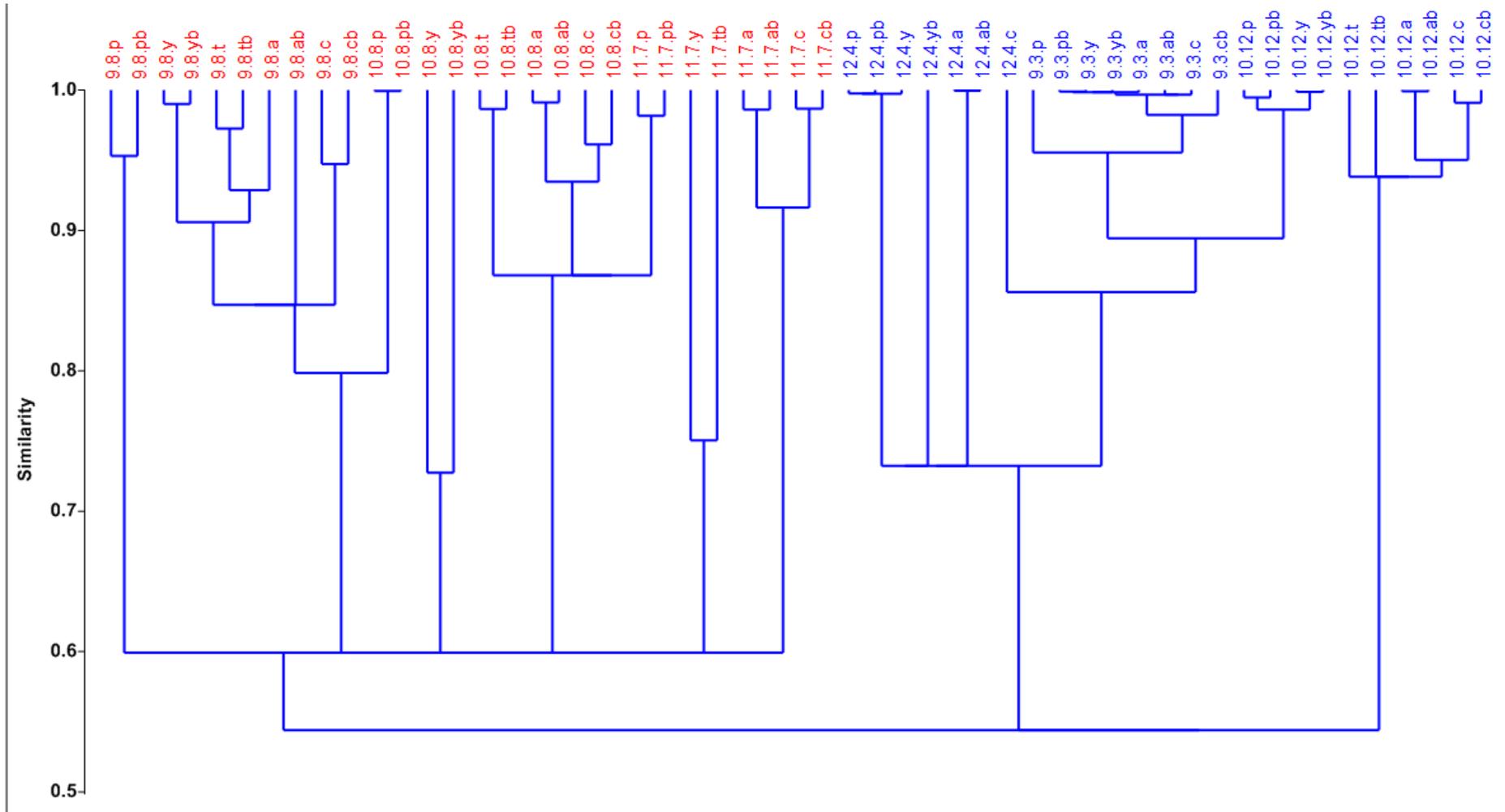
Multivariate	Coefficient	Statistic	df	p(normal)
Skewness:	218.3	1928	1330	8.22E-25
Skewness corrected:		2048	1330	1.51E-33
Kurtosis:	419.8	2.674		0.00749
<b>Doornik and Hansen omnibus</b>				
<b>Ep:</b>	<b>520.9</b>			
<b>p(normal):</b>	<b>4.02E-86</b>			

FUENTE: Elaboración propia.

- Análisis de Componentes Principales

Los tres primeros componentes describieron el 55.6 % de la variabilidad del sistema, siendo el primer y segundo los que obtuvieron mayor porcentaje de varianza (ver Cuadro 20). En la Figura 18, se puede ver que la estacionalidad ahora está más marcada y su variación se mantiene igual que el análisis anterior, también se puede notar que los valores de las estación Torobamba en las fechas antes indicadas se alejan mucho de esa tendencia.

**Figura 17: Análisis Cluster (sin outliers)**



FUENTE: Elaboración propia.

**Cuadro 19: Resultados de la prueba ANOSIM entre los atractores estacionales excluyendo la estación Torobamba.**

<b>ANOSIM</b>		
10 000 permutaciones		
Rango medio dentro: 1028		
Rango medio entre: 1682		
p (same): 0.0001		
p (same, sequential Bonferroni):		
0	T. seca	T. húmeda
T. seca	0	<b>0.0001</b>
T. húmeda	<b>0.0001</b>	0

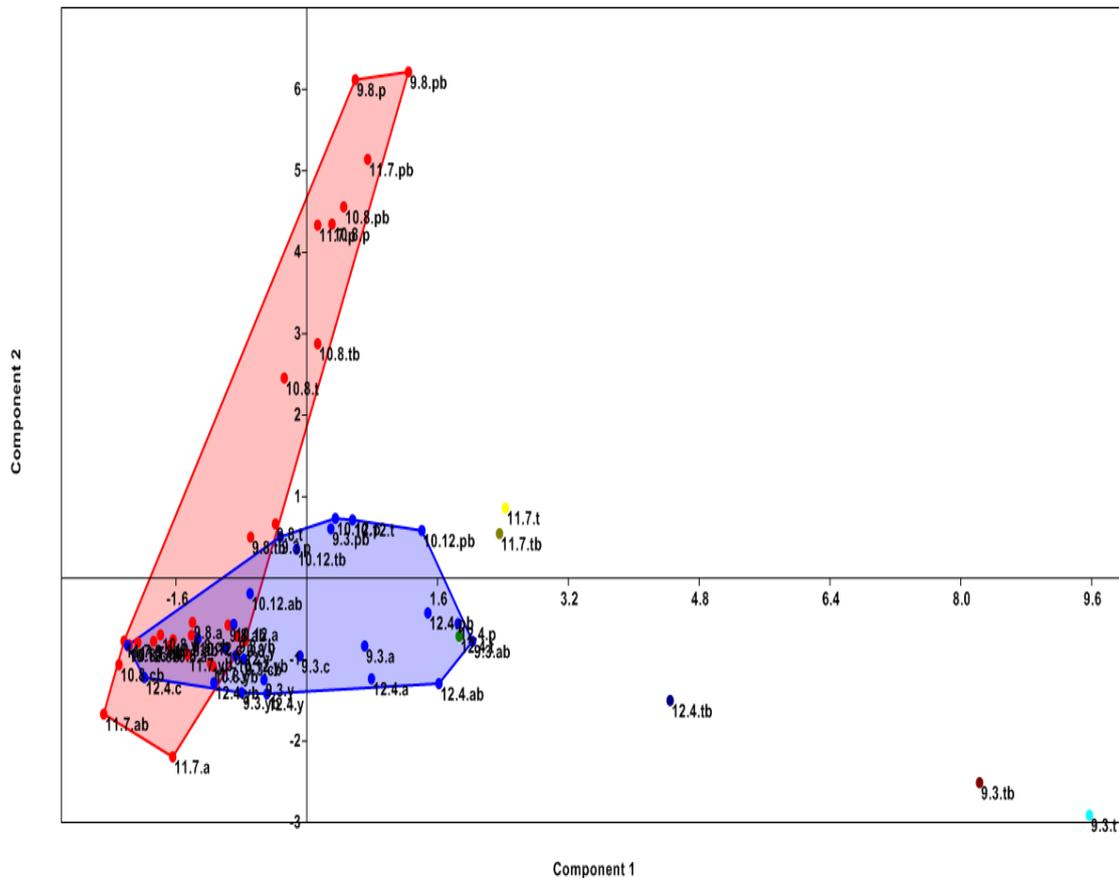
FUENTE: Elaboración propia.

**Cuadro 20: Resultados del porcentaje de varianza del Análisis de Componentes Principales.**

PC	Eigenvalue	% variance
<b>1</b>	<b>4.28681</b>	<b>22.562</b>
<b>2</b>	<b>3.91671</b>	<b>20.614</b>
<b>3</b>	<b>2.38405</b>	<b>12.548</b>
4	1.85676	9.7724
5	1.49068	7.8457
6	1.15776	6.0935
7	0.863166	4.543
8	0.631844	3.3255
9	0.526113	2.769
10	0.484003	2.5474

FUENTE: Elaboración propia.

**Figura 18: Gráfico de dispersión (sin outliers)**



FUENTE: Elaboración propia.

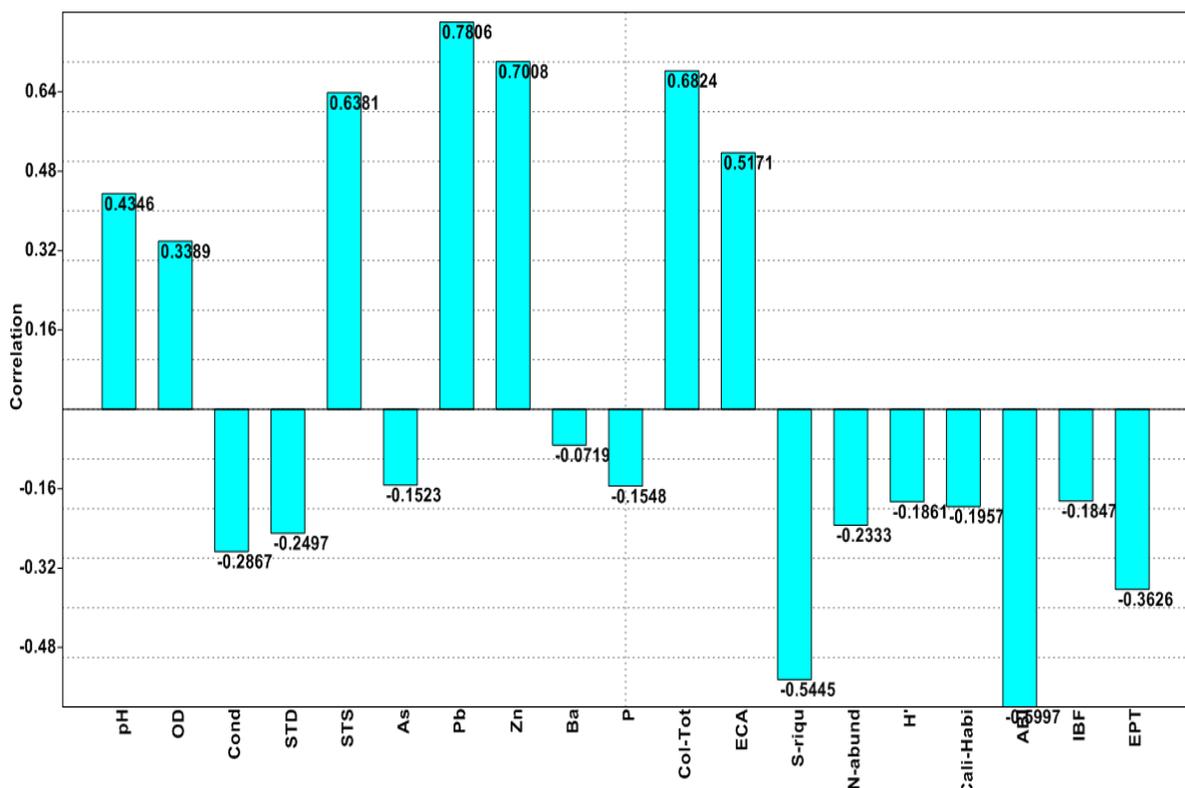
### **Variables clave**

El atractor correspondiente a la temporada húmeda está relacionada con el componente 1 y las variables que definen a dicho componente fueron: los sólidos totales suspendidos, los coliformes totales, la concentración de plomo, zinc y la variable ECA. Asimismo, las variables biológicas que respondieron de forma negativa fueron el índice biótico andino (ABI) y la riqueza (ver Figura 19). Roldan y Ramírez (2008) explican que los sólidos suspendidos dan origen a la turbidez a través de una medida visual, y que estos a la vez dañan el sistema de intercambio gaseoso (branquias) y destruyen los habitats naturales. Asimismo los sólidos totales suspendidos se relacionaron negativamente con los índices EPT e IBF, esto se debe a que los sólidos disueltos modifican el sistema de osmoregulación de las comunidades bentónicas (Roldan y Ramírez 2008).

Los valores altos de algunos parámetros ambientales en el atractor de la época húmeda se pueden generar de forma natural, en los meses lluviosos se genera mayor erosión, arrastre de sólidos y el aumento en la concentración de algunos metales que trae como consecuencia superar los valores estándares de los ECA-Agua por lo que esta variable también tiene alta correlación. Asimismo, estas variables son importantes para determinar la composición y estructura de las comunidades bentónicas en los meses lluviosos.

La variable ECA se relaciona naturalmente con la temporada húmeda por lo que a veces esto puede dar valores falsos de la calidad del agua, de manera que no permite diferenciar la variación natural de la causada por el hombre. Asimismo puede proceder una combinación entre la variación estacional y la contaminación antrópica.

**Figura 19: Componente 1 (temporada húmeda)**

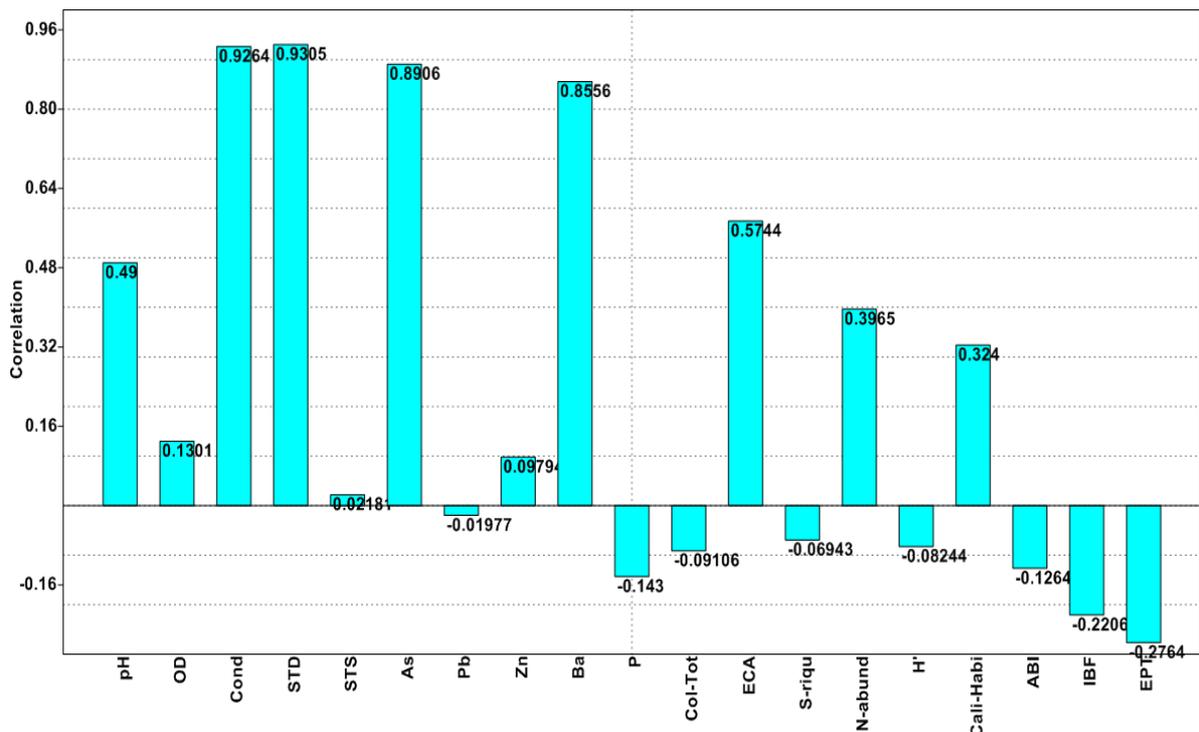


FUENTE: Elaboración propia.

El atractor estacional de la temporada seca se determinó en mayor magnitud por las siguientes variables: la conductividad, los sólidos totales disueltos, la concentración de

arsénico y bario (ver Figura 20). El ECA también tiene una correlación alta en este atractor. Respecto a las variables bióticas, la abundancia fue la única que se correlacionó de forma positiva, esto puede tener relación directa con la correlación positiva de la calidad del hábitat ya que en época de estiaje las variaciones hidromorfológicas no varían tanto lo que permite el establecimiento de comunidades bentónicas.

**Figura 20: Componente 2 (temporada seca)**



FUENTE: Elaboración propia.

#### ❖ Diferencias entre atractores y subestaciones (análisis de doble entrada)

La misma matriz de datos ambientales y biológicos que fue usado para el análisis de atractores fue insumo para realizar un análisis de similaridad Anidado de doble entrada o Two-way ANOSIM (Clarke 1993). Este tiene como finalidad detectar diferencias estadísticas simultáneamente respecto dos condiciones, los atractores definidos previamente (época seca y húmeda) y entre las subestaciones (AAR y AAB del cruce del ducto en cada estación).

**Cuadro 21: Resultados del análisis Two-way ANOSIM respecto a los atractores y las subestaciones.**

Permutation N:	9999
<b>Factor Atractor</b>	
R:	0.20006
<i>p(same)</i> :	<b>0.0001</b>
<b>Factor Subestación</b>	
R:	-0.038879
<i>p(same)</i> :	<b>0.9703</b>

FUENTE: Elaboración propia.

Mediante distancias euclidianas los resultados de este análisis (ver Cuadro 21) siguen respaldando las diferencias entre los dos atractores que responden a la dinámica estacional (época seca y húmeda). Asimismo, no se encontraron diferencias significativas ( $p\text{-value} > 0.05$ ) entre las subestaciones aguas arriba y aguas abajo del cruce del ducto, por ende al realizar un análisis de todas las variables se pretende expresar la emergencia de estas, esto concuerda con los resultados del análisis variable por variable (ver ítem 4.1).

Finalmente se puede decir que el sistema se encuentra en un solo atractor desde el punto de vista de los impactos, pero posee dos atractores marcadamente diferentes que se relacionan con la estacionalidad (ver también el Anexo 11 para observar más diferencias entre las temporadas). El enfoque de Manejo Adaptativo no busca dar como conclusiones una calidad del agua Buena o Mala, se trata de abarcar un concepto más grande que logre abarcar más variables que pueden definir un sistema en un periodo, para gestionar mejor nuestros recursos tratando de manejar las variables clave para mantener al ecosistema en un determinado estado estable. Asimismo, se busca analizar de forma conjunta las variables para ver la emergencia de los patrones que expresan las variables, así como la sinergia de las mismas.

#### **4.6. COMPARACIÓN DE LOS PARADIGMAS**

A continuación se realizará un análisis de comparación desde tres perspectivas diferentes entre las tres herramientas o paradigmas (ECA-Agua, Índices bióticos y Manejo

Adaptativo) que usaron como insumo los datos del programa de monitoreo del proyecto Camisea:

❖ **VARIABLES CLAVE**

El ecosistema es un sistema complejo caracterizado por tener nodos o variables y muchas conexiones, a diferencia de los procesos naturales los impactos provocados por el hombre afectan directamente a las variables más importantes (Montoya et al. 2001). De todas las variables que componen los sistemas no todas las variables tienen la misma importancia, algunas definen la trayectoria del sistema en un determinado momento; de ahí la importancia de la jerarquía entre estas.

Los ECA-Agua consideran valores estándares estrictos para cada variable fisicoquímica y microbiológica para calificar la calidad de los cuerpos de agua como buenos o malos; por ende esta herramienta considera a cada parámetro igual al otro, no distingue ni jerarquiza. Si bien los índices bióticos involucran las respuestas de las comunidades bióticas a los cambios, generados por actividad la antrópica o natural, responden a la combinación de la acción entre variables (se reconoce un grado de emergencia en el análisis); a pesar de esto no identifican que variable o variables están generando el cambio en su dinámica y estructura.

Como se observa en los resultados de análisis multivariados, producto del análisis desde la perspectiva de la teoría de Manejo Adaptativo, se puede identificar variables clave que definen a un atractor en un determinado momento. Por ejemplo el atractor perteneciente a la temporada húmeda está definido por los sólidos totales suspendidos (STS), lo que explica que el incremento de este parámetro define la estacionalidad del sistema.

Es muy importante entender que los atractores son estados alternativos por donde prefiere moverse el sistema producto de procesos naturales o impactos antrópicos (Walker et al. 2004). Los atractores se definen por medio de las variables claves, si se logra gestionar o encontrar la manera de no alterar esas variables o manejarlas dentro de una actividad humana se logrará mantener al sistema dentro del atractor deseado o cercano a ello. Asimismo, esta metodología es contexto-dependiente por lo que los resultados están sujetos un estudio en particular.

### ❖ **Emergencia de variables**

Emergencia es una propiedad del sistema que se puede definir con la siguiente pregunta: ¿Cómo actúan las variables juntas? se podría decir que las variables no actúan de manera individual o aislada, actúan en conjunto.

Los ECA-Agua nos dan una idea primaria de la existencia de problemas a causa de impactos, pero mediante este análisis simple no se permiten dar a conocer las interacciones entre las variables, ni las sinergias que surgen y se expresa como tipos de retroalimentación que define la dinámica del ecosistema.

Por el contrario, los índices bióticos y sobre todo los análisis multivariados permiten expresar la emergencia de las variables en el sistema.

### ❖ **Análisis cuantitativo**

Finalmente el enfoque de Manejo Adaptativo permite realizar un análisis cuantitativo más confiable estadísticamente al incluir el manejo de muchas variables al mismo tiempo; y por último no pretende dar como resultado la calidad buena o mala de los recursos hídricos, sino un análisis más global. Por el contrario, los índices bióticos usan rangos ordinales para clasificar la calidad del agua (pésimo, malo, regular, bueno y excelente), y los ECA-Agua utilizan un análisis muy simple y establecen dos tipos de calidad: buena o mala.

Según Lakatos (1988) la ciencia o conocimiento no solo es una bolsa de experimentos basados en hechos y razonamiento objetivo, sino un programa de investigación flexible compuesta por una maquinaria de soluciones; el programa de investigación conduce al descubrimiento de hechos dramáticos, novedosos y asombrosos. De esta manera la comparación de tres herramientas distintas involucra un mayor manejo de conocimiento empírico.

Los ECA-Agua son muy estrictos y no consideran la jerarquía entre variables ni la emergencia. Los Índices Bióticos por el contrario si consideran la emergencia de variables pero no puede indicar las variables claves, aunque las propuestas de los índices multimétricos son mejores tienen problemas para definir las condiciones de referencia que son ideales y lejanos a la realidad ya que siempre reciben impactos. Por el contrario la propuesta del Manejo Adaptativo incluye análisis multivariados que incluye más relaciones entre variables (variables biológicas, físicas y químicas) y un análisis más global y cercano a la realidad que permita gestionar mejor los recursos.

## V. CONCLUSIONES

Bajo las condiciones del presente estudio, puede concluirse lo siguiente:

1. No se puede usar una herramienta muy simple para evaluar la calidad de los recursos hídricos. Los ECA-Agua realizan un análisis variable por variable y no tienen en cuenta las interacciones entre estas, los resultados de calidad se restringen a bueno o malo. Los Índices Bióticos por el contrario responden a un conjunto de variables (teniendo en cuenta la emergencia) pero no pueden determinar las variables clave, y los resultados se expresan mediante un rango ordinal de la calidad ambiental (pésima, mala, regular, bueno, excelente). Manejo Adaptativo permite ver la emergencia de patrones, la jerarquía entre variables e identifica las variables clave que definen la trayectoria del sistema, proporcionan mayor información empírica, y finalmente no pretenden dar un estado de calidad sino un análisis más detallado teniendo en cuenta la mayor cantidad de variables para tomar mejores decisiones.
2. Según las pruebas estadísticas t de Student, Wilcoxon y Two-way ANOSIM no existen diferencias entre las subestaciones AAR y AAB respecto a los resultados de calidad del agua mediante los índices bióticos, los índices comunitarios y los valores de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos. Esto puede deberse a la capacidad resiliente desde la etapa de impacto (construcción del gasoducto), el sistema absorbió la perturbación inicial y encontró un nuevo estado de equilibrio, por ende la presencia del ducto no genera un impacto sobre la calidad del río.
3. Según los resultados de los índices bióticos evaluados, la calidad del agua en la mayoría de estaciones osciló entre dos categorías, regular y buena, a excepción de la estación Torobamba (la más impactada) que presenta calidad mala en la mayoría de sus evaluaciones.

4. Según los resultados del cumplimiento de los valores estándares (ECA-Agua), la calidad del agua de las estaciones Pampas, Torobamba y Alfarpampa fueron calificados como mala por sobrepasar los valores mínimo, por lo menos en un variable, sin diferenciar el efecto de la estacionalidad sobre la dinámica de algunas variables.
5. Según los análisis multivariados, el sistema ha pasado por dos atractores estacionales, uno definido por la temporada seca y el otro en la húmeda.
6. Empleando el análisis de componentes principales las variables que definieron la trayectoria del atractor de la temporada seca fue: la conductividad, los sólidos totales disueltos y el arsénico. Respecto al atractor de la temporada húmeda fueron: los sólidos totales suspendidos, la concentración de plomo, zinc y la variable ECA.

## **VI. RECOMENDACIONES**

Se recomienda incluir al enfoque de Manejo Adaptativo como herramienta de evaluación de la calidad de los recursos hídricos, en las evaluaciones ambientales, con la finalidad de tener una mirada más cercana a la realidad. Asimismo, se recomienda realizar un análisis completo en los estudios, incluyendo datos de la etapa de pre impacto, impacto y post impacto de los proyecto de inversión en ejecución para tener mejores resultados y poder gestionar mejor los recursos.

Si bien actualmente se usan algunas herramientas para la evaluación de la calidad del agua, se recomienda realizar mayor investigación e inversión en este campo, con la finalidad de generar suficiente información para determinar las diferencias entre la variación estacional y la contaminación antrópica o la combinación de ambas y tomar mejores decisiones sobre la administración de los recursos hídricos de nuestro país.

## VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acosta, R. 2009. Estudio de la cuenca alto andina del río Cañete (Perú): distribución altitudinal de la comunidad de Macroinvertebrados bentónicos y caracterización hidroquinona de sus cabeceras cársticas. Tesis Doc. Barcelona, ES. Universidad de Barcelona. 133 p.

\_\_\_\_\_. 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: 35-64.

Armitage, PD; Moss, D; Wright, JF; Furse, MT. 1983. The performance of a new biological water quality score based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Wat. Res.* 17: 333-347.

\_\_\_\_\_. Pardo, L; Furse, MT; Wright, JF. 1990. Assessment and prediction of biological quality. A demonstration of a British macroinvertebrate-based method in two spanish rivers. *Limnetica* 6: 147-156.

Barbour, MT; Gerritsen, J; Snyder, BD; Stribling, JB. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. EPA. 2 ed. Washington, US. 339 p.

Beisner, BE; Haydon, DT; Cuddington, K. 2003. Alternative stable states in ecology. *Ecol. Environ* 1 (7): 376-382.

Bermejo, R. 2008. Un Futuro sin petróleo colapsos y transformaciones socioeconómicas. Madrid, ES. Editorial Los libros de la Catarata. 567 p.

Bonada, N; Prat, N; Resh, VH; Statzner, B. 2006. Developments In Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Entomology* 51: 495.

Bond, WJ. 1993. Keystone species. In, Biodiversity and Ecosystem function (eds. Shultze, E.D. y Mooney, H.A.). 237-253 p. Springer-Verlag, Berlin, Germany.

Cammaerts, D; Cammaerts, R; Riboux, A; Vargas, M; Laviolette, F. 2008. Bioindicación de la Calidad de los cursos de agua del valle central de Tarija (Bolivia) mediante Macroinvertebrados acuáticos. Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental 22:19-40.

Carrera, C; Fierro, K. 2001. Manual de monitoreo: los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. EcoCiencia. Quito.

Chavonec, A; Jager, P; Jungwirth, M; Koller-Kreimel, V; Moog, O; Muhar, S; Schmutz, St. 2000. The Austrian way of assessing the ecological integrity of running waters: a contribution to EU Water Framework Directive. In: M. Jungwirth, S. Muhar & S. Schmutz (eds). Assessing the Ecological Integrity of Running Waters. Netherland. Hydrobiología 422/423: 445-452. Kluwer Academic Publisher.

Clarke, KR. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. Australian Journal of Ecology 18:117-143. Citado en Hammer, O. 1999-2010 PAST. PAleontological Statistics. Version 2.01. Reference manual. Natural History Museum. University of Oslo.

Correa-Araneda, F; Rivera, R; Urrutia, J; De los Ríos, P; Contreras, A; Encina-Montoya, F. 2010. Efectos de una zona urbana sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de un ecosistema fluvial del sur de Chile. Limnetica 29(2): 183-194.

Cota, L; Goulart, M; Moreno, P; Castillo, M. 2002. Rapid assessment of river water quality using an adapted BMWP index: a practical tool to evaluate ecosystem health. Verh. Internat. Verein. Limnol 28: 1-4.

Cummins, KW. 2002. Riparian-stream linkage paradigm. Verhandlungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie 28:49-58.

Decreto Supremo N° 044-1998- Presidencia de Consejo de Ministros (PCM). Aprueban el Reglamento Nacional para la Aprobación de Estandares de Calidad Ambiental y Límites Máximos Permisibles. El Peruano. Lima. Perú. Nov/16/1998.

Decreto Supremo N° 002-2008-Ministerio del Ambiente (MINAM) Aprueban Los estándares Nacionales de Calidad Ambiental para el Agua. El Peruano. Lima. Perú. Jul/31/2008.

Decreto Supremo N° 023-2009-Ministerio del Ambiente (MINAM) Aprueban Las Disposiciones para la implementación de los Estandares Nacionales de Calidad Ambiental (ECA) para agua.. El Peruano. Lima. Perú. Dic/18/2009.

DOCE. 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y Consejo de 23 de octubre de 2000 para la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. 69 p.

Domínguez, E; Fernández, HR. 1998. Calidad de los Ríos de la Cuenca del Salí, (Tucuman, Argentina) medido por un índice biótico. San Miguel de Tucuman, AR. Editorial Fundación Miguel Lillo. 40 p.

Doornik, J.A. & H. Hansen. 1994. An omnibus test for univariate and multivariate normality. W4&91 in Nuffield Economics Working Papers. Citado en Hammer, O. 1999-2010 PAST. Paleontological Statistics Version 2.01. Reference manual. Natural History Museum. University of Oslo.

Eisler, R. 1988. Arsenic hazard to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. US. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.12).

Endara, A. 2012. Identificación de macroinvertebrados bentónicos en los ríos: Pindo Mirador, Alpayacu y Pindo Grande; determinación de su calidad de agua. Enfoque UTE 3(2): 33-41.

Fernández, H; Domínguez, E (Ed). 2001. Guía para la determinación de artrópodos bentónicos sudamericanos. San Miguel de Tucumán, AR. Universidad Nacional de Tucumán-Instituto Miguel Lillo. 282 p.

\_\_\_\_\_. Romero, F; Vece, MB; Manzo, V; Nieto, C; Orce, M 2002. Evaluación de tres Índices en un río subtropical de montaña (Tucumán-Argentina). *Limnetica* 21(1-2): 1-13.

Figuroa R; Valdovinos, C; Araya, E; Parra, O. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 275-285.

\_\_\_\_\_. Palma, A; Ruiz, V; Niell, X. 2007. Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. *Revista Chilena de Historia Natural* 80:225- 242.

Fossati, O; Wasson, JG; Hénry, C; Salinas, G; Marín, R. 2001. Impact of sediment releases on water chemistry and macroinvertebrates communities in clear water Andean streams (Bolivia). *Arch. Hydrobiol* 151: 33-50.

Giraldo, QG. 2004. Bioindicación de la calidad del agua en corrientes altoandinas. Aplicación de los índices de monitoreo biológico BMWP/Col y BMWP'/Cu. *Tecnura*. 8(14): 17-23.

Glantz.S. 2006. *Bioestadística*. 2 ed. Mexico. Mcgraw-Hill Interamericana. 520 p.

Gordine, A; Chávez, J; Medina, F. 2007. Guía para la Evaluación de Impactos en la Calidad de las aguas superficiales por actividades minero metalúrgicas. Sub Sector Minería. Volumen XXII. Dirección General de Asuntos Ambientales Mineros. MEN. Perú.

Gunderson, LH; Holling, CS. 2002. *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems*. of ecosystems. Ed. P Bunnell. Estados Unidos de América. Editorial Island. 507 p.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., and P. D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontología Electrónica* 4(1): 9pp. En línea: [http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm)

Hauer, RF; Lamberti, GA. 2007. *Book: Methods in stream ecology*. Ed. A Richford. 2 ed. San Diego, US. Academic Press. 855 p.

Hilsenhoff, WL. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7(1):65-68.

Holling, CS. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Ann. Rev. Ecol. Syst* 4:1-23.

\_\_\_\_\_. 1978. *Adaptive environmental assessment and management*. Ed London, U.K.: John Wiley & Sons. IIASA International Series, Vol. 3.

\_\_\_\_\_. 1992. Cross-Scale Morphology, Geometry, and Dynamics of Ecosystems. In *Ecological Monographs* 62(4):447-502.

\_\_\_\_\_. 2004. From complex regions to complex worlds. *Ecology and Society* 9(1):11.

Jacobsen, D; Rostgard, S; Vásconez, J. 2003. Are macroinvertebrates in high altitude streams affected by oxygen deficiency?. *Freshwater Biology* 48: 2025-2032.

Karr, J; Chu, E.1997. Biological Monitoring: essential foundation for ecological risk assessment. *Human and ecological risk assessment* 3: 993-1004.

Kay, J; Regier, H; Boyle, M; Francis, G. 1999. An Ecosystem Approach for Sustainability: Addressing the Challenge of Complexity. *Futures* 31: 721-742.

Koestler, A. 1978. *Janus: a summing Up*. Hutchinson, London, UK. vii + 354 p.

Lakatos, I. 1988. *Philosophy of Science*. Ed. M Curd y J.A. Cover. New York. WW.Norton&Company. 20-26 p.

Lande, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76: 5-13.

Ling, T; Kho, C; Nyanti, L. 2012. Spatial and Temporal Variations of Heavy Metals in a Tropical River. *World Applied Sciences Journal* 16(4): 550-559.

Maclaurin, J; Sterelny, K. *What is Biodiversity*. 2008. Chicago, US. The University of Chicago Press. 207 p.

Magurran, AE. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey, US. Editorial Princeton University. 179 p.

Margalef, R. 1991. *Teoría de los Sistemas Ecológicos*. Editorial Universidad de Barcelona. ES. 290 p.

Metcalf, LJ. 1994. Biological Water-Quality Assessment of Rivers: Use of Macroinvertebrate Communities. In: Peter C., Jeffrey E.P. (eds). *The River Handbook: Hydrobiological and Ecological Principles*, pp. 145-170. Blackwell Scientific Publications press, Oxford.

Montoya, JM; Solé, RV; Rodríguez, MA. 2001. La arquitectura de la naturaleza: complejidad y fragilidad en redes ecológicas. *Ecosistemas* 10(2):1-14.

Moreno, CE. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol.1. Zaragoza, 84 p.

\_\_\_\_\_. Barragán, F; Pineda, E; Pavón, NP. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Rev. Mexicana de Biodiversidad* 82: 1249-1261.

Moya, N. 2006. Índice multimétrico de integridad biótica para la Cuenca del Río Chipiriri, Cochabamba-Bolivia. Tesis Mag. Sc. La Paz-Bolivia. Universidad Mayor de San Andrés. 45p.

\_\_\_\_\_. Domínguez, E; Goita, E; Oberdorff, T. 2011. Desarrollo de un índice multimétrico basado en macroinvertebrados acuáticos para evaluar la integridad biológica en ríos de los valles interandinos de Bolivia. *Ecología Austral* 21: 135-147.

O'Neill, RV; Deangelis, DL; Waide, JB; Allen, TFH. 1986. *A Hierarchical Concept of Ecosystems*. New Jersey, US. Princeton University Press.

Orellana, A. 2008. Steven Johnson Sistemas emergentes- O qué tienen en común hormigas, neuronas, ciudades y software. *Rev. Eure* 34(101): 142-145.

Oyague, E. 2009. Discusión sobre el Número de Unidades Muestrales y Tamaño de Unidad Muestral para la estimación de Valores de Densidad de Macroinvertebrados Bentónicos en Ambientes Lóticos. *Ecología Aplicada* 8: 61-70

Palma, A; Figueroa, R; Ruiz, H. 2002. Evaluación de Ribera y Hábitat Fluvial a través de los Índices QBR e IHF. *Gayana* 73 (1): 57-63.

Pielou, E.C. 1969. *An Introduction to Mathematical Ecology*. New York: John Wiley and Sons.

Prat, N; Ríos, B; Acosta, R; Rieradevall, M. 2009. Los Macroinvertebrados como Indicadores de Calidad de las Aguas. 631-654. In E. Domínguez & H.R. Fernández (eds.). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

LEY N°29338. Poder Legislativo. EL PRESIDENTE DE LA REPÚBLICA POR CUANTO: El Congreso de la República. Ha dado la Ley siguiente: Ley de Recursos Hídricos.

Resolución Jefatural N° 202-2010-Autoridad Nacional del Agua (ANA) Aprueban Clasificación de cuerpos de agua superficiales y marino-costeros. El Peruano. Lima. Perú. Mar/22/2010.

Resolución Jefatural N° 182-2011-Autoridad Nacional del Agua (ANA) Aprueban Protocolo Nacional de Monitoreo de la Calidad de los Cuerpos Naturales de Agua Superficial. EL PERUANO. Lima. Perú. Abr/06/2013.

Resolución Jefatural N° 250-2013-Autoridad Nacional del Agua (ANA) Aprueban los Términos de Referencia comunes del contenido hídrico que deberán cumplirse en la elaboración de los estudios ambientales. EL PERUANO. Lima. Perú. Jun/13/2013.

Rivas, Z; Sánchez, J; Troncone, F; Márquez, R, Ledo de Medina, H; Colina, M; Gutiérrez, E. 2009. Nitrógeno y Fosforo totales de los ríos tributarios al sistema lago de Maracaibo, Venezuela. *Interciencia* 34 (5): 308-314.

Roldan, G.A. 1992. *Fundamentos de Limnología Neotropical*. Medellín, CO. Editorial Universidad de Antioquia. 530 p.

\_\_\_\_\_. 2003. *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia, Uso del método BMWP/Col.* Medellín, CO. Editorial Universidad de Antioquia. 170 p.

\_\_\_\_\_. Ramírez, J. 2008. *Fundamentos de Limnología Neotropical*. 2 ed. Medellín, CO. Editorial Universidad de Antioquia. 421 p.

Rosero, D; Fossati, O. 2009. Comparación entre dos índices bióticos para conocer la calidad del agua en ríos del páramo de Papallacta. *Índices Bióticos*. AguAndes: G-EUA, IRD.

Salafsky, N; Margoluis; Redford, K. 2001. *Adaptive Management: A Tool for Conservation Practitioners*. Biodiversity Support Program. Washington, US.

Salazar, NC; Iannacone, Y; Alvarino, SL; Orozco, R; Miranda, R. 2001 Estructura macrozoobentónica de fondo blando en la bahía de Ilo, Moquegua- Perú. *Wiñay Yachay* 5: 179-192.

- Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 168: 688.
- Tilman, D; Downing, JA. 1994. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* 367; 363-365.
- Toro, M; Robles, S; Avilés, J; Nuno, C; Vivas, S; Bonada, N; Prat, N; Alba-Tercedor, J; Casas, J; Guerrero, C; Jáime-Cuéllar, P; Moreno, JL; Moya, G; Ramon, G; Suárez, ML; Vidal-Abarca, MR; Alvarez, M; Pardo, I. 2002. Calidad de las aguas de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. Características físico-químicas. *Limnetica* 21(3-4): 63-75.
- UNEP/WHO. 1996. Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes. En línea: [http:// www.Who.int/Docstore/Water\\_Sanitation\\_Health/Wqmonitor/Ch13.htm](http://www.Who.int/Docstore/Water_Sanitation_Health/Wqmonitor/Ch13.htm).
- USEPA. 1982. Handbook for Sampling and Sample Preservation of Water and Wastewater. 416 p.
- Van de Bund, W; Solimini, AG. 2007. Ecological Quality Ratios for Ecological Quality Assessment in Inland and Marine Waters. REBECCA Deliverable 10. European Commission.
- Vannote, RL; Minshall, GW; Cummins, KW; Sedell, JR; Cushing, CE. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci* 37:130-137.
- Villamarín, CP. 2008. 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 de agua con índices multimétricos. Tesis Doc. Barcelona, ES. Universidad de Barcelona. 181 p.
- \_\_\_\_\_. Rieradevall, M; Paul, MJ; Barbour, MT; 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.
- Walker, B; Carpenter, S; Anderies, J; Abel, N; Cumming, GS; Janssen, M; Lebel, L; Norberg, J; Peterson, GD; Pritchard, R. 2002. Resilience management in social-ecological systems: a working hypothesis for a participatory approach. *Conservation Ecology* 6(1): 14.

\_\_\_\_\_. Holling, CS; Carpenter, SR; Kinzig, A. 2004. Resilience, Adaptability and Transformability in Social- ecological Systems. *Ecology and Society* 9(2): 5.

Walters, C.J. 1996. Adaptive management of renewable resources. New York, US. McGraw Hill.

Warwick, RM; Clarke, KR. 1995. New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Mar Ecol Prog.* 129:301-305.

Zamora, GH. 1999. Adaptación del índice BMWP para la evaluación de la calidad de las aguas epicontinentales en Colombia. sp.

## VIII. ANEXOS

### ANEXO 1: ECA-Agua, Categoría 4: Conservación del Ambiente Acuático (Decreto Supremo N° 002-2008-MINAM)

PARÁMETROS	UNIDADES	RÍOS (COSTA Y SIERRA)
<b>FÍSICOS Y QUÍMICOS</b>		
Aceites y grasas	mg/L	Ausencia de película visible
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5)	mg/L	<10
Nitrógeno Amoniacal	mg/L	0.02
Temperatura	Celsius	
Oxígeno Disuelto	mg/L	≥5
pH	unidad	6.5-8.5
Sólidos Disueltos Totales	mg/L	500
Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	≤25-100
<b>INORGÁNICOS</b>		
Arsénico	mg/L	0.05
Bario	mg/L	0.7
Cadmio	mg/L	0.004
Cianuro Libre	mg/L	0.022
Clorofila A	mg/L	.....
Cobre	mg/L	0.02
Cromo VI	mg/L	0.05
Fenoles	mg/L	0.001
Fosfatos Total	mg/L	0.5
Hidrocarburos de Petróleo Aromáticos Totales		Ausente
Mercurio	mg/L	0.0001
Nitratos (N-NO3)	mg/L	10
<b>INORGÁNICOS</b>		
Nitrógeno Total	mg/L	1.6
Níquel	mg/L	0.025
Plomo	mg/L	0.001
Silicatos	mg/L	....
Sulfuro de Hidrógeno (H2S indisociable)	mg/L	0.002
Zinc	mg/L	0.03
<b>MICROBIOLÓGICOS</b>		
Coliformes Termotolerantes	(NMP/100mL)	2000
Coliformes Totales	(NMP/100mL)	3000

**NOTA:** Aquellos parámetros que no tienen valor asignado se debe reportar cuando se dispone de análisis.

**Dureza:** Medir `` dureza`` del agua muestreada para contribuir a la interpretación de los datos (método/técnica recomendada: APHA-AWWA-WPCF 2340C)

**Nitrógeno Total:** Equivalente a la suma de nitrógeno Kjeldahl total (nitrógeno orgánico y amoniacal), nitrógeno en forma de nitrato y nitrógeno en forma de nitrito (NO)

**Amonio:** Como NH<sub>3</sub> no ionizado

**NMP100mL:** Numero más probable de 100mL

**Ausente:** No deben estar presentes a concentraciones que sean detectables por olor, que afecten a los organismos acuáticos comestibles, que puedan formar depósitos de sedimentos en las orillas o en el fondo, que puedan ser detectados como películas visibles en la superficie o que sean nocivos a los organismos acuáticos presentes.

## ANEXO 2: Niveles Máximos Permisibles en la Ley General de Aguas

Parámetro	Unidad	Cursos de Agua						
		I	II	III	IV	V	VI	Adoptad
Coliformes totales	NMP/100 m	8.8	20,00	5,00	5,00	1,00	20,00	1,000
Coliformes fecales	NMP/100 m	0	4,000	1,00	1,00	200	4,000	200
Oxígeno disuelto	mg/L	3	3	3	3	5	4	3
DBO	mg/L	5	5	15	10	10	10	5
Aceites y Grasas (material extraíble en hexano)	mg/L	1.50	1.50	0.50	0.2		-	1.50
Fenoles	mg/L	0.000	0.001	+		0.00	0.100	0.001
Sulfuros	mg/L	0.001	0.002	+		0.00	0.002	0.002

Estos valores fueron dados por la Ley General de Aguas por D.S. 261-69 AP, definiéndose como:

- I Aguas de abastecimiento doméstico con simple desinfección.
- II Aguas de abastecimiento doméstico con tratamiento, supervisados por el Ministerio de Salud
- III Aguas para riego de vegetales de consumo crudo y bebida de animales
- IV Aguas de zonas recreativas de contacto primario
- V Aguas de zonas de pesca de mariscos bivalvos
- VI **Aguas de zonas de preservación de fauna acuática y pesca recreativa o comercial**

### ANEXO 3: Valores de sensibilidad y tolerancia de los índices BMWP/Col, ABI e IBF

1. Valores de sensibilidad a la contaminación establecidos por el Índice Biótico Andino (Acosta et al. 2009).

Turbellaria		5		Helicopsychidae	10	
Hirudinea		3		Calamoceratidae	10	
Oligochaeta		1		Odontoceridae	10	
Gasteropoda	Ancylidae	6	Trichoptera	Leptoceridae	8	
	Physidae	3		Polycentropodidae	8	
	Hydrobiidae	3		Hydroptilidae	6	
	Limnaeidae	3		Xiphocentronidae	8	
	Planorbidae	3		Hydrobiosidae	8	
Bivalvia	Sphaeriidae	3		Glossosomatidae	7	
Amphipoda	Hyalellidae	6		Hydropsychidae	5	
Ostracoda		3		Anomalopsychidae	10	
Hydracarina	Acari	4		Philopotamidae	8	
Ephemeroptera	Baetidae	4		Lepidoptera	Limnephilidae	7
	Leptophlebiidae	10	Pyalidae		4	
	Leptohyphidae	7	Ptilodactylidae		5	
	Oligoneuridae	10	Lampyridae		5	
Odonata	Aeshnidae	6	Coleoptera		Psephenidae	5
	Gomphidae	8			Scirtidae (Helodidae)	5
	Libellulidae	6			Staphylinidae	3
	Coenagrionidae	6			Elmidae	5
	Calopterygidae	8			Dryopidae	5
	Polythoridae	10			Gyrinidae	3
Plecoptera	Perlidae	10		Diptera	Dytiscidae	3
	Gripopterygidae	10			Hydrophilidae	3
Heteroptera	Veliidae	5			Hydraenidae	5
	Gerridae	5			Blepharoceridae	10
	Corixidae	5	Simuliidae		5	
	Notonectidae	5	Tabanidae		4	
	Belostomatidae	4	Tipulidae		5	
	Naucoridae	5	Limoniidae		4	
			Ceratopogonidae		4	
			Dixidae		4	
			Psychodidae	3		
			Dolichopodidae	4		
			Stratiomyidae	4		
			Empididae	4		
			Chironomidae	2		
			Culicidae	2		
			Muscidae	2		
			Ephydriidae	2		
			Athericidae	10		
			Syrphidae	1		

2. Valores de tolerancia a la contaminación establecidos por el IBF (Hilsenhoff 1988, Figueroa et al. 2007).

Plecoptera	Capniidae	1	Trichoptera	Brachycentridae	1		
	Chloroperlidae	1		Glossosomatidae	0		
	Leuctridae	0		Helicopsychidae	3		
	Nemouridae	2		Hydropsychidae	4		
	Perlidae	1		Hydroptilidae	4		
	Perlodidae	2		Lepidostomatidae	1		
	Pteronarcyidae	0		Leptoceridae	4		
	Taeniopterygidae	2		Limnephilidae	4		
	Griopterygiidae	1		Calamoceratidae	3		
	Notonemouridae	0		Ecnomidae	3		
	Diamphipnoidae	0		Helicophidae	6		
	Eustheniidae	0		Hydrobiosidae	0		
	Limnephilidae	2		Uenoidae	3		
	Ephemeroptera	Baetidae		4	Megaloptera	Molannidae	6
Baetiscidae		3	Odontoceridae	0			
Caenidae		7	Philopotamidae	2-3			
Ephemerellidae		1	Phryganeidae	4			
Ephemeridae		4	Polycentropodidae	6			
Heptageniidae		4	Psychomyiidae	2			
Leptophlebiidae		2	Rhyacophilidae	0			
Metretopodidae		2	Sericostomatidae	3			
Oligoneuriidae		2	Lepidoptera	Corydalidae		0	
Polymitarcyidae		2		Sialidae		4	
Potomanthidae		4	Coleoptera	Pyralidae		5	
Siphonuridae		7		Dryopidae		5	
Tricorythidae		4		Elmidae			4
Nesameletidae		7					4
Ameletopsidae	2	Psephenidae			4		
Oniscigastridae	3	Diptera		Athericidae	2		
Aeshnidae	3			Blephariceridae	0		
Calopterygidae	5		Ceratopogonidae	6			
Coenagrionidae	9		Chironomidae	7			
Cordulegastridae	3		Blood-red Chironomida	8			
Corduliidae	5		OtherChironomidae	6			
Gomphidae	1		Dolochopodidae	4			
Lestidae	9		Empididae	6			
Libellulidae	9		Ephydriidae	6			
Macromiidae	3		Psychodidae	10			
Petaluridae	5		Simuliidae	6			
Amphipoda	Gammaridae		4	Muscidae	6		
	Talitridae		8	Syrphidae	10		
	Hyalellidae		8	Tabanidae	6		
Isopoda	Asellidae	8	Tipulidae		3		
	Janiriidae	4					
Acari*		4					
Oligochaeta*		8					
Hirudinea*		10					
Decápoda	Aeglidae	3					
	Parastacidae	6					
	Astacidae	6					
Platyhelminthes	Turbellaria	4					

Mollusca	Amnicolidae	6			
	Lymnaeidae	6			
	Physidae	8			
	Sphaeridae	8			
	Chilinidae	6			

3. Valores de sensibilidad a la contaminación establecidos por el índice BMWP/Col (Roldan 2003)

Turbellaria	dae	7	Trichoptera	Helicopsychidae	8	
Hirudinea	Glossiphoniidae	3		Calamoceratidae	10	
	Cyclobdellidae	3		Odontoceridae	10	
Oligochaeta	Tubificidae	1		Leptoceridae	8	
Gasteropoda	Thiaridae	5		Polycentropodidae	9	
	Physidae	3		Hydroptilidae	7	
	Hydrobiidae	8		Glossosomatidae	7	
	Lymnaeidae	4		Hydrobiosidae	9	
	Sphaeridae	4		Hydropsychidae	7	
	Ampullariidae	9		Anomalopsychidae	10	
	Ancylidae	6		Philopotamidae	9	
Planorbidae	5	Atriplectididae		10		
Bivalvia	Sphaeriidae	3		Xiphocentronidae	9	
Amphipoda	Hyaellidae	7		Lepidoptera	Pyralidae	5
CRUSTACEA: Decapoda	Palaemonidae	8			Ptilodactylidae	10
	Pseudothelphusidae	8			Noteridae	4
HYDROZOA: Hidroïda	Hydridae	10			Limnichidae	6
HYDRACARINA : Acari	Lymnesiidae	10			Lampyridae	10
Ephemeroptera	Chordodidae	10		Psephenidae	10	
				Leptohyphidae	7	
			Caenidae	7		
			Oligoneuridae	10		
			Aeshnidae	6		
Odonata	Gomphidae	10	Scirtidae (Helodidae)	7		
	Lestidae	8	Haliplidae	4		
	Libellulidae	6	Lutrochidae	6		
	Megapodagrionidae	6	Staphylinidae	6		
	Coenagrionidae	7	Chrysomelidae	4		
	Calopterygidae	7	Elmidae	6		
	Polythoridae	10	Dryopidae	7		
	Plecoptera	Perlidae	10	Gyrinidae	9	
Heteroptera	Gripopterygidae	10	Dytiscidae	9		
	Veliidae	8	Hydrophilidae	3		
Diptera	Gerridae	8	Hydraenidae	9		
			Simuliidae	8		

	Corixidae	7			
	Notonectidae	7			
	Belostomatidae	5		Tipulidae	3
	Naucoridae	7		Ceratopogonidae	3
Hemiptera	Hebridae	8		Blepharoceridae	10
	Gelastocoridae	5		Tabanidae	5
	Mesoveliidae	5		Psychodidae	7
	Saldidae	8		Dolichopodidae	4
	Hydrometridae	4			
	Pleidae	8		Empididae	4
	Nepidae	5		Culicidae	2
Megaloptera	Corydalidae	6		Dixidae	7
	Sialidae	6		Dolichopodidae	4
				Stratiomyidae	4
				Chironomidae	2
				Muscidae	2

**ANEXO 4: Resultado de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos evaluados en cada estación durante los 4 años de monitoreo.**

Estación	año	mes	pH-AAR	pH-AAB	T°-AAR	T°-AAB	OD-AAR	OD-AAB	CE-AAR	CE-AAB	Salt-AAR	Salt-AAB	Q
PAMPAS	2009	Marzo	8.37	8.28	10.2	9.2	7.67	7.67	230	231	NA	NA	NA
YUCAY			7.58	7.55	10.7	10.9	7.98	7.9	41	42	NA	NA	NA
TOROBAMBA			8.18	8.16	17.9	18.7	7.6	7.67	193	192	NA	NA	NA
ALFARPAMPA			8.2	8.4	11.6	12.1	7.86	7.99	154	153	NA	NA	NA
COMUNMAYO			8.16	8.13	13.8	13.8	8.4	8.43	134	131	NA	NA	NA
PAMPAS	2009	Agosto	8.49	8.5	8.4	8.5	8.08	7.78	957	959	0.4	0.4	936.04
YUCAY			8.32	8.43	9.4	10	7.89	7.97	79	79.2	NA	NA	1793.55
TOROBAMBA			8.3	7.66	17.2	17.8	8.82	8.1	364	359	0.1	0.1	5632.38
ALFARPAMPA			8.43	8.43	9.9	9.7	8.01	7.79	165.9	166	NA	NA	3043.53
COMUNMAYO			8.2	8.1	12.3	12.4	8.16	8.76	149.3	149.6	NA	NA	4212.00
PAMPAS	2010	Agosto	8.34	8.6	6.6	6.8	6.91	6.88	752	763	0.3	0.3	1518.6
YUCAY			7.6	7.81	14	13.2	6.72	6.84	95	97.9	0.0	0.0	648.485
TOROBAMBA			8.05	8.11	19.5	18.6	6.45	6.58	437	428	0.1	0.1	1323.2
ALFARPAMPA			6.86	6.96	10.9	9.6	6.42	6.51	194.7	205	0.0	0.0	281.5
COMUNMAYO			7.02	6.63	16.1	15.4	6.09	5.92	173.3	169.4	0.0	0.0	1223.2
PAMPAS	2010	Diciembre	7.94	7.73	13.3	13.2	5.89	5.85	160.8	159.6	0.0	0.0	NA
YUCAY			8.09	8.06	25.5	21.4	6.4	6.6	73.7	74.5	0.0	0.0	1800.9
TOROBAMBA			8.27	8.3	23.5	25.7	6.28	6.45	325	310	0.1	0.1	8108.6
ALFARPAMPA			8.48	8.41	16.2	15	6.3	6.27	127.6	164.9	0.0	0.0	2587.4
COMUNMAYO			8.35	8.34	21.9	16.2	6.77	7.26	143.2	144.1	0.0	0.0	6859.1
PAMPAS	2011	Julio	8.37	8.28	6.2	6.2	6.07	6.05	735	722	0.3	0.3	1014.5
YUCAY			7.82	7.75	9.2	10	5.45	5.48	78.3	74.4	0.0	0.0	1406.3
TOROBAMBA			8.09	8.3	14.1	13.9	5.3	5.32	362	360	0.1	0.1	2308.7

ALFARPAMPA			6.08	6.36	11.8	11.8	5.34	5.56	151.4	154	0.0	0.0	1105.67
COMUNMAYO			6.3	6.05	9.5	9.4	5.38	5.56	179.2	176	0.0	0.0	450
PAMPAS	2012	Abril	8.34	8.1	11	10.8	6.3	6.8	115	110	NA	NA	NA
YUCAY			8.1	8.3	22.6	22.5	6.25	6.8	71	58	NA	NA	848.49
TOROBAMBA			7.92	7.8	24.9	25.1	6.8	6.7	131	120	NA	NA	1200
ALFARPAMPA			7.82	08:12	10.8	10.3	7.5	7.8	76	73	NA	NA	1800
COMUNMAYO			7.79	7.91	12.1	12.4	7.2	6.9	82	92	NA	NA	2500

Continuación....

Estación	año	mes	STD-AAR	STD-AAB	STS-AAR	STS-AAB	Turbi - AAR	Turbi - AAB	ColFec - AAR	ColFec - AAB	ColTot - AAR	ColTot - AAB	As - AAR	As - AAB
PAMPAS	2009	Marzo	142	145	0	0	3	3	110	220	790	3500	0.0177 6	0.0173 1
YUCAY			32	30	0	0	2	2	49	49	1100	2200	0.0005 9	0.0005 2
TOROBAMBA			134	138	680	684	573	538	2400	5400	16000	16000	0.0037 5	0.0033 8
ALFARPAMPA			86	85	30	17	22	20	170	540	2400	1600	0.0013 1	0.0014 4
COMUNMAYO			76	79	26	20	15	12	49	170	2400	920	0.0012 5	0.0012 4
PAMPAS	2009	Ago sto	553	552	0	0	0	0	0	4.5	350	7.8	0.0776 4	0.0771 5
YUCAY			54	54	0	0	3	3	21	70	46	70	0.0012 9	0.0013 4
TOROBAMBA			222	220	11	11	9	8	33	49	130	240	0.0008 9	0.0009 6
ALFARPAMPA			102	100	0	0	1	1	22	79	140	350	0.0014 7	0.0014 3
COMUNMAYO			83	85	0	0	0	0	17	22	17	140	0.0012 6	0.0012 5

PAMPAS	2010	Ago sto	466	473	0	0	0.88	0.84	0	0	110	130	0.0510	0.0531
YUCAY			58	61	6	6	10.4	10.1	22	70	330	790	0.000	0.000
TOROBAMBA			248	250	0	0	0.92	1.94	4.5	6.8	27	32	0.0017	0.0019
ALFARPAMPA			120	121	0	2	0.52	0.58	14	34	170	240	0.0000	0.000
COMUNMAY O			100	101	0	0	0.56	0.79	4.5	11	130	240	0.0000	0.000
PAMPAS	2010	Dici embre	98	99	85	6	74.00	90.10	280.0	170.0	2400.0	1300.0	0.0147	0.0153
YUCAY			44	43	3	3	3.91	3.06	23.0	94.0	490.0	700.0	0.0012	0.0011
TOROBAMBA			198	195	42	58	30.40	49.20	79.0	240.0	330.0	790.0	0.0000	0.0000
ALFARPAMPA			98	95	6	0	1.94	1.72	17.0	49.0	220.0	280.0	0.0000	0.0010
COMUNMAY O			82	84	2	0	0.65	0.80	7.8	17.0	140.0	210.0	0.0000	0.0000
PAMPAS	2011	Juli o	429	426	0	0	0	0	7.8	7.8	23	33	0.0494	0.0526
YUCAY			51	50	0	0	5	5	350	540	540	920	4	2
TOROBAMBA			230	223	66	48	50	45	1300	3500	5400	3500	1	7
ALFARPAMPA			90	92	0	0	1	0	17	2	94	49	0.0012	0.0011
COMUNMAY O			109	106	0	0	0	0	350	79	350	220	0.0013	0.0012
PAMPAS	2012	Abr il	94	93	102	110	73	75	240	170	2500	1400	0.0084	0.0082
YUCAY			35	40	0	3	10	20	220	79	1300	240	0.0000	0.0000
TOROBAMBA			147	144	97	104	90	90	13	1100	23	16000	0.0013	0.0016
ALFARPAMPA			85	88	24	30	16	33	170	350	5400	9200	0.0010	0.0010
COMUNMAY O			79	80	26	14	14	10	33	33	280	920	0.0010	0.0010

Continuación....

Estación	año	mes	Pb-AAR	Pb-AAB	Zn-AAR	Zn-AAB	Ba-AAR	Ba-AAB	Cd-AAR	Cd-AAB	Cu-AAR	Cu-AAB	Ni-AAR	Ni-AAB	P-AAR	P-AAB	
PAMPAS	2009	Marzo	0.00023	0.00022	0.0024	0.0023	0.04392	0.04359	0.00000	0.00000	0.0011	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	
YUCAY			0.00015	0.00019	0.0022	0.0021	0.01649	0.01655	0.00000	0.00000	0.0004	0.0004	0.000	0.000	0.000	0.000	
TOROBAMBA			0.01034	0.0089	0.0561	0.0403	0.10073	0.08863	0.00014	0.00000	0.0112	0.0097	0.01495	0.0132	0.52	0.37	
ALFARPAMPA			0.00195	0.0049	0.0177	0.0184	0.01154	0.0115	0.00000	0.00000	0.0014	0.0019	0.00166	0.0016	0.000	0.000	
COMUNMAYO			0.00097	0.00092	0.011	0.0107	0.00849	0.00827	0.00000	0.00000	0.0012	0.0012	0.00148	0.0013	0.000	0.000	
PAMPAS	2009	Agosto	0	0	0	0	0.14232	0.14318	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
YUCAY			0.00029	0.0002	0.0034	0.0016	0.03083	0.03176	0.000	0.000	0.0006	0.0005	0.000	0.000	0.000	0.000	
TOROBAMBA			0.0004	0.00033	0.0078	0.0036	0.06216	0.06267	0.000	0.000	0.0008	0.0008	0.000	0.000	0.000	0.000	
ALFARPAMPA			0.00014	0.0007	0.0025	0.0039	0.00566	0.00595	0.000	0.000	0.0003	0.0004	0.000	0.000	0.000	0.000	
COMUNMAYO			0.00019	0.00019	0.0025	0.0037	0.00364	0.00373	0.000	0.000	0.0002	0.0003	0.000	0.000	0.000	0.000	
PAMPAS	2010	Agosto	0.0000	0.0000	0.000	0.000	0.0972	0.1007	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.017	0.017	
YUCAY			0.0000	0.0000	0.000	0.0000	0.0324	0.0319	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.03	0.032
TOROBAMBA			0.0000	0.0000	0.008	0.009	0.1795	0.1786	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.017	0.019
ALFARPAMPA			0.0000	0.000	0.000	0.000	0.0065	0.0068	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.044	0.043
COMUNMAYO			0.0000	0.000	0.000	0.000	0.004	0.0042	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.045	0.046
PAMPAS	2010	Diciembre	0.0000	0.0014	0.006	0.008	0.0669	0.0674	0.000	0.000	0.0037	0.004	0.000	0.000	0.15	0.163	
YUCAY			0.0000	0.0000	0.000	0.0000	0.0253	0.0248	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.046	0.045	
TOROBAMBA			0.0000	0.0000	0.014	0.011	0.0403	0.0456	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.109	0.123	
ALFARPAMPA			0.0000	0.0000	0.010	0.010	0.0057	0.0059	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.052	0.052	
COMUNMAYO			0.0000	0.0000	0.000	0.0000	0.0036	0.0035	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.053	0.018	
PAMPAS	2011	Julio	0.0000	0.0000	0.0067	0.0000	0.104	0.108	0.000	0.000	0.0006	0.0007	0.000	0.000	0.000	0.000	
YUCAY			0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0242	0.0244	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
TOROBAMBA			0.00208	0.00192	0.0129	0.0146	0.0565	0.0568	0.000	0.000	0.0027	0.0022	0.000	0.000	0.000	0.000	
ALFARPAMPA			0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.00391	0.00379	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	

COMUNMAYO			0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.00587	0.0058	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
PAMPAS	<b>2012</b>	<b>Abril</b>	0.00201	0.0026	0.0139	0.0139	0.0678	0.0665	0.00181	0.00126	0.0042	0.0046	0.000	0.000	0.000	0.000
YUCAY			0.00035	0.00034	0.0000	0.0000	0.0226	0.0223	0.00115	0.00109	0.0006	0.0006	0.000	0.000	0.000	0.000
TOROBAMBA			0.00237	0.00291	0.0161	0.0344	0.0401	0.0484	0.00114	0.0024	0.0024	0.0027	0.000	0.000	0.000	0.000
ALFARPAMPA			0.0012	0.0012	0.006	0.0068	0.0107	0.0113	0.00122	0.000	0.0015	0.0015	0.000	0.000	0.000	0.000
COMUNMAYO			0.0009	0.0008	0.0059	0.0000	0.00762	0.00769	0.00123	0.0013	0.0011	0.0011	0.000	0.000	0.000	0.000

**ANEXO 5: Registro detallado de la composición de Macroinvertebrados bentónicos en las 5 estaciones durante los 4 años de monitoreo.**

**- Año 2009-Epoca Húmeda (Marzo)**

Clasificación de los MIB					2009-Época Húmeda (Marzo)										
PHYLUM	CLASE	ORDEN	FAMILIA	TAXON (Especie/Morfoespecie)	PAM-AAR	PAM-AAB	YUC-AAR	YUC-AAB	TOR-AAR	TOR-AAB	ALF-AAR	ALF-AAB	COM-AAR	COM-AAB	
PLATYHELMINTHES	Turbellaria	Tricladida	Dugesiidae	<i>Dugesia</i> sp.2	0	1	0	2	1	0	0	0	0	0	
				<i>Dugesia</i> sp.3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
ANNELIDA	Oligochaeta	Tubificida	Tubificidae	Tubificinae indet.1	2	0	5	0	0	0	0	0	0	0	
				Naidinae indet.1	0	1	0	0	0	4	0	6	0	0	
		Lumbricina	Lumbriculidae	Lumbriculidae indet.1	7	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0
			Alluroididae	Alluroididae indet.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ARTHROPODA	Chelicerata	Acari	Indeterminada	Acari indet. 1	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	
				Acari indet. 2	0	0	3	1	1	0	0	0	0	0	
				Acari indet. 3	0	0	0	0	0	0	0	5	7	2	
	Crustacea	Amphipoda	Hyaellidae	<i>Hyaella</i> sp.1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Andesiops peruvianus</i>	58	26	21	17	14	32	5	0	0	0	
				<i>Cloeodes</i> sp1	0	0	0	0	0	0	19	23	4	1	
				<i>Baetodes</i> sp1	0	0	5	12	11	17	28	11	13	24	
				<i>Camelobaetidius</i> sp1	6	3	0	0	0	0	0	0	0	0	
				<i>Prebaetodes</i> sp1	0	0	0	0	2	5	0	0	0	3	
				<i>Meridialaris</i> sp1	13	2	0	4	0	0	0	0	0	0	
			Leptophlebiidae	<i>Thraulodes</i> sp1	0	11	0	0	0	0	4	7	2	7	
			Leptohyphidae	<i>Leptohyphes</i> sp.2	0	0	9	17	0	13	0	0	0	2	
	<i>Haplohyphes</i> sp1	0		0	0	0	7	1	0	0	0	0			

Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria</i> sp1	8	13	0	2	3	1	3	2	0	0	
		<i>Kempynia</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	5
Coleoptera	Gyrinidae	<i>Gyrinus</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
	Scirtidae	<i>Cyphon</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	9	0
	Elmidae	<i>Austrelmis</i> sp1	82	107	25	28	48	89	46	86	37	65	
		<i>Heterelmis</i> sp2	0	2	1	0	5	0	1	12	2	0	
		<i>Phanoceroides</i> sp1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
	Psephenidae	<i>Psephenus</i> sp1	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0
	Ptilodactylidae	<i>Anchytarsus</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	12
Diptera	Tipulidae	<i>Tipula</i> sp1	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0
	Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i> sp1	0	0	0	0	3	3	0	0	0	2	0
		<i>Forcipiomyia</i> sp1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	3
	Chironomidae	<i>Cricotopus</i> sp2	0	0	0	0	21	0	19	23	12	28	
		<i>Cricotopus</i> sp3	8	17	9	3	8	13	11	14	14	0	
		<i>Parametriocnemus</i> sp1	3	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Orthoclaadiinae indet.1	17	23	17	21	13	14	17	11	21	26	
		Orthoclaadiinae indet.2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Podonominae indet.1	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Podonominae indet.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
	Simuliidae	<i>Simulium (Pternaspatha) albilineatus</i>	5	0	6	9	3	0	0	0	0	0	0
		<i>Simulium</i> sp3	0	0	0	0	0	0	11	8	9	8	
		<i>Gygantodax</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	13	2
	Tabanidae	<i>Tabanus</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Muscidae	<i>Limnophora</i> sp1	0	0	4	0	0	2	0	0	0	0	0	
	<i>Lispe</i> sp1	3	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Trichoptera	Hydropsichidae	<i>Macronema</i> sp1	0	0	0	0	12	2	0	9	3	5	

			<i>Smicridea</i> sp2	2	11	5	0	0	0	0	0	0	0
		Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i> sp2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
			<i>Cailloma</i> sp1	0	0	0	0	0	0	4	0	0	2
		Glossosomatidae	<i>Mortoniella</i> sp1	0	0	0	0	4	5	16	0	4	17
		Hydroptilidae	<i>Ochrotrichia</i> sp1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	2
			<i>Oxyethira</i> sp1	0	0	0	0	4	3	0	0	7	0
		Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i> sp1	0	0	0	0	0	0	7	3	2	9
		Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		Leptoceridae	<i>Atanatolica</i> sp1	0	11	0	0	6	0	0	1	0	0
			<i>Nectopsyche</i> sp1	0	0	0	0	0	0	2	0	1	3

- Año 2009-Época Seca (Setiembre)

Clasificación de los MIB					2009-Época Seca (Agosto)										
PHYLUM	CLASE	ORDEN	FAMILIA	TAXON (Especie/Morfoespecie)	PAM-AAR	PAM-AAB	YUC-AAR	YUC-A.	TOR-AAR	TOR-A	ALF-A.	ALF-A	COM-AAR	COM-AAB	
<b>PLATYHELMINTHES</b>	Turbellaria	Tricladida	Dugesiidae	<i>Dugesia</i> sp2	8	5	0	0	0	0	0	0	0	0	
<b>MOLLUSCA</b>	Gastropoda	Basommatophora	Planorbidae	<i>Biomphalaria</i> sp1	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<b>ANNELIDA</b>	Oligochaeta	Tubificida	Tubificidae	Tubificinae indet. 1	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
				Naidinae indet.1	0	13	0	0	3	8	5	9	2	6	
		Lumbricina	Lumbriculidae	Lumbriculidae indet.1	0	0	0	0	11	3	0	0	0	0	0
				Lumbriculidae indet.2	0	0	0	0	0	0	7	0	2	0	0
<b>ARTHROPODA</b>	Chelicerata	Acari	Indeterminada	Acari indet.1	13	9	0	0	0	0	0	0	0	0	
				Acari indet.2	0	0	0	9	5	0	0	0	0	0	
				Acari indet.3	0	0	0	0	0	0	4	17	13	11	
				Acari indet.6	0	0	0	0	0	0	9	0	5	0	
	Crustacea	Amphipoda	Hyalellidae	<i>Hyalella</i> sp1	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	
				<i>Hyalella</i> sp3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	
	Insecta	Collembolla	Indeterminada	Collembolla indet.1	0	0	13	8	17	0	0	0	0	0	
				<i>Andesiops peruvianus</i>	38	41	54	13	0	29	0	0	0	0	
		Ephemeroptera	Baetidae	<i>Cloeodes</i> sp1	0	0	0	0	0	0	12	35	11	15	
				<i>Baetodes</i> sp1	0	0	8	6	28	23	2	8	24	31	
				<i>Camelobaetidius</i> sp1	22	19	0	0	0	0	0	0	0	0	
				<i>Prebaetodes</i> sp1	0	0	0	0	0	1	24	0	16	5	
				<i>Ebernius</i> sp1	5	0	3	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Meridialaris</i> sp1				17	6	0	1	0	0	0	0	0	0		
Leptophlebiida	<i>Masartellopsis</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0			
	<i>Thraulodes</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	8	24	18	1			

		Leptohiphidae	<i>Leptohiphes</i> sp2	0	0	13	19	19	16	0	0	0	0
			<i>Haplohiphes</i> sp1	0	0	0	0	13	5	0	0	0	0
			<i>Yaurina</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
	Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria</i> sp1	22	18	1	6	14	11	22	6	0	0
			<i>Anacroneuria</i> sp2	0	0	0	0	0	0	8	0	16	14
			<i>Kempynia</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	7	1
		Gyrinidae	<i>Andogyrus</i> sp1	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0
			<i>Gyrinus</i> sp1	0	0	0	0	0	0	4	0	18	6
		Scirtidae	<i>Cyphon</i> sp1	0	0	0	0	0	0	12	4	0	0
		Elmidae	<i>Austrelmis</i> sp1	53	39	19	16	67	51	38	61	11	113
			<i>Austrelmis</i> sp2	8	21	0	0	0	0	0	0	0	0
			<i>Austrelmis</i> sp3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
			<i>Austrelmis</i> sp4	0	0	0	0	9	13	0	0	5	0
			<i>Heterelmis</i> sp2	4	11	3	2	22	25	21	35	0	0
		Psephenidae	<i>Psephenus</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	8	0	3
		Ptilodactylidae	<i>Anchytarsus</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	6	8	1
		Tipulidae	<i>Tipula</i> sp1	0	0	0	0	3	0	11	9	0	0
		Blephariceridae	<i>Limnicola</i> sp1	7	0	11	27	0	6	0	0	0	0
		Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	11	6	0
			<i>Forcipiomyia</i> sp1	0	0	1	0	0	0	1	7	0	0
		Chironomidae	<i>Apsectrotanypus</i> sp1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			<i>Cricotopus</i> sp3	0	0	0	0	0	0	7	36	14	34
			<i>Cricotopus</i> sp4	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
			<i>Cricotopus</i> sp8	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
			<i>Larsia</i> sp1	31	47	0	0	26	5	0	3	13	0
	Diptera												

			<i>Eukiefferella</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
			<i>Paraheptagyia</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
			<i>Parametricnemus</i> sp1	16	28	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			<i>Podonomopsis</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
			<i>Tanytarsus</i> sp1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
			Orthoclaadiinae indet.1	25	19	36	49	18	34	29	5	0	0	0
		Simuliidae	<i>Simulium (Pternaspatha) albilineat</i>	0	0	19	0	9	12	0	0	0	0	0
			<i>Simulium</i> sp3	0	0	0	0	0	0	5	7	18	14	0
			<i>Simulium</i> sp4	8	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			<i>Gygantodax</i> sp1	19	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0
			<i>Gygantodax</i> sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	8
		Tabanidae	<i>Tabanus</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11
	Trichoptera	Hydropsichida	<i>Macronema</i> sp1	0	0	0	0	0	11	0	6	8	6	0
		Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i> sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0
			<i>Cailloma</i> sp1	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0
		Glossosomatida	<i>Mortoniella</i> sp1	0	0	0	0	26	0	3	0	38	24	0
		Hydroptilidae	<i>Metrichia</i> sp1	12	17	0	0	0	0	0	0	0	0	8
			<i>Ochrotrichia</i> sp1	0	0	1	8	18	23	0	0	0	22	0
			<i>Oxyethira</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
		Helicopsychida	<i>Helicopsyche</i> sp1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	3
		Calamoceratida	<i>Phylloicus</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11
		Leptoceridae	<i>Atanotica</i> sp1	9	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			<i>Atanotica</i> sp2	0	0	0	0	4	6	9	0	0	7	13
			<i>Nectopsyche</i> sp1	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	3
		Limnephilidae	<i>Anomalocosmoecus</i> sp1	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	<i>cf. Antarctocia</i> sp1		8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

- Año 2010-Época Seca

Clasificación de los MIB					2010-Epoca seca (Agosto)										
PHYLLUM	CLASE	ORDEN	FAMILIA	TAXÓN (especie/morfoespecie)	PAM AAR	PAM AAB	YUC AAR	YUC AAB	TOR AAR	TOR AAB	ALF-A	ALF-A	COM AAR	COM AAB	
PLATYHELMINTHES	Turbellaria	Seriata	Planariidae	<i>Dugesia</i> sp.1	0	0	0	2	0	0	5	0	2	3	
MOLLUSCA	Gsteropoda	Pulmonata	Physidae	<i>Physa</i> sp.1	0	0	4	9	1	9	0	3	0	0	
ANNELIDA	Oligochaeta	Haplotaxida	Lumbriculidae	Lumbriculidae indet.1	7	13	0	0	29	1	21	18	3	2	
				Lumbriculidae indet.2	0	0	8	19	0	1	0	0	0	0	0
	Hirudinea	Rhychobdellida	Glossiphoniidae	<i>Hellobdella</i> sp.1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Hellobdella</i> sp.2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ARTHROPODA	Arachnida	Acari	Hygrobatidae	<i>Hygrobatella</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	11	9	13	21	
			Sperchontidae	<i>Sperchonopsis</i> sp.1	25	19	23	28	12	17	0	0	0	0	0
	Insecta	Odonata	Libellulidae	<i>Brechmorhoga</i> sp.1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
			Aeshnidae	<i>Andaeschna</i> sp.1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
			Ephemeroptera	Baetidae	<i>Andesiops peruvianus</i>	321	217	351	73	54	264	48	65	59	22
		<i>Baetodes</i> sp.4			0	0	0	0	68	5	21	0	1	4	
		<i>Baetodes</i> sp.5			0	0	0	0	15	9	0	0	0	2	
		<i>Baetodes</i> sp.6			0	0	0	0	85	11	0	0	0	0	
		<i>Nanomis</i> sp.1			0	0	0	0	0	0	9	13	1	10	
		Leptohiphidae			<i>Leptohyphes</i> sp.1	0	0	0	0	9	9	0	5	0	0
			<i>Leptohyphes</i> sp.2	0	0	1	3	0	0	0	2	0	0		
			<i>Leptohyphes</i> sp.3	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0		
			<i>Leptohyphes</i> sp.5	0	0	0	0	0	0	0	0	23	20		
			Leptophlebiidae	<i>Meridialaris</i> sp.1	5	17	4	1	7	21	5	8	0	0	
		Plecoptera	Grypopterigidae	Perlidae	<i>Claudioperla tigrina</i>	4	9	2	0	0	0	5	9	11	9
					<i>Anacroneuria</i> sp.1	0	0	0	0	2	5	0	3	0	0
					<i>Anacroneuria</i> sp.3	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
					<i>Anacroneuria</i> sp.5	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
		Diptera	Tipulidae	Tipulidae	<i>Tipula</i> sp.1	0	12	1	0	0	0	1	0	1	0
					<i>Hexatoma (Eriocera)</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0
<i>Hexatoma (Eriocera)</i> sp.2	0				0	0	0	0	0	1	0	0	0		
<i>Hexatoma</i> sp.3	0				0	0	1	0	0	1	0	0	0		



	Dolichopodidae	Dolichopodidae indet.1	0	0	1	3	0	1	0	0	0	0	
	Muscidae	<i>Limmophora</i> sp.1	5	21	0	0	0	0	0	0	0	0	
Coleoptera	Elmidae	<i>Heterelmis</i> sp.1	0	0	0	0	17	30	9	13	6	0	
		<i>Austrelmis consors</i>	26	32	60	63	3	7	6	22	0	0	
		<i>Austrolimnius</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
		<i>Microcylloepus</i> sp.1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
		<i>Neelmis</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
		<i>Cylloepus</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
		<i>Macrelmis</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4
		<i>Phanoceroides</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	Ptilodactylidae	<i>Anchytarsus</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0
Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Smicridea</i> sp.1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	6	
		<i>Smicridea</i> sp.2	0	0	0	0	4	0	0	8	0	0	
		<i>Smicridea</i> sp.4	0	0	0	0	0	0	0	0	14	9	
		<i>Smicridea</i> sp.5	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	
		<i>Smicridea</i> sp.6	0	0	8	4	0	2	0	0	0	2	
		<i>Leptonema</i> sp.1	0	0	0	0	0	2	9	5	11	8	
	Hydroptilidae	<i>Metrichia</i> sp.1	0	0	2	1	3	4	0	0	9	0	
	Glossosomatidae	<i>Mortoniella</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	89	93	
	Odontoceridae	Odontoceridae indet.1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	11	
	Hydrobiosidae	<i>Cailloma</i> sp.1	6	8	13	9	4	7	0	0	0	0	
		<i>Atopsyche</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
		<i>Atopsyche</i> sp.2	0	0	0	1	0	0	1	3	5	0	
Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i> sp.1	0	6	9	7	0	0	0	11	0	0		
Lepidoptera	Crambidae	<i>Petrophila</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	4	8	

- Año 2010-Época Húmeda

Clasificación de los MIB					2010-Epoca húmeda (Diciembre)											
PHYLLUM	CLASE	ORDEN	FAMILIA	TAXÓN (especie/morfoespecie)	PAM-AAR	PAM-AAB	YUC-AAR	YUC-AAB	TOR-AAR	TOR-AAB	ALF-AAR	ALF-A	COM-AAR	COM-AAB		
PLATYHELMINTHES	Turbellaria	Seriata	Planariidae	<i>Dugesia</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	4	9	3		
MOLLUSCA	Gastropoda	Basommatophora	Cochliopidae	<i>Heleobia</i> sp1	0	0	2	6	0	0	56	100	6	0		
ANNELIDA	Oligochaeta	Tubificida	Tubificidae	Tubificidae indet. 1	0	0	1	12	0	6	81	31	0	0		
ARTHROPODA	Arachnida	Acari	Indeterminada	Acari indet.2	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0		
				Acari indet.3	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
				Acari indet.4	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
				Acari indet.5	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
				Acari indet.6	0	106	0	0	0	0	0	25	0	0		
				<i>Andesiops peruvianus</i>	143	56	95	218	25	93	281	306	0	6		
	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Camelobaetidius</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	31	
				<i>Mayobaetis</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	
				<i>Baetodes</i> sp.1	12	0	5	0	50	137	0	0	12	43		
				<i>Baetodes</i> sp.2	0	50	0	37	0	0	0	0	0	0		
				<i>Baetodes</i> sp.3	0	0	0	0	212	12	6	0	0	0		
				<i>Leptohyphes</i> sp.3	0	0	0	0	18	217	18	12	18	6		
		Leptophlebiida	<i>Haplohyphes</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6			
		Leptophlebiida	<i>Meridialaris</i> sp.1	12	12	0	0	0	0	6	0	0	12			
		Plecoptera	Grypopterigida	<i>Claudioperla tigrina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	12	31	18	
				Perlidae	<i>Anacroneuria</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0
					<i>Anacroneuria</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	6
Diptera	Tipulidae	<i>Limonia</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	31	12	12	0			

				<i>Tipula</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	
				<i>Hexatoma</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	
				Hexatomini indet.1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	31	
		Simuliidae		<i>Simulium (Pternaspatha) barbatipes</i>	750	0	0	6	0	0	12	0	0	0	
				<i>Simulium (Pternaspatha) albilineatus</i>	18	218	12	0	75	6	0	0	0	0	
				<i>Gigantodax herreri</i>	12	31	0	0	0	0	0	0	0	0	
		Chironomida		<i>Paraheptagyia</i> sp.1	12	0	4	0	0	0	12	68	18	6	
				<i>Podonomus</i> sp.1	68	93	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Podonomopsis</i> sp.1	37	100	0	0	0	0	6	0	0	0	0
				<i>Parochlus</i> sp.1	31	37	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Alotanypus</i> sp.1	12	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Pentaneura</i> sp.1	93	56	10	0	31	12	6	0	0	0	0
				<i>Cricotopus</i> sp.1	0	0	0	0	456	143	0	0	25	25	0
				<i>Cricotopus</i> sp.2	0	0	38	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Cricotopus</i> sp.3	0	81	5	0	18	12	12	6	6	0	0
				<i>Cricotopus</i> sp.5	125	0	0	0	0	0	0	0	6	6	0
				<i>Cricotopus</i> sp.6	112	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Cricotopus</i> sp.7	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Cricotopus (Isocladius)</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	6	6	0
				<i>Cardiocladius</i> sp.1	12	0	2	0	0	6	0	0	0	0	0
				<i>Eukiefferella</i> sp.1	0	0	5	0	18	43	0	0	31	6	0
				<i>Limnophyessp.</i> 1	0	0	0	0	0	6	0	6	12	0	0
				<i>Tanytarsus</i> sp.1	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Tanytarsus</i> sp.2	37	106	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Rheotanytarsus</i> sp.1	0	0	2	0	81	0	0	93	0	0	0
				<i>Polypedilum</i> sp.1	0	6	0	0	12	0	0	0	0	0	0

		Ephydriidae	Ephydriidae indet.1	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	
		Tabanidae	<i>Dasybasis</i> sp.1	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		Empididae	<i>Neoplasta</i> sp.1	6	25	32	37	12	6	6	37	0	0	
			<i>Hemerodromia</i> sp.1	0	0	0	0	12	12	0	0	0	0	
		Muscidae	<i>Linnophora</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	
	Coleoptera	Elmidae	<i>Austrelmis consors</i>	18	0	7	12	0	0	25	0	0	0	
				<i>Austrolimnius</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0
				<i>Neelmis</i> sp.1	0	0	2	0	0	0	0	137	6	0
				<i>Cylloepus</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	6	6
				<i>Macrelmis</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	12	18	6
				<i>Pharceonus</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0
	Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Smicridea</i> sp.1	0	0	0	0	6	250	25	0	0	12	
				<i>Smicridea</i> sp.2	6	0	0	0	137	0	0	0	0	6
				<i>Leptonema</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	43
			Hydroptilidae	<i>Metrichia</i> sp.1	25	25	0	0	0	6	0	0	6	0
			Glossosomatidae	<i>Mortoniella</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
			Odontoceridae	<i>Marilia</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12
			Hydrobiosidae	<i>Cailloma</i> sp.1	0	0	23	37	0	6	93	75	6	6
				<i>Atopsyche</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	25	18
			Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i> sp.1	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0
			Calamoceratida	<i>Phylloicussp.</i> 1	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0
	Lepidoptera	Crambidae	<i>Petrophila</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	6	12	

- Año 2011-Época Seca

Clasificación de los MIB					2011-Epoca seca (Julio)										
PHYLLUM	CLASE	ORDEN	FAMILIA	TAXÓN (especie/morfoespecie)	PAM AAR	PAM AAB	YUC AAR	YUC AAB	TOR AAR	TOR AAB	ALF-A	ALF-A	COM AAR	COM AAB	
PLATYHELMINTHES	Turbellaria	Seriata	Planariidae	<i>Dugesia</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	2	1	18	0	
MOLLUSCA	Gasteropoda	Basommatophora	Lymnaeidae	<i>Lymnaea</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	
ANNELIDA	Clitellata	Lumbriculida	Lumbriculidae	Lumbriculidae indet.1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	22	
ARTHROPODA	Arachnida	Trombidiformes	Hygrobatidae	<i>Hygrobatidae</i> sp.1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		Sarcoptiformes	Hydrozetidae	<i>Hydrozetes</i> sp.1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Hydrozetes</i> sp.2	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Malacostraca	Amphipoda	Hyaellidae	<i>Hyaella</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	7	2	
	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Andesiops peruvianus</i>	207	148	166	436	19	0	31	48	213	76	
				<i>Baetodes</i> sp.1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	9	
				<i>Baetodes</i> sp.2	0	0	69	92	0	0	42	45	5	0	
				<i>Camelobaetidium</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	6	5	0	0	
		Leptohyphidae	<i>Haplohyphes</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	
			<i>Leptohyphes</i> sp.1	0	0	0	0	0	2	7	20	6	11		
			<i>Meridialaris</i> sp.1	6	0	9	17	0	0	13	3	0	1		
		Leptophlebiidae	<i>Meridialaris</i> sp.2	0	0	8	0	0	19	0	0	0	0		
			<i>Thraulodes</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0		
			<i>Claudioperla tigrina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2		
		Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria</i> sp.1	19	28	0	0	0	0	9	3	0	0	
	<i>Anacroneuria</i> sp.4			0	0	0	0	0	0	0	0	0	1		
	<i>Anacroneuria</i> sp.6			0	0	0	0	0	0	0	0	0	1		
Hemiptera	Corixidae	<i>Ectemnostegella</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	5	7			

Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Berosus</i> sp.1	2	0	0	0	0	0	0	7	0	0	
		<i>Paracymus</i> sp.1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	
	Dytiscidae	<i>Rhantus</i> sp.1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
	Elmidae	<i>Austrelmis consors</i>	11	7	14	19	0	0	0	0	0	0	
		<i>Heterelmis</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	
		<i>Onychelmis</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	
	Lutrochidae	<i>Lutrochus</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	
	Scirtidae	<i>Prionocyphon</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
	Diptera	Tipulidae	<i>Limnophila</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
			<i>Limonia</i> sp.1	0	0	0	0	4	1	0	0	0	0
			<i>Molophilus</i> sp.1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
			<i>Tipula</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	2	0	2	1
		Ceratopogonidae	<i>Atrichopogon</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0
		Simuliidae	<i>Gigantodax</i> sp.1	21	73	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pedrowygomia</i> sp.1			0	0	33	25	0	0	0	0	0	1	
<i>Simulium</i> (Pternaspatha) barbatipes			57	49	90	83	0	0	0	0	0	0	
<i>Simulium</i> (Pternaspatha) sp.1			0	0	0	0	0	0	5	3	21	50	
<i>Simulium</i> (Pternaspatha) sp.2			52	175	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Simulium</i> (Psilopelmia) sp.4	0		0	0	0	10	1	0	0	0	0		
Chironomidae	<i>Alotanypus</i> sp.1	27	1	0	0	0	0	0	0	0	0		
	<i>Cricotopus</i> sp.2	69	50	6	25	75	17	0	7	3	3		
	<i>Cricotopus</i> sp.4	0	0	0	13	0	0	0	0	0	1		
	<i>Cricotopus</i> sp.6	0	0	0	0	0	0	0	0	5	1		
	<i>Cricotopus</i> sp.7	0	214	0	0	12	0	0	0	111	273		
	<i>Cricotopus</i> sp.9	66	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	<i>Cricotopus</i> (Isocladius) sp.10	0	353	0	1	0	0	0	0	0	0		

			<i>Cricotopus (Isocladus) sp.12</i>	0	0	0	0	152	209	0	0	0	0	
			<i>Eukiefferella sp.1</i>	0	0	0	0	18	14	5	7	0	0	
			<i>Limnophyes sp.1</i>	172	1	0	0	0	0	0	0	3	0	
			<i>Paraheptagyia sp.1</i>	0	7	0	0	0	0	0	0	0	2	
			<i>Parametriocnemus sp.1</i>	0	0	14	14	0	0	0	0	10	15	
			<i>Pentaneura sp.1</i>	18	38	30	57	116	0	1	0	9	11	
			<i>Podonomus sp.2</i>	129	97	0	0	68	0	0	0	0	0	
			Orthocladinae indet.1	0	0	0	0	0	0	0	0	28	0	
			Orthocladinae indet.2	45	99	21	0	19	15	0	0	0	0	
		Tabanidae	<i>Dasybasis sp.1</i>	0	0	0	9	7	5	0	0	0	0	
		Empididae	<i>Neoplasta sp.1</i>	41	0	0	25	4	0	16	0	5	15	
		Psychodidae	Psychodidae indet.1	0	0	0	0	7	4	1	0	0	0	
		Muscidae	<i>Limnophora sp.1</i>	0	0	10	12	1	0	0	0	0	0	
			<i>Limnophora sp.2</i>	0	0	0	0	0	0	7	5	0	0	
	Lepidoptera	Crambidae	<i>Petrophila sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
	Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Leptonema sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	6	19	1	4	
				<i>Leptonema sp.2</i>	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
				<i>Smicridea sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	12	6	2	1
				<i>Smicridea sp.3</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	9	13
			Hydroptilidae	<i>Metrichia sp.1</i>	41	105	0	0	1	2	6	0	12	0
				<i>Metrichia sp.2</i>	0	0	13	11	5	0	4	0	0	0
			Helicopsychoidea	<i>Helicopsyche sp.1</i>	24	25	0	48	0	41	18	21	84	0
			Glossosomatidae	<i>Mortoniella sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	4	0	0	1
			Odontoceridae	<i>Marilia sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
				Odontoceridae indet.1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
		Hydrobiosidae	<i>Atopsyche sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	1	8	0	0	

			<i>Atopsyche</i> sp.2	0	0	6	0	0	0	4	0	0	0
			<i>Cailloma</i> sp.1	0	6	0	0	0	0	0	0	1	2
		Leptoceridae	<i>Amazonatolica</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
			<i>Nectopsyche</i> sp.1	0	0	48	4	0	0	0	0	7	3
		Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	11	8
		Limnephilidae	<i>Anomalocosmoecus illiesi</i>	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0

- Año 2012-Época Húmeda

Clasificación de los MIB					2012-Epoca húmeda (Abril)									
PHYLLUM	CLASE	ORDEN	FAMILIA	TAXÓN (especie/morfoespecie)	PAM AAR	PAM AAB	YUC AAF	YUC AAB	TOR AAR	TOR AAB	ALF-A	ALF-A	COM AAF	
ANNELIDA	Clitellata	Haplotaxida	Lumbriculidae	Lumbriculidae indet.2	0	0	0	0	0	0	22	6	0	
ARTHROPODA	Malacostraca	Amphypoda	Hyallelidae	<i>Hyalella</i> sp.2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Arachnida	Acari	Hygrobatidae	<i>Hygrobatella</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
				<i>Hygrobatella</i> sp.2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Andesiops peruvianus</i>	18	57	21	123	0	0	63	9	65	
				<i>Camelobaetidius</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	0	4	
				<i>Baetodes</i> sp.3	0	0	0	7	0	6	6	0	44	
				<i>Baetodes</i> sp.4	0	0	0	0	0	0	0	0	4	
				<i>Baetodes</i> sp.5	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0
				<i>Cloecodes</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
				Leptohiphidae	<i>Leptohiphes</i> sp.2	0	0	0	0	7	4	4	0	21
					<i>Haplohiphes</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		Leptophlebiidae	<i>Meridialaris</i> sp.2	3	8	0	6	0	0	0	0	1		
			<i>Thraulodes</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	16		
		Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria</i> sp.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
		Diptera	Tipulidae	<i>Limmophila</i> sp.1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	
				<i>Molophilus</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	3	3	0	
	<i>Tipula</i> sp.1			0	0	0	0	0	0	0	3	0		
	<i>Tipula</i> sp.2			0	0	3	0	2	0	1	0	0		
	Tipulidae indet.2			0	0	0	0	0	0	0	1	0		
	Tipulidae indet.3			0	0	0	0	0	0	4	0	0		
<i>Atrichopogon</i> sp.2	0			0	0	0	0	0	0	1	1			

				<i>Bezzia</i> sp.1	0	0	0	1	0	0	6	0	1
	Simuliidae			<i>Simulium (Pternaspatha)</i> sp.1	0	6	0	0	0	13	3	15	0
				<i>Simulium (Pternaspatha)</i> sp.2	0	0	0	14	0	0	0	0	0
				<i>Simulium (Ectemnaspis)</i> sp.3	0	0	0	0	0	0	0	0	6
				<i>Pedrowygoniia</i> sp.1	0	2	0	0	0	0	0	0	0
	Chironomidae			<i>Paraheptagyia</i> sp.1	1	1	2	0	0	0	0	0	0
				<i>Paraheptagyia</i> sp.2	2	0	0	0	0	0	0	0	0
				<i>Limaya</i> sp.1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
				<i>Alotanypus</i> sp.1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
				<i>Pentaneura</i> sp.1	7	7	1	24	0	0	0	0	0
				<i>Podonomus</i> sp.1	0	1	0	0	1	0	0	0	0
				<i>Cricotopus</i> sp.1	11	0	0	1	12	25	0	30	8
				<i>Cricotopus</i> sp.2	10	3	6	0	1	4	5	18	4
				<i>Cricotopus</i> sp.3	2	0	0	1	0	13	5	6	2
				<i>Cricotopus</i> sp.4	3	2	0	0	2	5	1	0	0
				<i>Cricotopus (Isocladius)</i> sp.7	6	5	0	0	10	25	0	0	0
				<i>Cricotopus (Isocladius)</i> sp.8	0	0	0	0	0	0	0	6	0
				<i>Cardiocladius</i> sp.1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
				<i>Lopescladius</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	3	8	2
				<i>Eukiefferella</i> sp.1	0	0	0	3	30	50	0	0	0
				<i>Parametriocnemus</i> sp.1	0	0	2	2	5	14	6	0	10
				<i>Thienemaniella</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	4	0
				<i>Rheotanytarsus</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	3	0
				<i>Polypedillum</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	0	1
				Orthocladinae indet.3	0	0	0	0	0	0	0	1	1
			Chironominae indet.2	0	0	0	0	0	0	0	3	3	

		Ephydriidae	Ephydriidae indet.1	1	0	0	0	0	1	0	1	1
		Tabanidae	<i>Dasybasis</i> sp.1	0	3	0	0	0	0	0	0	0
		Empididae	<i>Neoplasta</i> sp.1	0	0	0	1	1	1	0	0	2
		Muscidae	<i>Limnophora</i> sp.1	1	0	0	0	0	0	0	2	0
			Muscidae indet.1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
		Blephariceridae	<i>Limonicola</i> sp.1	0	0	0	2	0	0	0	0	1
		Psychodidae	Psychodidae indet.1	0	0	0	0	0	0	2	0	0
			Psychodidae indet.2	0	0	3	0	0	0	0	0	0
		Gyrinidae	<i>Andogyrus</i> sp.1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	Coleoptera	Elmidae	<i>Heterelmis</i> sp.2	0	0	0	0	4	11	0	0	3
			<i>Austrelmis consors</i>	5	7	23	36	4	3	74	39	0
			<i>Austrelmis</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	10
			<i>Austrolimnius</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	2	0	1
			<i>Cylloepus</i> sp.1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
			<i>Macrelmis</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	5	3	4
	Lepidoptera	Crambidae	Crambidae indet.4	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Smicridea</i> sp.4	0	0	0	0	0	0	0	0	1
			<i>Smicridea</i> sp.5	0	0	0	0	0	2	0	0	0
			<i>Macrostenum</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		Hydroptilidae	<i>Metrichia</i> sp.3	2	0	0	1	6	20	0	0	4
		Hydrobiosidae	<i>Cailloma</i> sp.1	0	5	9	2	0	0	0	0	0
			<i>Atopsyche</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
			<i>Atopsyche</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	0	2
		Philopotamidae	<i>Chimarra</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i> sp.3	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	2	6	1	

**ANEXO 6: Valores de los índices de diversidad, equidad, y dominancia.**

			Subestación AAR					Subestación AAB				
	año	mes	S	N	1-D	H'	J	S	N	1-D	H'	J
PAMPAS	2009	3	18	228	0.7911	2.055	0.7108	19	254	0.7879	2.112	0.7172
		8	25	359	0.9318	2.913	0.9048	18	326	0.9161	2.635	0.9116
	2010	8	19	456	0.4919	1.282	0.4355	20	440	0.7344	2.018	0.6736
		12	25	1589	0.7501	2.092	0.65	17	1020	0.8963	2.487	0.8779
	2011	7	21	1023	0.8927	2.528	0.8302	21	1484	0.879	2.378	0.781
	2012	4	16	74	0.874	2.35	0.8476	13	107	0.6921	1.771	0.6903
YUCAY	2009	3	13	111	0.8657	2.224	0.8672	11	116	0.8468	2.04	0.8508
		8	14	184	0.8381	2.095	0.794	15	171	0.8554	2.233	0.8247
	2010	8	29	561	0.5908	1.629	0.4837	26	269	0.8449	2.314	0.7102
		12	18	262	0.8157	2.142	0.7413	8	365	0.6098	1.364	0.6557
	2011	7	16	538	0.841	2.197	0.7923	18	894	0.7319	1.93	0.6679
2012	4	9	70	0.7727	1.735	0.7897	18	228	0.6669	1.625	0.5623	
TOROBAMBA	2009	3	20	169	0.8733	2.473	0.8255	18	208	0.7719	1.998	0.6913
		8	20	318	0.9097	2.669	0.8909	18	282	0.9084	2.59	0.8961
	2010	8	33	1000	0.7308	2.008	0.5744	29	1560	0.654	1.569	0.466
		12	15	1163	0.7861	1.968	0.7269	17	973	0.8309	2.04	0.7202
	2011	7	16	518	0.8202	2.024	0.7301	13	331	0.5757	1.371	0.5343
2012	4	14	86	0.8245	2.115	0.8015	19	200	0.8771	2.393	0.8128	
ALFARPAMPA	2009	3	19	199	0.8854	2.445	0.8304	18	229	0.8221	2.253	0.7796
		8	23	274	0.9285	2.843	0.9066	22	301	0.9006	2.617	0.8467
	2010	8	26	248	0.9219	2.862	0.8786	26	284	0.9147	2.882	0.8846
		12	19	713	0.801	2.149	0.7298	20	972	0.8462	2.281	0.7615

	2011	7	20	230	0.8845	2.482	0.8286	27	218	0.9141	2.821	0.8561
	2012	4	21	219	0.7876	2.06	0.6766	22	174	0.8889	2.566	0.8302
COMUNMAYO	2009	3	22	170	0.9022	2.64	0.854	23	235	0.8728	2.486	0.793
		8	28	330	0.9464	3.098	0.9297	25	350	0.8617	2.548	0.7915
	2010	8	35	471	0.8745	2.62	0.7368	30	395	0.8368	2.409	0.7083
		12	23	301	0.9395	2.955	0.9423	27	350	0.9345	2.987	0.9064
	2011	7	30	603	0.815	2.274	0.6685	31	558	0.7282	2.012	0.586
	2012	4	36	240	0.8722	2.65	0.7395					

S: Riqueza de especies o morfoespecies, N: Abundancia, 1-D: índice de diversidad de Simpson, H': índice de Shannon-Wiener, y J: índice de equidad de Pielou

**ANEXO 7: Resultado de los Índices Bióticos evaluados para cada estación.**

Estación			Subestación AAR					Subestación AAB				
	año	mes	IBF	BMWP	ASPT	ABI	EPT	IBF	BMWP	ASPT	ABI	EPT
PAMPAS	2009	3	3	4	6.5384615	4	2	4	4	6.27	4	2
		8	4	5	7.0666667	5	2	3	4	7	4	2
	2010	8	4	3	6.4	4	4	4	4	6	4	3
		12	3	3	6.5	4	1	3	3	6.71	3	1
	2011	7	3	4	6.75	4	2	3	4	7	4	1
	2012	4	3	3	5.3333333	3	2	4	3	6.57	3	3
YUCAY	2009	3	3	3	5.3	3	2	4	4	7.33	4	2
		8	4	4	7	4	2	4	4	7.5	4	2
	2010	8	4	5	6.1111111	5	3	3	5	5.79	5	2
		12	3	3	5.4	4	3	4	3	5.43	3	4
	2011	7	3	4	6.7	4	3	4	4	6.08	4	3
	2012	4	4	2	5.6666667	3	2	4	4	6.18	4	3
TOROBAMBA	2009	3	3	4	7	5	2	4	4	5.54	4	2
		8	4	4	6.3333333	4	2	4	4	6.64	4	2
	2010	8	3	5	6	5	2	3	5	5.89	5	1
		12	3	2	5.8333333	3	2	4	3	5.78	3	4
	2011	7	2	3	5	3	1	2	4	6.3	4	1
	2012	4	3	3	5.4285714	3	1	2	3	6	3	1
ALFARPAMPA	2009	3	4	4	6.7142857	5	2	3	4	7.38	4	1
		8	4	4	6.6	5	2	4	4	6.64	4	2
	2010	8	3	4	6.4	5	2	3	5	6.29	5	2
		12	4	4	5.7857143	4	3	3	4	6.07	5	2

	<b>2011</b>	<b>7</b>	4	4	6.4285714	5	4	4	4	6.71	4	4
	<b>2012</b>	<b>4</b>	3	4	5.0833333	4	2	3	3	4.4	3	1
<b>COMUNMAYO</b>	<b>2009</b>	<b>3</b>	3	5	7.2	5	1	4	5	7.39	5	2
		<b>8</b>	4	5	7.1111111	5	3	4	5	7.42	5	2
	<b>2010</b>	<b>8</b>	4	5	6.8421053	5	2	4	5	6.44	5	3
		<b>12</b>	4	4	6.5833333	4	2	5	4	7.07	5	3
	<b>2011</b>	<b>7</b>	3	5	6.4210526	5	3	3	5	7	5	2
	<b>2012</b>	<b>4</b>	4	5	7.0588235	5	4	NA	NA	NA	NA	NA

FUENTE: Elaboración propia.

**IBF, BMWP, y ABI:** 5 es Muy bueno, 4 es Bueno, 3 es Moderado, 2 es Malo, y 1 es Pésimo. **EPT:** 4 es Bueno, 3 es moderado, 2 es Malo, y 1 es Pésimo

**ANEXO 8: Registro detallado de la composición de Macroinvertebrados bentónicos de la Línea Base Ambiental.**

Clasificación de los MIB					Época seca (julio-agosto 2001)			
PHYLLUM	CLASE	ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	RÍO PAMPAS	RÍO YUCAY	RÍO TOROBAMBA	RÍO COMUNMAYO
Mollusca	Gasteropod	Basommatophora	Physidae	Indeterminada	0	7	0	0
			Planorbidae	Indeterminada	0	0	0	1
			Thiaridae	Indeterminada	0	1	0	0
Arthropoda	Insecta	Neuroptera	Corydalidae	Indeterminada	0	0	5	0
		Plecoptera	Perlidae	Indeterminada	0	0	2	10
		Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis sp.</i>	137	56	11	22
			Leptophlebiidae	<i>Thraulodes sp</i>	0	1	3	7
			Tricorythidae	Indeterminada	1	0	7	8
		Coleoptera	Elmidae	Indeterminada	1	12	1	26
		Trichoptera	Leptoceridae	Indeterminada	0	12	0	0
			Hydropsychidae	Indeterminada	0	1	6	4
			Glossosomatidae	Indeterminada	0	0	0	29
			Hydrobiosiidae	Indeterminada	22	0	0	12
			Hydroptilidae	Indeterminada	1	6	1	0
		Diptera	Ceratopogonidae	Indeterminada	0	4	2	10
			Chironomidae	Indeterminada	297	104	42	60
			Dolichopodidae	Indeterminada	0	3	0	0
			Simuliidae	Indeterminada	4	26	0	1
			Tipulidae	Indeterminada	15	0	4	181

**ANEXO 9: Resultado de la calidad del agua mediante la evaluación de índices bióticos cualitativos (\*) en la Línea Base.**

<b>Índices</b>	<b>PAMPAS</b>	<b>YUCAY</b>	<b>TOROBAMBA</b>	<b>COMUNMAYO</b>
<b>ABI</b>	3	4	4	5
<b>BMWP</b>	3	4	4	4
<b>EPT</b>	2	2	2	2

**BMWP, y ABI: 5** es Muy bueno, **4** es Bueno, **3** es Moderado, **2** es Malo, y **1** es Pésimo.

**EPT: 4** es Bueno, **3** es moderado, **2** es Malo, y **1** es Pésimo.

\*No se calculó el IBF por ser un índice cuantitativo que puede generar un sesgo grande, debido a que el diseño de muestreo hidrobiológico de la Línea Base (en el 2001) difiere del Programa de Monitoreo diseñado para los años 2009 al 2012.

**ANEXO 10: Resultados de los valores de las variables ambientales evaluadas en la línea base y su comparación con el ECA-Agua.**

Parámetros	Yucay	Torobamba	ECA-Agua (Ríos costa-sierra)
<b>pH</b>	8.4	6.8	6.5-8.5
<b>T</b>	15.2	18.9	-
<b>OD</b>	7.1	NA	≥5
<b>C.E</b>	139.5	NA	-
<b>STS</b>	33	<b>145</b>	≤25-100
<b>CL<sup>-</sup></b>	5	4	-
<b>NO3<sup>-</sup></b>	0.01	<b>0.24</b>	0.02
<b>PT</b>	0.11	0.23	0.5
<b>A&amp;G</b>	<b>1</b>	ND	Ausencia de película visible
<b>Hg</b>	ND	ND	0.0001
<b>Cr</b>	ND	ND	0.05
<b>Cd</b>	ND	ND	0.004
<b>As</b>	ND	ND	0.05
<b>Cu</b>	ND	ND	0.02
<b>Pb</b>	ND	ND	0.001
<b>Zn</b>	ND	ND	0.03
<b>Se</b>	ND	ND	-
<b>Ba</b>	0.067	0.02	0.7

ND: no determinado

**ANEXO 11: Resultados de las diferencias entre las temporadas húmeda y seca.**

	H/S	2009-8 (S)	2010-8 (S)	2011-7 (S)
<b>Índice de Shannon</b>	<b>2009-3 (H)</b>	<b>0.003479</b>	0.4536	0.07116
	<b>2010-12(H)</b>	0.05084	0.7105	0.1146
	<b>2012-4 (H)</b>	<b>0.002991</b>	0.1064	0.7288
<b>Riqueza</b>	<b>2009-3 (H)</b>	<b>0.01173</b>	<b>0.0002542</b>	0.1782
	<b>2010-12(H)</b>	0.4082	<b>0.002143</b>	0.3663
	<b>2012-4 (H)</b>	0.4816	<b>0.01295</b>	0.4252
<b>Abundancia</b>	<b>2009-3 (H)</b>	<b>1.82E-05</b>	<b>0.01809</b>	<b>0.005345</b>
	<b>2010-12(H)</b>	<b>0.005242</b>	0.2466	0.4503
	<b>2012-4 (H)</b>	<b>0.006354</b>	<b>0.01903</b>	<b>0.01079</b>
<b>Fosforo</b>	<b>2009-3 (H)</b>	<b>0.03094</b>	0.385	0.285
	<b>2010-12(H)</b>	<b>0.005</b>	0.179	0.07
	<b>2012-4 (H)</b>	NA	<b>0.0049</b>	0.317

H: temporada húmeda, S: temporada seca.