

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES**



**“COLONIZACIÓN DE ‘PAQUETES DE HOJAS’ POR
MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS: UNA
PROPUESTA DE EVALUACIÓN DE CALIDAD DE AGUA”**

Presentada por:

DARWIN RONAL VALCARCEL ROJAS

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE
MAGISTER SCIENTIAE EN CIENCIAS AMBIENTALES**

Lima – Perú

2021

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES**

**“COLONIZACIÓN DE ‘PAQUETES DE HOJAS’ POR
MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS: UNA PROPUESTA
DE EVALUACIÓN DE CALIDAD DE AGUA”**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE
MAGISTER SCIENTIAE**

Presentada por:

DARWIN RONAL VALCARCEL ROJAS

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

Mg.Sc. Juan Guerrero Barrantes
PRESIDENTE

Mg.Sc. María Cristina Miglio Toledo
ASESOR

Mg.Sc. Rosa María Miglio Toledo
MIEMBRO

Mg.Sc. Zulema Quinteros Carlos
MIEMBRO

A mis padres, Juan y Flor.
A mis hermanas, Vanessa y Gisela.

AGRADECIMIENTO

De forma general, quiero agradecer a todos los que de una u otra manera me han acompañado en el proceso de desarrollo de esta tesis, esto es, desde el momento que nació la idea de trabajar nuevamente con los macroinvertebrados en su rol de bioindicador de calidad de agua, hasta su culminación, la que no estuvo exenta de las dificultades derivadas de continuos compromisos laborales ya sea en campo, gabinete o laboratorio.

A mi patrocinadora de tesis, la Mg. Sc. María Cristina Miglio Toledo, quien en todo momento mostró gran disposición para ayudarme en cuanto estuviera a su alcance, especialmente en las gestiones dentro de la Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM), y por su enorme paciencia en este dilatado proceso de ejecución de la tesis. A la Dra. Ana Huamantínco, por su calidad humana y colaboración profesional; a ella agradezco la confianza depositada en mí para desarrollar la presente tesis y las gestiones hechas para tal fin.

A la Mg. Sc. Carmen Chávez de la organización no gubernamental (ONG) *Amazon center for environmental education and research* (ACEER), quien facilitó la entrega de las muestras provenientes del proyecto “Impactos de la Carretera Interoceánica sobre la calidad de agua en la región de las nacientes Andino-Amazónicas del sureste, Cusco-Madre de Dios, Perú”, y confió en mí para transformar parte de este trabajo en la presente tesis. Al Ing. Therany Gonzales, de la misma institución, por su generosa colaboración al compartir valiosa información concerniente a la etapa de colecta de muestras.

A los integrantes del Laboratorio de Invertebrados Acuáticos de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos (UNMSM), por todo su apoyo y amistad durante los meses de arduo trabajo. A Pablo Miñano, Agatha Huanachín, Janeth Sajamí, Sara Clemente y María Bobadilla por su apoyo con las identificaciones taxonómicas que me resultaron más complicadas.

A los diferentes profesionales que me ayudaron en la obtención del material bibliográfico necesario para sustentar inquietudes de diversos campos profesionales a lo largo de texto

de la tesis. Son muchos nombres, sin embargo, quiero empezar con las personas con las que interactué solo de forma virtual como el Blgo. Paul Ricardo Sánchez Huamán, Dr. Gabriel de Paula Paciencia, Mg. Jeymmy Walteros Rodríguez, Mg. Diana Flores Rojas, además de los colegas Roxana Peña, Richard Félix, Richard Torres, Esther Mercado, entre otros tantos, que tal vez no recuerde en este momento, pero de una forma u otra estamos en continua comunicación. Un agradecimiento especial a Alexandra E. quien me facilitó en todo momento las búsquedas bibliográficas de acceso más difícil.

A mis padres, Juan y Flor, por apoyarme en todo momento, sobre todo en los más difíciles; a mis hermanas Vanessa y Gisela, por ser una gran motivación siempre. La familia es lo más valioso una persona puede tener y a ella nos debemos.

Finalmente, quiero extender mi agradecimiento al personal de la Coordinación de la Maestría en Ciencias Ambientales, así como también a Ylda Pauca de la Escuela de Post Grado, quienes me facilitaron los trámites administrativos para la obtención del grado de Magíster.

ÍNDICE GENERAL

I.	INTRODUCCIÓN	1
1.1	HIPÓTESIS	3
1.2	OBJETIVOS.....	3
1.2.1	Objetivo principal.....	3
1.2.2	Objetivos específicos	3
II.	REVISIÓN DE LITERATURA.....	5
2.1	CALIDAD DE AGUA.....	5
2.2	BIOINDICADOR.....	6
2.3	MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS.....	8
2.4	SUSTRATOS ARTIFICIALES Y PAQUETES DE HOJAS.....	13
2.5	CARRETERA INTEROCEÁNICA SUR DEL PERÚ.....	15
III.	MATERIALES Y MÉTODOS.....	18
3.1	ÁREA DE ESTUDIO.....	18
3.2	GRADIENTE ALTITUDINAL	19
3.2.1	Ecorregiones del sector amazónico	20
3.2.2	Ecorregiones del sector andino.....	21
3.3	ESTACIONES DE MUESTREO	22
3.3.1	Estaciones de muestreo en el sector amazónico	24
3.3.2	Estaciones de muestreo en el sector andino.....	33
3.4	ESTIMACIÓN DEL NIVEL DE IMPACTO	40
3.5	PARÁMETROS DE CAMPO	40
3.6	MUESTREO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS.....	41
3.7	PROCEDIMIENTOS DE ANÁLISIS DE DATOS.....	41
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	45
4.1	CARACTERIZACIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO.....	45
4.1.1	Estimación del nivel de impacto de las estaciones de muestreo.....	45

4.1.2	Parámetros fisicoquímicos e hidrológicos.....	53
4.2	CARACTERIZACIÓN DE LOS MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS	62
4.2.1	Riqueza y abundancia.....	62
4.2.2	Análisis de agrupamiento	66
4.2.3	Análisis de similitud	70
4.2.4	Análisis de especies indicadoras.....	71
4.3	RELACIÓN DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS CON LAS VARIABLES AMBIENTALES	76
4.4	ANÁLISIS DEL PAQUETE DE HOJAS COMO HERRAMIENTA DE VIGILANCIA DE CALIDAD DE AGUA.....	82
4.4.1	Análisis de similitud	82
4.4.2	Comparación de métricas bioindicadoras.....	83
4.4.3	Correlación de Spearman.....	85
4.4.4	Análisis de especies indicadoras.....	87
V.	CONCLUSIONES.....	94
VI.	RECOMENDACIONES	96
VII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	97
VIII.	ANEXOS.....	130

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Características de bioindicadores para la evaluación de la salud ambiental y ecológica.....	7
Tabla 2: Definiciones de algunas métricas simples y su respuesta esperada frente a la perturbación.....	11
Tabla 3: Clasificación de las estaciones de muestreo del área de estudio por región natural o ecorregión, Cusco – Madre de Dios, 2013	19
Tabla 4: Estaciones de muestreo establecidas en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013.....	23
Tabla 5: Métricas bioindicadoras empleadas para las comparaciones estadísticas	43
Tabla 6: Condición ambiental, actividad cercana y nivel de impacto de las estaciones de muestreo establecidas en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013	46
Tabla 7: Parámetros fisicoquímicos e hidrológicos registrados en las estaciones de muestreo establecidas en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, mayo 2013	53
Tabla 8: Varianza explicada, varianza acumulada y contribución de las variables fisicoquímicas e hidrológicas por ejes de variación del ACP	54
Tabla 9: Características de los tipos de aguas amazónicas.....	57
Tabla 10: Parámetros de campo registrados en las estaciones de muestreo establecidas en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013.....	60
Tabla 11: Riqueza y abundancia por sectores en las estaciones de muestreo establecidas en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013	62
Tabla 12: Número de paquetes recuperados en cada mes en cada una de las estaciones de muestreo establecidas en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013	69
Tabla 13: Taxa indicadores estadísticamente significativos para cada sector en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013	71
Tabla 14: Porcentajes de varianza y valores de correlación taxa - ambiente por ejes del ACC en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013.....	77
Tabla 15: Significancia estadística de las métricas bioindicadoras de estaciones control e impactadas en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013	84
Tabla 16: Correlación del nivel de impacto con las métricas bioindicadoras en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013	86

Tabla 17: Taxa indicadores estadísticamente significativos para condiciones control e impactadas en cada sector del área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013	87
---	----

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Tramos que conforman la carretera interoceánica sur	16
Figura 2: Tramo Cusco - Puerto Maldonado de la carretera interoceánica sur	17
Figura 3: Área de estudio donde se delimitan las cuencas de los ríos Urubamba (lila), Inambari (amarillo) y Tambopata (celeste), Cusco – Madre de Dios, 2013	18
Figura 4: Ubicación de las estaciones de muestreo en el área de evaluación, Cusco - Madre de Dios, 2013	24
Figura 5: Quebrada Maquisapayoc, Madre de Dios - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)	25
Figura 6: Quebrada Libertad tributario, Madre de Dios - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)	26
Figura 7: Quebrada Santa Rosa, Madre de Dios - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)	27
Figura 8: Quebrada Mazuco abajo, Madre de Dios - Perú, mayo 2013	28
Figura 9: Quebrada Puerto Mazuco, Madre de Dios - Perú, mayo 2013	28
Figura 10: Quebrada Puerto Mazuco tributario, Madre de Dios - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)	29
Figura 11: Quebrada Limonchayoc, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)	30
Figura 12: Quebrada Limonchayoc arriba, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)	31
Figura 13: Quebrada Chilimayo, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)..	31
Figura 14: Quebrada Yanamayo grande, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)	32
Figura 15: Quebrada Chaupichaca, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)	33
Figura 16: Quebrada Yanacancha, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)	34
Figura 17: Quebrada Ajopampa, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)..	35
Figura 18: Quebrada Jellopunco, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio) .	35
Figura 19: Quebrada Mapacho, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)....	36

Figura 20: Quebrada Chacachimpa, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)	37
Figura 21: Quebrada Lucre, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)	38
Figura 22: Quebrada Lucre arriba, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)	39
Figura 23: Quebrada Huatanay, Cusco-Perú, agosto 2013.....	40
Figura 24: Representación de los resultados del ACP de las estaciones de muestreo a partir de las variables fisicoquímicas e hidrológicas del agua, Cusco – Madre de Dios, mayo 2013.	55
Figura 25: Diagramas de cajas de los parámetros fisicoquímicos e hidrológicos comparando los sectores amazónico y andino. Los p valores corresponden a la prueba de Mann-Whitney, Cusco – Madre de Dios, mayo 2013.	56
Figura 26: Dendrograma de similitud de las estaciones de muestreo establecidas en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013	66
Figura 27: Alteración del canal de la quebrada, presencia de residuos sólidos y aguas turbias en las estaciones MZK (izquierda) y HUA (derecha)	67
Figura 28: Paquetes de hojas secos encontrados sobre el nivel del tirante de agua en la estación LIA, quebrada Limonchayoc. Izquierda (junio). Derecha (julio).	68
Figura 29: Variación de las precipitaciones mensuales en las estaciones ubicadas en el sector amazónico en los meses que duró el estudio (mayo- agosto).	68
Figura 30: Representación de los resultados del ACC mostrando la ubicación de las estaciones de muestreo con respecto a las variables ambientales (superior) y los taxa (inferior) en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013	78

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Puntajes de familias de macroinvertebrados para los índices bióticos y valoración de la calidad del agua.....	130
Anexo 2: Taxa identificados en el sector amazónico del área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013	134
Anexo 3: Taxa identificados en el sector andino del área de evaluación, Cusco - Madre de Dios, 2013.....	138
Anexo 4: Taxa identificados para el análisis del paquete de hojas como herramienta de vigilancia de calidad de agua en el sector amazónico, agosto 2013.....	140
Anexo 5: Taxa identificados para el análisis del paquete de hojas como herramienta de vigilancia de calidad de agua en el sector andino, agosto 2013	143
Anexo 6: Métricas bioindicadoras consideradas para el análisis del paquete de hojas como herramienta de vigilancia de calidad de agua en el sector amazónico, agosto 2013	145
Anexo 7: Métricas bioindicadoras consideradas para el análisis del paquete de hojas como herramienta de vigilancia de calidad de agua en el sector andino, agosto 2013	146

RESUMEN

La presente investigación tuvo como objetivo determinar la composición y estructura de la comunidad colonizadora de macroinvertebrados bentónicos de paquetes de hojas en un amplio gradiente altitudinal (217 – 4406 m) y analizar su posible uso como herramienta de vigilancia ambiental de la calidad del agua. Para este fin, fueron evaluadas 19 quebradas a lo largo de un transecto definido por un tramo de la carretera interoceánica sur (Cusco - Puerto Maldonado) entre mayo y agosto de 2013. En las diferentes quebradas, aparte de la condición control, se encontró condición de impacto por ganadería, agricultura, minería y urbanización, siendo esta última la actividad más recurrente y de mayor intensidad; además se observó que los parámetros de campo variaron con respecto a la altitud, mostrando una relación directa con el pH, la conductividad eléctrica y el caudal, e inversa con la temperatura. En lo que respecta a la diversidad, se encontró un total de 178 taxa, los que se distribuyeron en dos sectores bien diferenciados: andino y amazónico. Se encontró también que la altitud junto con la temperatura del agua, fueron las variables que más influenciaron en la distribución de los macroinvertebrados bentónicos. En relación con la efectividad del paquete de hojas como una herramienta de vigilancia ambiental, se encontró útil solo en el sector amazónico, pues en el sector andino habría que hacer unos ajustes al diseño de estudio para sugerir o desestimar su uso. Como conclusión, se encontró que la altitud fue la principal variable ambiental que determinó la composición y estructura de la comunidad colonizadora de macroinvertebrados bentónicos de paquetes de hojas, y que el uso de esta metodología como herramienta de vigilancia ambiental de calidad del agua es una alternativa a tener en cuenta al momento de evaluar ríos o quebradas en la Amazonía peruana.

Palabras clave: calidad de agua, macroinvertebrados bentónicos, paquete de hojas, carretera interoceánica, vigilancia ambiental.

ABSTRACT

The present research aimed to determine the composition and structure of the colonizing community of benthic macroinvertebrates of leaf packs in a wide altitudinal gradient (217 - 4406 m) and to analyze its possible use as a tool for environmental monitoring of water quality. For this purpose, 19 streams were evaluated along a transect defined by a section of the interoceanic highway (Cusco - Puerto Maldonado) between May and August 2013. In the streams evaluated, apart from the control condition, a impaired condition was found due to livestock, agriculture, mining and urbanization, the last one the most recurrent and most intense activity; Furthermore, it was observed that the environmental parameters varied with respect to altitude, showing a direct relationship with pH, electrical conductivity and flow, and inverse with temperature. In diversity, 178 taxa were found, which were distributed in two well differentiated sectors: Andean and Amazonian. It was also found that the altitude, together with the water temperature, were the variables that most influenced the distribution of the benthic macroinvertebrates. Regarding the effectiveness of the packet of leaves as an environmental monitoring tool, it was found useful only in the Amazonian sector, since in the Andean sector some adjustments would have to be made to the study design to suggest or reject its use. As a conclusion, it was found that altitude was the main environmental variable that determined the composition and structure of the colonizing community of benthic macroinvertebrates of leaf packs, and that the use of this methodology as a tool for environmental monitoring of water quality is an alternative to take into account to evaluate streams in the Peruvian Amazon.

Keywords: water quality, benthic macroinvertebrates, leaf pack, interoceanic highway, environmental monitoring.

I. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas acuáticos vienen siendo afectados por diversos impactos ambientales, muchos de ellos resultantes de las actividades antrópicas (Callisto *et al.* 2001). Los más extendidos en el país son los relacionados a la contaminación por vertimientos urbanos, actividades agrícolas, desarrollo de infraestructura, actividades industriales, entre otros. Estos impactos inciden en la calidad de agua, haciéndose más evidente en las zonas rurales, donde el control sobre lo que se vierte en los cuerpos de agua es mínimo o inexistente, poniendo en riesgo así la salud de las personas y de los ecosistemas.

La forma tradicional de evaluar la calidad de agua se ha basado históricamente en la medición de parámetros físicos, químicos y microbiológicos, los cuales tienen la limitación de reflejar las propiedades del agua en el momento puntual de su medición; esto se hace aún más notorio en ambientes fluviales, donde los cambios hidrológicos son constantes y, muchas veces, se hace difícil identificar la fuente de perturbación. Frente a esta limitación, la evaluación de calidad de agua mediante indicadores biológicos se presenta como una alternativa que complementa las evaluaciones hechas de la forma tradicional al reflejar la integración de muchas variables ambientales y la sostenibilidad a largo plazo del ecosistema acuático (Resende *et al.* 2010; Li *et al.* 2010).

En el caso puntual de los ambientes fluviales, los indicadores biológicos más empleados en los programas de monitoreo son las diatomeas bentónicas y los macroinvertebrados bentónicos. Con respecto a este último, indicador elegido para la presente tesis, se tiene bien documentado su uso en evaluaciones de agua desde inicios del siglo XX, tanto en Europa, Norteamérica, y en las últimas décadas en Sudamérica (Segnini 2003). Si bien es cierto que la mayoría de estudios de bioindicación realizados en ecosistemas fluviales se han hecho en diferentes hábitats naturales (piedra, hojarasca, sedimento y macrófitas), hay

algunos estudios publicados que han explorado las ventajas de trabajar con un hábitat o sustrato artificial.

La principal ventaja de usar un sustrato artificial en evaluaciones ambientales es que se puede definir un hábitat de composición y área definidas, evitando así el sesgo que pueden producir colectas en diferentes tipos de sustratos, especialmente cuando se trabaja en un gradiente altitudinal tan amplio, como el presentado en la presente tesis, donde existe una sucesión longitudinal bien documentada (Vannote *et al.* 1980); entre las desventajas, la más importante es que se requiere personal con un mínimo de entrenamiento en la técnica de instalación del sustrato artificial para evitar colocarlo en zonas muy corrientosas o donde pueda ser cubierto por sedimento fino (APHA 2017). De implementarse correctamente la técnica, se presenta como un método de evaluación sencillo, didáctico y de bajo costo que puede ser fácilmente llevado a cabo por la ciudadanía como parte de la vigilancia de la calidad de agua en su localidad.

Respecto a la aplicación de este tipo de experimentos como una herramienta de vigilancia de calidad de agua por parte de poblaciones locales, no se tiene información publicada disponible; sin embargo, se conoce que el *Stroud Water Research Center* de Pensylvania (USA) difunde desde el año 2000 actividades de educación ambiental para que estudiantes y profesores de Estados Unidos participen en la evaluación de la calidad de agua, esfuerzo que han replicado con éxito en otros 12 países, incluido el Perú (Leaf Pack Network 2020). En el Perú, esta actividad se viene llevando a cabo en la Amazonía de los departamentos de Cusco y Madre de Dios a través de la Fundación ACEER (*Amazon center for environmental education and research*) desde el 2009.

Entre los logros obtenidos en el Perú, se tiene el desarrollo continuo de *talleres* cuyo objetivo es capacitar a grupos de interés (estudiantes, educadores y ciudadanía interesada) «para ilustrar de forma práctica la importancia de la biodiversidad, la calidad del agua de los ríos y quebradas de la Amazonía y crear conciencia sobre la necesidad de conservar y preservar los bosques tropicales» (ACEER 2020). En el 2014, ACEER facilitó las muestras colectadas durante tres campañas de muestreo (mayo, junio y julio de 2013) en el marco del proyecto «Impactos de la Carretera Interoceánica sobre la calidad de agua en la región de las nacientes Andino-Amazónicas del sureste, Cusco-Madre de Dios, Perú» para satisfacer los objetivos de la presente tesis.

Entre las principales innovaciones metodológicas del estudio están el abarcar un amplio gradiente altitudinal (200 a 4400 m) que pertenece a una zona de gran importancia ecológica y económica; emplear como transecto una importante vía de comunicación de reciente construcción como la carretera interoceánica sur; trabajar con una especie local (guaba, *Inga edulis*) como sustrato artificial para la colonización de macroinvertebrados bentónicos; y ser el primer estudio de colonización de macroinvertebrados bentónicos en sustratos artificiales que trasciende las actividades de educación ambiental con la visión de convertirse en una herramienta de vigilancia ambiental ciudadana en el país.

1.1 HIPÓTESIS

La comunidad de macroinvertebrados bentónicos colonizadora del paquete de hojas reflejará cambios en su composición y estructura a lo largo de un gradiente altitudinal de la vertiente oriental de los Andes del sur del Perú sometido a diferentes actividades antropogénicas, lo cual deberá ser constatado a partir de las comparaciones entre las comunidades control e impactadas establecidas en los diferentes sectores de estudio o pisos altitudinales. La comprobación de esta hipótesis llevará a analizar la idoneidad de utilizar el método como una propuesta en la vigilancia ambiental de la calidad del agua.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo principal

Determinar la composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos colonizadora de paquetes de hojas colocados en quebradas ubicadas en un amplio gradiente altitudinal entre Puerto Maldonado y Cusco (207 - 4403 m) y analizar la idoneidad de la metodología de paquete de hojas como herramienta de vigilancia ambiental de la calidad del agua aplicada en un amplio gradiente altitudinal.

1.2.2 Objetivos específicos

- i. Determinar la composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos colonizadora de paquetes de hojas en quebradas andinas y amazónicas a lo largo de un amplio gradiente altitudinal.

- ii. Establecer las relaciones entre las variables ambientales y la comunidad de macroinvertebrados bentónicos colonizadora de paquetes de hojas en un amplio gradiente altitudinal.
- iii. Analizar la idoneidad de los experimentos de colonización de paquetes de hojas por macroinvertebrados bentónicos como una herramienta de vigilancia ambiental de la calidad del agua en los Andes del sur del Perú.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 CALIDAD DE AGUA

Calidad de agua es una denominación que expresa la idoneidad del recurso agua para sostener diferentes usos o procesos. Es decir, que el agua, para cada uso particular, tendrá que reunir ciertas características físicas, químicas o biológicas, por ejemplo, límites en la concentración de sustancias contaminantes para agua de bebida o un rango de pH que brinde las condiciones adecuadas para la conservación de la biota acuática. En resumen, la calidad de agua puede ser definida por un rango de variables que limitan el uso del agua para un determinado fin (Meybeck *et al.* 1996).

El artículo 2° de la Constitución Política del Perú establece que «toda persona tiene derecho a gozar de un ambiente equilibrado y adecuado al desarrollo de su vida»; para salvaguardar este derecho en relación al acceso al recurso agua de calidad, se ha aprobado el 2008 los *estándares de calidad ambiental para agua* (Decreto Supremo N.º 002-2008-MINAM), y el 2017 su posterior modificación (Decreto Supremo N.º 004-2017-MINAM), normas que interpretan la idea de calidad del agua en función al uso que se le pretenda otorgar. No obstante, para definir calidad de agua, no solo basta la medición de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos que conciben al cuerpo de agua como un recurso, sino que este alcance debería ser más amplio y reconocerlo como un ecosistema.

En ese sentido es necesario precisar el alcance de la definición de calidad de agua para fines de la presente tesis. En primer lugar, el tipo de agua al cual se hará referencia en los próximos párrafos es la que se encuentra de forma natural en la superficie continental del planeta en forma de ríos, lagunas y humedales, mejor conocidas como aguas continentales o dulces. En segundo lugar, la calidad de agua estará referida a la capacidad del ecosistema

acuático de sostener diferentes servicios ecosistémicos tales como aprovisionamiento de recursos, mantenimiento del ciclo hidrológico, regulación de los ciclos de nutrientes, actividades recreativas, entre otros (Aylward *et al.* 2005), los cuales deberán ser reflejados mediante algún indicador biológico.

2.2 BIOINDICADOR

La Real Academia Española define al término indicador como aquello que «indica o sirve para indicar». Con esta base, se podría intentar definir qué es un indicador biológico o bioindicador, en relación con la evaluación de la calidad del agua. Johnson *et al.*, citados por Zúñiga (2009), define como bioindicador a una «especie, población o comunidad indicadora, que tiene requerimientos específicos con relación a un conjunto de variables físicas o químicas conocidas, cuyos cambios en la presencia o ausencia, número de individuos, morfología, fisiología o comportamiento de estas especies, indican que las variables fisicoquímicas dadas están fuera de sus límites preferidos». En ese mismo sentido, Roldán (1999) refuerza la idea anterior al afirmar que un organismo es un indicador de calidad de agua cuando éste se encuentra invariablemente en un ecosistema de características definidas y cuando su población es porcentualmente superior o ligeramente similar al resto de los organismos con los que comparte un hábitat.

Los bioindicadores son empleados para dos tipos de estudios: i) el diagnóstico o evaluación rápida, que consiste en un muestreo puntual en el tiempo y usualmente se basa en la comparación entre sitios (p.ej. aguas arriba y aguas abajo de una fuente puntual de contaminación) y ii) el biomonitoreo, que consiste en muestreos periódicos (p. ej. semestrales) relacionados a la implementación de un programa de vigilancia ambiental (Springer 2010). Para ambos casos es necesario elegir al menos un sitio de muestreo de referencia o control, el cual debería ser lo más prístino o conservado posible y, si presentase algún tipo de impacto, este debería ser mínimo, pues esto servirá para comparar la calidad ambiental del sitio referencial con el impactado y así estimar su magnitud.

En el campo de la gestión ambiental, para que un bioindicador pueda ser útil, de fácil uso e incluirse en algún diagnóstico o programa de vigilancia de calidad de agua, debe cumplir con ciertos requerimientos a nivel biológico, metodológico y social. De acuerdo con

Darrigran (2016), un buen bioindicador debe cumplir con los requerimientos presentados a continuación (Tabla 1).

Tabla 1: Características de bioindicadores para la evaluación de la salud ambiental y ecológica

Relevancia biológica	<ul style="list-style-type: none"> • Proporciona alerta temprana • Exhibe cambios, medibles, en respuesta al estrés • La intensidad de los cambios se refiere a la intensidad de los factores de estrés • Los cambios son biológicamente importantes y ocurren temprano para evitar efectos catastróficos • El cambio puede ser atribuido a una causa • Cambio indica efectos tanto en los propios organismos y en otros más altos en la escala trófica • Puede ser utilizado como centinelas a favor de los seres humanos
Relevancia metodológica	<ul style="list-style-type: none"> • Fácil de usar en el campo • Puede ser utilizado por los no especialistas • Fácil análisis e interpretación de los datos • Es útil para probar los problemas de gestión • Puede ser utilizado para pruebas de hipótesis • Puede llevarse a cabo en un plazo razonable • No requiere equipo costoso o complicado • Fácilmente repetible con poca información
Relevancia social	<ul style="list-style-type: none"> • De interés para el público • De interés para los funcionarios y los responsables de las políticas públicas • Fácil comprensión para el público • Métodos transparentes para el público • Medidas relacionadas con el medio ambiente, la integridad ecológica y la salud humana • Económico • Comparable con otros indicadores • Complementa otros indicadores

Fuente: Darrigran (2016)

En lo que respecta al uso de bioindicadores para fines de vigilancia y control de la contaminación del agua, hay un gran número de metodologías que incluyen diversos grupos de organismos, entre ellos microalgas, protozoos, insectos acuáticos, macrofitas, peces, etc. (De Pauw *et al.* 1992); no obstante, se hace pertinente precisar que no todos los bioindicadores pueden emplearse de forma indistinta. De todos los bioindicadores mencionados, los macroinvertebrados acuáticos, conformados principalmente por insectos acuáticos, son el grupo más empleado en la vigilancia y control de la contaminación del

agua de los ríos (Alba-Tercedor 1996), aunque el perifiton y los peces también son usados con mucha frecuencia (Li *et al.* 2010).

2.3 MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

Los macroinvertebrados bentónicos son una agrupación de organismos carentes de notocorda que habitan en el fondo de los ecosistemas acuáticos, en al menos alguna etapa de su ciclo de vida, y cuyo tamaño es mayor o igual a 500 μm (Hauer y Resh 1996). Esta comunidad está conformada por platelmintos, insectos, crustáceos y moluscos, principalmente (Roldán 2016). En la red trófica, constituyen un eslabón muy importante, dado que tienen un rol vital en el reciclaje de nutrientes, productividad primaria, descomposición y translocación de materiales, además de representar una fuente importante de alimentación para organismos superiores, entre ellos, los peces (Wallace y Webster 1996). Son también buenos indicadores de la condición biológica de los cuerpos de agua dada su sensibilidad frente a las perturbaciones humanas, entre ellas contaminación (USEPA 2020).

Históricamente, su uso como bioindicadores de la calidad del agua de ecosistemas dulceacuícolas data de la década de 1950, cuando fueron propuestos como indicadores de contaminación en Estados Unidos (Gaufin y Tarzwell 1952) y Europa (Hynes 1959). En Latinoamérica, los primeros estudios de macroinvertebrados en bioindicación empezaron en la década de 1970 en Colombia (Roldán *et al.* 1973), sin embargo, la elaboración de la primera clave taxonómica para especies neotropicales recién se dio en la década de 1980 (Roldán 1988). Ya para inicios del siglo XXI, el empleo de macroinvertebrados en bioindicación o monitoreos de calidad de agua se hizo una práctica más rutinaria, especialmente en Brasil, Colombia, Argentina y Costa Rica, países que concentran el mayor número de publicaciones sobre el tema (Ramírez y Gutiérrez-Fonseca 2014).

Prat *et al.* (2009) destaca ⁿ las principales razones por las cuales los macroinvertebrados son elegidos como los bioindicadores de la calidad del agua de uso más frecuente. Entre las más importantes, se tienen a las siguientes:

- a. Su amplia distribución geográfica y presencia en diferentes tipos de ambientes.
- b. Gran riqueza de especies con gran diversidad de respuestas a los gradientes ambientales.

- c. Naturaleza sedentaria que permite el análisis espacial de la contaminación.
- d. La posibilidad de utilizar su deriva (huida) como indicador de contaminación.
- e. Muestreo sencillo y barato.
- f. Una taxonomía en general bien conocida a nivel de familia y género.
- g. Sensibilidad bien conocida de muchos taxa a diferentes tipos de contaminación.
- h. Uso de muchas especies en estudios experimentales sobre los efectos de la contaminación.
- i. Ciclos de vida más o menos largos, lo que permite integrar los efectos de la contaminación en el tiempo.

No obstante, en realidades como la del Perú y otros países latinoamericanos, algunas de estas razones pueden ser relativas y depender de otros factores. Como ejemplo, vale citar los siguientes puntos. Con respecto a *la forma sencilla y barata del muestreo*, puede haber muchas discrepancias, especialmente si se desea implementar su uso para vigilancia ambiental ciudadana en zonas rurales, donde la sencillez dependerá de su facilidad de aplicación, lo cual requerirá implementos baratos y de fácil acceso en su localidad, además de un nivel mínimo de adiestramiento por parte de profesionales. Con respecto al tema de la *taxonomía bien conocida a nivel de familia y género*, si bien es cierto que hay un conocimiento aceptable para la aplicación de la mayoría de métricas e índices bióticos para la región neotropical, es crucial seguir avanzando en la generación de claves taxonómicas locales, pues este conocimiento aún se encuentra poco desarrollado en muchos países latinoamericanos (Alonso-Eguía-Lis *et al.* 2014), como es el caso del Perú.

En el estudio de los macroinvertebrados bentónicos, una vez realizado el muestreo y la identificación taxonómica, es frecuente el uso de métricas para el análisis de la información. El término «métrica», en este contexto, se refiere a un atributo de un sistema o comunidad que se puede medir y usar para hacer inferencias sobre su condición (Shilling *et al.* 2005; Kovalenko *et al.* 2020). En relación con los macroinvertebrados bentónicos, un ejemplo de métrica es la *riqueza total*, que es el número de taxa (morfoespecies, especies, géneros o categoría taxonómica superior) de macroinvertebrados bentónicos encontrados en una muestra determinada (Prat *et al.* 2009).

Así, las métricas pueden ser empleadas para *medir* la respuesta de los macroinvertebrados bentónicos a la perturbación antropogénica, pues estas describen las condiciones

estructurales o funcionales de esta comunidad (Maloney y Feminella 2006). Para fines de la presente tesis, de la diversidad de métricas existentes, solo se emplearon índices unimétricos, los cuales según Prat *et al.* (2009) se pueden subdividir de la siguiente manera:

a. Métricas simples

Son estadísticos descriptivos sencillos que expresan diferentes características de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Estas métricas intentan expresar aspectos importantes de la comunidad que respondan a la perturbación humana, al tiempo que reducen la complejidad del conjunto de datos de la comunidad (Herbst y Silldorf 2009). No obstante, en muchas ocasiones, su variación frente a las perturbaciones no es clara. Así se tiene que cuando las perturbaciones son fuertes, responden muy bien a la respuesta esperada; sin embargo, cuando las perturbaciones tienen baja intensidad o frecuencia, podrían no apreciarse las respuestas esperadas (Prat *et al.* 2009).

Estas métricas han sido agrupadas en diferentes categorías. A continuación, en la Tabla 2, se presentan aquellas que se emplearon para la presente investigación teniendo como base las categorías y definiciones propuestas por Barbour *et al.* (1999).

Tabla 2: Definiciones de algunas métricas simples y su respuesta esperada frente a la perturbación

Categoría	Métrica	Definición	Respuesta a la perturbación
Medidas de riqueza	Riqueza total	Número de todos los taxa de macroinvertebrados	Disminución
	Riqueza EPT	Número de taxa de los órdenes de insectos Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera	Disminución
	Riqueza ElPT	Número de taxa de la familia Elmidae más de los órdenes Plecoptera y Trichoptera	Disminución
Medidas de abundancia	Abundancia total	Total de organismos de macroinvertebrados	Disminución
Medidas de composición	% EPT	Número de organismos pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, expresado como porcentaje de la abundancia total	Disminución
	% Ephemeroptera	Número de organismos pertenecientes al orden Ephemeroptera, expresado como porcentaje de la abundancia total	Disminución
	% Trichoptera	Número de organismos pertenecientes al orden Trichoptera, expresado como porcentaje de la abundancia total	Disminución
	% Plecoptera	Número de organismos pertenecientes al orden Plecoptera, expresado como porcentaje de la abundancia total	Disminución
	% Elmidae	Número de organismos pertenecientes al orden Elmidae, expresado como porcentaje de la abundancia total	Disminución
	% Chironomidae	Número de organismos pertenecientes al orden Chironomidae, expresado como porcentaje de la abundancia total	Incremento

Fuente: Adaptado de Barbour *et al.* (1999), Von Ellenrieder (2007) y Prat *et al.* (2009).

b. Índices bióticos

Un índice biótico es una métrica que estima la afectación de la calidad de un cuerpo de agua, a través de la obtención de un valor numérico (puntuación) que sintetiza las características de todos los taxa presentes. Suele consistir en la combinación de dos o tres propiedades de la asociación: i) la riqueza de taxa, ii) la tolerancia/intolerancia a la contaminación y iii) la abundancia de organismos (absoluta o relativa) (Prat *et al.* 2009). Así, los taxa o familias que tienen un menor valor de tolerancia, son los que mejor prosperan en cuerpos de agua sometidos a fuertes o frecuentes perturbaciones, y de forma inversa, aquellas que tienen un mayor valor de tolerancia, son las que se encuentran con mayor frecuencia en ambientes prístinos o muy poco perturbados (Egler 2002).

Teniendo en cuenta lo anterior, estos índices pueden tener naturaleza cualitativa (emplean las propiedades i y ii) o cuantitativa (emplean las propiedades i, ii y iii). A continuación, se presentan los tres índices bióticos empleados en el presente estudio; de estos, los dos primeros son de naturaleza cualitativa y el último de naturaleza cuantitativa.

b.1. *Biological Monitoring Working Party* adaptado para Colombia (BMWP/Col)

El índice Biological Monitoring Working Party (BMWP) ha sido utilizado por las autoridades reguladoras del Reino Unido como base de su sistema de clasificación de estado de invertebrados fluviales desde 1980 (Paisley *et al.* 2014). Habiéndose analizado sus ventajas, modificaciones de este índice han sido adaptadas para países neotropicales, entre ellos Argentina (Rodriguez Capítulo *et al.* 2001), Colombia (Roldán 2003) y Costa Rica (MINAE 2007). Se decidió emplear la adaptación colombiana de este índice (BMWP/Col) para las quebradas y los ríos amazónicos peruanos, por considerar que existen más similitudes biogeográficas con Colombia en términos de altitud, latitud y diversidad de familias de macroinvertebrados bentónicos. El detalle de los puntajes asignados a las familias que integran este índice y el criterio para establecer la calidad del agua son presentados en el Anexo 1.

b.2. *Andean Biotic Index* (ABI)

El *Andean Biotic Index*, cuya traducción al castellano es «índice biótico andino», es una adaptación del índice biótico BMWP británico realizada por Acosta *et al.* (2009) y revisada por Ríos-Touma *et al.* (2014) para evaluar la calidad biótica de arroyos y ríos andinos de

Perú y Ecuador, ubicados por encima de los 2000 m. Se decidió emplear este índice para las quebradas y ríos del sector andino en el gradiente altitudinal evaluado. El detalle de los puntajes asignados a las familias que integran este índice y el criterio para establecer la calidad biótica del agua son presentados en el Anexo 1.

b.3. Índice biótico de familia (IBF)

El índice biótico de familia es un índice biótico propuesto por Hilsenhoff en los Estados Unidos de América en 1988 y surge como una adaptación del índice biótico de contaminación orgánica propuesto por el mismo autor el año anterior (Hilsenhoff 1988). En Chile ha sido empleado en estudios de calidad de agua en la zona sur (Figuroa *et al.* 2003, 2007); sin embargo, para el presente estudio se empleará la adaptación de Barbour *et al.* (1999) por incluir un mayor número de familias que la adaptación chilena. Se decidió emplear este índice para todas las quebradas y ríos del gradiente altitudinal evaluado. El detalle de los puntajes asignados a las familias que integran este índice y el criterio para establecer la calidad del agua son presentados en el Anexo 1.

2.4 SUSTRATOS ARTIFICIALES Y PAQUETES DE HOJAS

Uno de los mayores problemas para el muestreo de macroinvertebrados es localizar y muestrear hábitats ecológicamente comparables expuestos y no expuestos a un determinado factor o variable de estudio, tal como podría ser *estrés por contaminación* (Czerniawska-Kusza 2004). Un planteamiento que puede dar solución a este problema es la realización de un muestreo estandarizado que reduzca la variabilidad entre las muestras, lo cual puede ser alcanzado mediante el uso de sustratos artificiales (Silveira y Queiroz 2006). Esta propuesta viene presentando buenos resultados para la evaluación de calidad de agua en ambientes naturales (Nelson 2000; Jesus *et al.* 2001; Holmes *et al.* 2005; Wantzen y Pinto-Silva 2006) y también ha sido aplicado en estanques de cultivo de peces (Queiroz *et al.* 2007).

Los sustratos artificiales son instrumentos de muestreo hechos de material natural o artificial de diferente composición y configuración que son colocados en el fondo de los ambientes acuáticos durante un tiempo predeterminado para facilitar la colonización de comunidades nativas de macroinvertebrados (Klemm *et al.* 1990). Entre los diversos tipos de sustratos artificiales se tienen: a) bolsas de nylon con sustrato natural (piedra u hojas);

b) placas múltiples; c) canastas de espera; y d) botellas PET (Volkmer-Ribeiro *et al.* 2004). En el caso de las placas múltiples (*multiple-plate sampler*) y canastas de espera (*basket sampler*) existen protocolos estandarizados muy difundidos, especialmente en Estados Unidos (APHA 2017), ya que ambos métodos vienen siendo usados desde la década de 1960 (Hester y Dendy 1962; Mason *et al.* 1967).

Las principales ventajas de un sustrato artificial son su facilidad para ser usados en cualquier tipo de ecosistemas acuáticos y estandarizar el esfuerzo de muestreo, reduciendo así la variabilidad asociada al muestreo con redes de mano (Hellawell 1986), además de ser de fácil construcción y uso (Czerniawska-Kusza 2004); por otro lado, hay que tener en cuenta algunas desventajas como son la propensión a ser dañados o perderse en las crecientes (Lamotte y Bourliere 1971; De Pauw *et al.* 1986; Campaioli *et al.* 1994), la necesidad de visitar dos veces el sitio de muestreo (Czerniawska-Kusza 2004) y su naturaleza selectiva que excluye a algunos taxa que no podrían colonizarlo (Silveira y Queiroz 2006; Di Sabatino *et al.* 2014).

Si bien es cierto que se tienen registros de experimentos de colonización con sustratos artificiales con fines de monitoreo desde la década de 1980 (Rosenberg y Resh 1982), la mayoría de estos han sido desarrollados en Estados Unidos con dispositivos especiales de muestreo (p. ej. *multiplate samplers*) y recién en las últimas dos décadas con paquetes de hojas. En los países latinoamericanos también se han realizado algunos estudios de experimentos de colonización con sustratos artificiales, aunque ninguno con fines de monitoreo o vigilancia ambiental; uno de ellos se realizó en el Cerrado brasileño, que encontró que los sustratos artificiales de naturaleza orgánica son más eficientes que los sustratos inorgánicos para la colonización por macroinvertebrados (Santos *et al.* 2016), y otros dos en el Perú, que evaluaron la respuesta de los macroinvertebrados a los impactos que ocurren en cuerpos de agua próximos a la carretera interoceánica sur (Barra 2015; Pinto 2018; Sweeney *et al.* 2020). La mayoría de estudios publicados que han empleado los paquetes de hojas u hojarasca en Latinoamérica fueron desarrollados para evaluar la tasa de descomposición de la hojarasca de especies nativas y exóticas, encontrándose resultados muy variables como una mayor descomposición en las especies nativas de Chile central (Valdovinos 2001) o una inexistencia de diferencias significativas entre especies nativas y exóticas del piedemonte de las yungas argentinas (Fernández y Aragón 2014) y de diferentes regiones de Colombia (Eyes-Escalante *et al.* 2012; Rubio-M *et al.* 2016).

Los principales hallazgos que se tienen hasta el momento en experimentos con paquetes de hojas son los siguientes: (1) los macroinvertebrados que se desarrollan bajo estas condiciones responden a la variación espacial y estacional (Carvalho y Uieda 2009); (2) presentan un tiempo de colonización óptimo en torno a los 21 a 30 días (Carvalho y Uieda 2004, 2006; Jesus *et al.* 2001); (3) pueden presentar una dinámica de colonización similar a la del sustrato natural (Carvalho *et al.* 2008) o no (Di Sabatino *et al.* 2014); y (4) han respondido a impactos ambientales sobre la alteración física de los ecosistemas acuáticos (Holmes *et al.* 2005); y (5) la urbanización genera fuertes efectos negativos sobre el proceso de degradación natural de las hojas dentro de los paquetes. Estos hallazgos llevaron a pensar que también podrían obtenerse resultados exitosos en ecosistemas acuáticos continentales peruanos con fines de vigilancia ambiental ciudadana.

2.5 CARRETERA INTEROCEÁNICA SUR DEL PERÚ

La carretera interoceánica sur del Perú forma parte de la Iniciativa para la Integración de la Infraestructura Regional Sudamericana (IIRSA), un plan de desarrollo regional que nace el 2000 en Brasilia, durante la Primera Reunión de Presidentes Suramericanos. Esta iniciativa involucra a doce países suramericanos con la finalidad de promover el desarrollo de proyectos de integración en el ámbito de transportes, energía y comunicaciones (IIRSA 2020).

En el caso del Perú, IIRSA contempla la construcción de tres ejes viales: i) IIRSA norte, que unirá a Paita con Yurimaguas vía terrestre y a esta última con la costa atlántica brasileña mediante una hidrovía, ii) IIRSA centro, que conectará el Callao con Pucallpa y finalmente con Cruzeiro do Sul y iii) IIRSA sur, que une los puertos de Marcona, Matarani e Ilo con la ciudad fronteriza de Iñapari hasta llegar a Rio Branco (MTC 2015). Este último eje vial, que hasta la fecha es el único terminado, es también conocido como corredor vial interoceánico sur, carretera interoceánica sur o simplemente *carretera interoceánica*.

La *carretera interoceánica* contempló la construcción de cinco tramos en el territorio peruano; sin embargo, solo los tramos 1, 2 y 3 están involucrados en el presente estudio. Estos tres tramos, son los siguientes:

- Tramo 1: San Juan de Marcona – Urcos. Tiene una longitud de 757 km y cruza los departamentos de Ica, Ayacucho, Apurímac y Cusco. De este tramo se evaluó solo Cusco – Urcos.
- Tramo 2: Urcos – Inambari (puente Inambari). Tiene una longitud de 300 km y cruza los departamentos Cusco y Madre de Dios. Se abarcó la totalidad del tramo.
- Tramo 3: Inambari (puente Inambari) – Iñapari. Tiene una longitud de 403 km y solo cruza el departamento de Madre de Dios. De este tramo se evaluó solo Puente Inambari – Madre de Dios.

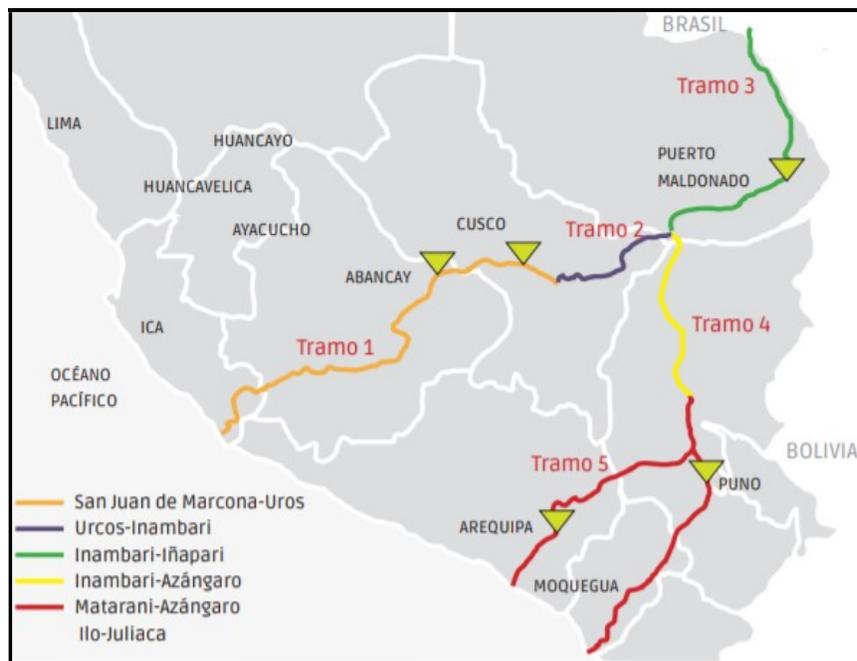


Figura 1: Tramos que conforman la carretera interoceánica sur
Fuente: CAF (2013).

Esta carretera fue inaugurada por el presidente Alan García el 22 de diciembre de 2010, después de haberse asfaltado el último kilómetro de carretera en el sector Marcapata (RPP 2010). Desde Cusco hasta Puerto Maldonado hay un total de 539 km de carretera, la cual comprende parte del tramo 1, la totalidad del tramo 2 y parte del tramo 3 (Figura 2). En

este recorrido se pasa por varios pisos altitudinales siendo el punto más alto el abra Cuyuni (4185 m) en el distrito de Ccatcca, provincia de Quispicanchis, departamento de Cusco.

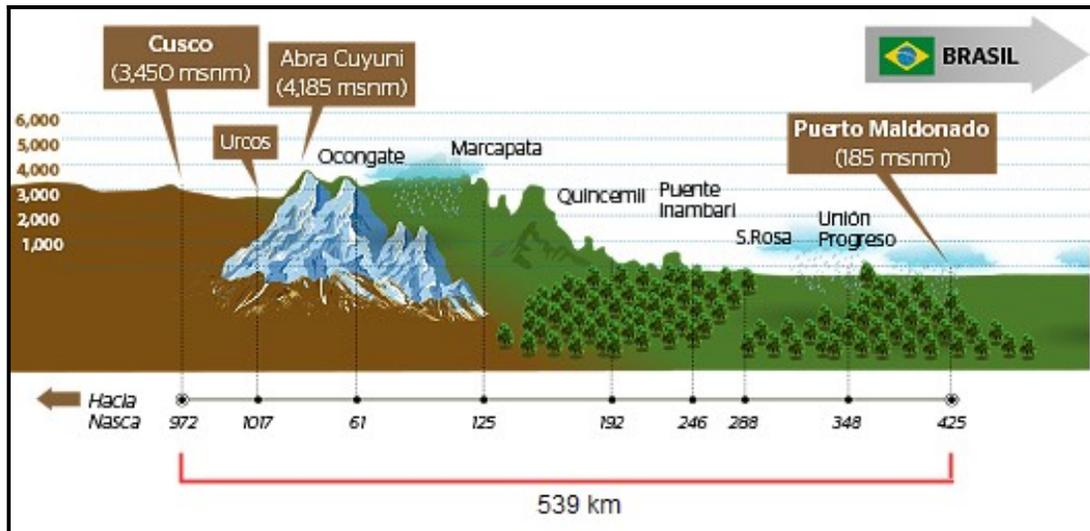


Figura 2: Tramo Cusco - Puerto Maldonado de la carretera interoceánica sur
Fuente: León (2010).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se ubica en el sur del Perú, en los departamentos de Cusco y Madre de Dios, abarcando parte de las cuencas hidrográficas de los ríos Urubamba, Inambari y Tambopata, las cuales pertenecen a la región hidrográfica del Amazonas, la más extensa de las tres regiones hidrográficas del Perú¹. Esta zona se encuentra atravesada por la cadena oriental del sector central de los andes peruanos, la cual se extiende entre el nudo de Vilcanota (sur) y el nudo de Pasco (norte) y divide el área de estudio en dos sectores bien diferenciados: i) **sector andino**, ubicado al oeste, que involucra a las quebradas de mayor altitud, ubicadas en la cuenca del río Urubamba y ii) **sector amazónico**, ubicado al este, que involucra a las quebradas de menor altitud, ubicadas en las cuencas de los ríos Inambari y Tambopata (Figura 3).

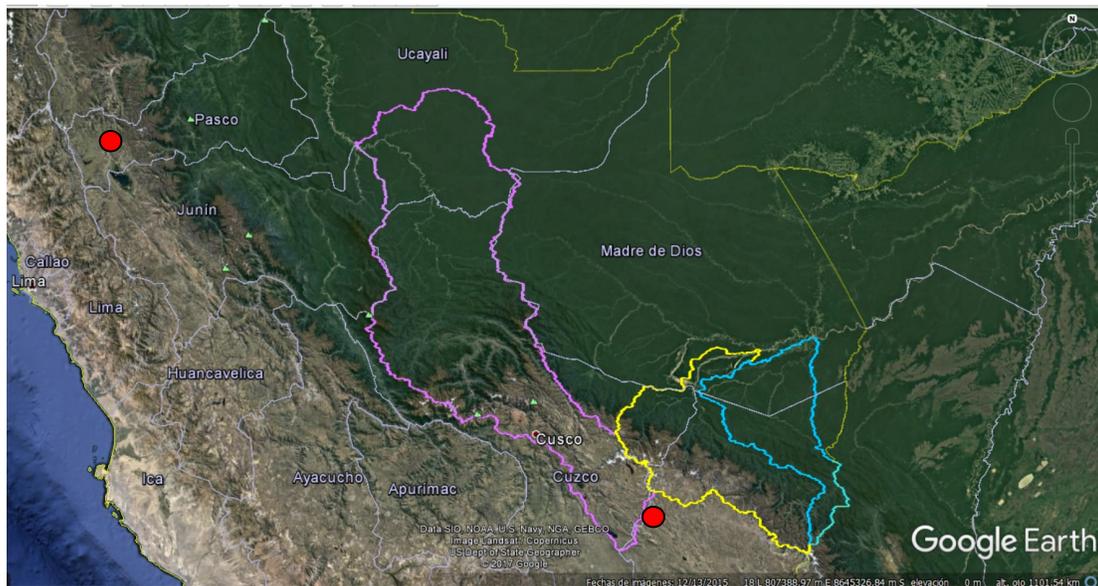


Figura 3: Área de estudio donde se delimitan las cuencas de los ríos Urubamba (lila), Inambari (amarillo) y Tambopata (celeste), Cusco – Madre de Dios, 2013

¹ En el Perú se distinguen tres regiones hidrográficas: Pacífico, Titicaca y Amazonas.

3.2 GRADIENTE ALTITUDINAL

El gradiente altitudinal evaluado (217 - 4406 m) comprendió diferentes niveles o pisos altitudinales en los dos sectores de estudio. Por un lado, según la clasificación de las ocho regionales naturales del Perú de Pulgar Vidal (1996) en Britto (2017), estos pisos altitudinales corresponden a tres regiones naturales en el sector amazónico (selva baja, selva alta y yunga fluvial) y tres en el sector andino (quechua, puna y suni). Por otro lado, teniendo en cuenta la clasificación de Brack (1986) en Reynel *et al.* (2013), los pisos altitudinales corresponden a las dos ecorregiones en el sector amazónico (selva baja y selva alta) y dos en el sector andino (puna y serranía esteparia). Ambas propuestas de clasificación para los pisos altitudinales son presentadas en la Tabla 3.

Tabla 3: Clasificación de las estaciones de muestreo del área de estudio por región natural o ecorregión, Cusco – Madre de Dios, 2013

N.º	Nombre de estación	Código	Altitud	Región natural	Ecorregión
Sector amazónico					
1	Maquisapayoc	MAQ	217	Selva baja u omagua (< 400 m)	Selva baja (100 - 800 m)
2	Libertad tributario	LIT	226		
3	Santa Rosa	ESR	309		
4	Mazuco abajo	MZK	356		
5	Puerto Mazuco	PMZ	321		
6	Puerto Mazuco tributario	PMT	326		
7	Limonchayoc	LIM	495	Selva alta o rupa rupa (400 - 1000 m)	
8	Limonchayoc arriba	LIA	598		
9	Chilimayo	CHI	762		
10	Yanamayo grande	YMG	756		
11	Chaupichaca	CHA	1500	Yunga fluvial (> 1000 m)	
Sector andino					
12	Mapacho arriba	MUA	4406	Puna (4000 - 4800 m)	Puna (> 3800 m)
13	Ajopampa	AJU	4271		
14	Jellopunco	JOL	4096		
15	Mapacho	MUP	3567	Suni o jalca (3500 - 4000 m)	Serranía esteparia (1000 - 3800 m)
16	Chacachimpa	CPA	3534		
17	Lucre	LUC	3141	Quechua (2300 - 3500 m)	
18	Lucre arriba	LUA	3259		
19	Huatanay	HUA	3307		

Fuente: Britto (2017) y Reynel *et al.* (2013).

Estas dos propuestas subdividen el gradiente altitudinal bajo diferentes criterios, sin embargo, una desventaja de la propuesta de las ocho regiones naturales (Pulgar Vidal 1987) es que su representación se hace bajo un corte transversal (oeste – este) del territorio peruano, lo que hace, por ejemplo, que las yungas marítimas (región hidrográfica del Pacífico) y fluviales (región hidrográfica del Pacífico) sean consideradas una misma región natural, cuando ambas son muy disímiles entre sí. Por esta razón, rescatando las similitudes entre ambas propuestas, se consideró más apropiado entender los pisos altitudinales involucrados en el estudio bajo el enfoque de ecorregiones, el cual se describe brevemente a continuación, tomando como base a Reynel *et al.* (2013).

3.2.1 Ecorregiones del sector amazónico

3.2.1.1 Selva baja (100 - 800 m, vertiente oriental de los Andes)

Se le denomina también bosque tropical amazónico. Consiste de una formación de bosque tropical húmedo con dosel cerrado, donde dominan árboles de gran tamaño que pueden alcanzar 2-3 m de diámetro y frecuentemente 30-40 m de altura, aunque también se pueden encontrar individuos de altitudes iguales o mayores a 50 m. La diversidad alfa y dinámica del bosque de este estrato registran niveles récord entre los biomas del planeta, presentando los mayores valores de especies por área, mortalidad, colonización y crecimiento de la biomasa forestal, lo cual ha sido dado a conocer en numerosos estudios.

Al interior de esta ecorregión existen diferentes formaciones ecológicas, entre ellas se tienen a las siguientes: i) bosques húmedos del Napo, ii) bosques húmedos del noreste, con influencia guayanense, iii) bosques inundables de la bajura del río Amazonas, el abanico hidrográfico del Pastaza y la depresión de Ucamara, iv) bosques húmedos de la sierra de Contamana, Contaya y Divisor, v) bosques húmedos de llanura del departamento de Madre de Dios, y vi) pacaes. Las estaciones de muestreo ubicadas en esta ecorregión pertenecerían a estas dos últimas formaciones ecológicas.

3.2.1.2 Selva alta (800 - 3800 m, vertiente oriental de los Andes)

Conocida también por el nombre de yungas o ceja de selva. En esta ecorregión consiste de bosques húmedos o subhúmedos, a lo largo de casi todo el estrato premontano y montano de la Amazonía andina, en un relieve colinoso a montañoso, en pendientes usualmente

fuertes. La cobertura forestal es densa a semidensa, con un dosel arbóreo cuyas alturas promedio fluctúan entre 9 y 25 m, aunque algunos árboles pueden alcanzar gran tamaño, hasta 40-45 metros de altura, y 2-3 m de diámetro.

En esta ecorregión se distinguen dos formaciones vegetales: i) bosque montano nublado (2000 - 3500 m) y ii) bosque premontano húmedo del flanco este (600 -2000 m). Las estaciones de muestreo ubicadas en esta ecorregión pertenecerían a esta última formación ecológica, que se caracteriza por ser una de las más dramáticamente alteradas por la presencia humana debido a su fácil accesibilidad y la presencia de suelos aptos para agricultura.

3.2.2 Ecorregiones del sector andino

3.2.2.1 Puna (> 3800 m, alturas andinas)

Se extiende desde el sur del paso de Porculla, en el departamento de Lambayeque, hasta la frontera con Bolivia y Chile. Es característico su clima gélido y el paisaje dominado por gramíneas como el ichu (*Stipa ichu*) y otras especies herbáceas y arbustivas. Aquí también se pueden encontrar árboles de queñua (*Polylepis* spp.) que forman bosques densos o semidensos, con un dosel de un solo estrato y árboles achaparrados, cuyos promedios de altura fluctúan entre 2 y 4 m y sus diámetros entre 20 y 50 cm, aunque algunos ejemplares pueden aproximarse al metro de diámetro.

Entre la fauna representativa de esta ecorregión se puede encontrar mamíferos como la vicuña (*Vicugna vicugna*), y especies de aves como el tijeral leonado (*Leptasthenura yanacensis*), el tijeral de ceja blanca (*Leptasthenura xenothorax*) y el pico de cono gigante (*Conirostrum binghami*).

3.2.2.2 Serranía esteparia (1000 - 3800 m, vertiente occidental de los Andes)

Se extiende desde el departamento de La Libertad (7°40' S), hasta el norte de Chile. Es un ambiente semiárido dominado por gramíneas y matorrales. Se observan esporádicamente árboles como la tara (*Caesalpinia spinosa*), el mutuy (*Senna birostris*) y el huaranhuay (*Tecoma sambucifolia*). Dentro de la fauna silvestre, mamíferos como el guanaco (*Lama guanicoe*), el zorro andino (*Pseudalopex culpaeus*), el puma (*Puma concolor*), el venado gris (*Odocoileus virginianus*), y aves como el cóndor (*Vultur gryphus*).

En esta ecorregión se distinguen al menos tres formaciones ecológicas: i) bosque tropical estacionalmente seco, ii) bosques subxerófilos relictuales del flanco oeste y iii) bosques montanos nublados del noroeste. Las estaciones de muestreo ubicadas en esta ecorregión pertenecerían a la primera formación ecológica, que se caracteriza por ciertos parámetros bioclimáticos como temperatura anual promedio mayor a 20°C y precipitación total anual promedio menor a 1600 mm, incluyendo un período de por lo menos 5-6 meses con menos de 100 mm de lluvia.

3.3 ESTACIONES DE MUESTREO

Se seleccionaron 19 quebradas cercanas a la carretera interoceánica, vía que fue empleada como transecto, en el tramo entre las ciudades de Cusco y Puerto Maldonado. En cada una de ellas se realizó una evaluación visual del lugar para determinar su condición de control o impactada. Las quebradas consideradas control se caracterizaron por carecer de actividades antropogénicas en sus alrededores o tener un impacto muy reducido sobre la calidad del agua. Las quebradas consideradas impactadas se caracterizaron por estar afectadas por diversas actividades antropogénicas en sus alrededores, identificándose entre ellas urbanización, ganadería, agricultura y minería artesanal. La ubicación de las 19 quebradas elegidas para la presente evaluación es presentada a continuación (Tabla 4 y Figura 4).

Tabla 4: Estaciones de muestreo establecidas en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013

N.º	Departamento	Cuenca	Nombre de estación de muestreo	Código	Coordenadas UTM		Altitud (m)
					Datum: WGS 84		
					Zona: 19 L		
					Este	Norte	
Sector amazónico							
1	Madre de Dios	Tambopata	Maquisapayoc	MAQ	452828	8593468	217
2			Libertad tributario	LIT	412744	8576510	226
3		Inambari	Santa Rosa	ESR	360374	8570236	309
4			Mazuco abajo	MZK	351789	8551660	356
5			Puerto Mazuco	PMZ	349284	8552641	321
6			Puerto Mazuco tributario	PMT	349245	8552634	326
7	Cusco	Inambari	Limonchayoc	LIM	324364	8541785	495
8			Limonchayoc arriba	LIA	316511	8540058	598
9			Chilimayo	CHI	306018	8532860	762
10			Yanamayo grande	YMG	306702	8531031	756
11			Chaupichaca	CHA	294559	8510742	1500
Sector andino							
12	Cusco	Urubamba	Mapacho arriba	MUA	266735	8491856	4406
13			Ajopampa	AJU	263660	8495804	4271
14			Jellopunco	JOL	259916	8494923	4096
15			Mapacho	MUP	242306	8490817	3567
16			Chacachimpa	CPA	240371	8492985	3534
17			Lucre	LUC	204324	8491350	3141
18			Lucre arriba	LUA	201175	8488981	3259
19			Huatanay	HUA	181569	8501152	3307

3.3.1.1 Quebrada Maquisapayoc

Esta estación se ubicó en la quebrada Maquisapayoc (referencia: km 395,5 carretera interoceánica - tramo 3), al final de una carretera vecinal con dirección sur, en las cercanías del caserío Las Mercedes, aproximadamente a 31 km al suroeste de Puerto Maldonado. Esta quebrada no aparece en las cartas nacionales, sin embargo, por su ubicación pertenecería a la microcuenca de la quebrada Chonta, la cual es un afluente del río Tambopata por su margen izquierdo. Sus aguas fueron claras y su lecho color ocre por la presencia de arcillas de ese color. El ancho de la quebrada apenas superó el metro y su profundidad no fue mayor a 10 cm². La vegetación ribereña presentó una importante proporción de arbustos y hierbas, siendo los árboles menos frecuentes por la deforestación realizada para fines de pastoreo. En los alrededores de este cuerpo de agua, en un radio de 100 m del sitio de muestreo, se observaron algunas viviendas, desarrollo de ganadería bovina y crianza de aves de corral, lo que la catalogó como una estación impactada.



Figura 5: Quebrada Maquisapayoc, Madre de Dios - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)

3.3.1.2 Quebrada Libertad tributario

Esta estación se ubicó en una quebrada sin nombre (km 350 carretera interoceánica - tramo 3), aproximadamente a 2,6 km al este del caserío Unión Progreso y a 75 km al suroeste de Puerto Maldonado. Esta quebrada no aparece en las cartas nacionales, sin embargo, por su

² Para la descripción de esta y las siguientes quebradas, se consideró el ancho y la profundidad de la sección empleada para el cálculo de caudal por el método del flotador por lo que no necesariamente corresponderán con las dimensiones que aparecen en las fotos.

ubicación sería un afluente de la quebrada Libertad, la cual es un afluente por la margen izquierda de la quebrada Yarinal, y esta última, un afluente del río Malinowski por su margen izquierda. Sus aguas fueron claras y su lecho estuvo conformado por canto rodado consolidado, de color verdoso, y abundante presencia de ramas, troncos y hojas. El ancho de la quebrada fue de aproximadamente 1,8 m y su profundidad cercana a los 20 cm. La vegetación ribereña presentó una dominancia de árboles y arbustos, siendo las hierbas menos frecuentes. En el momento del muestreo, la zona no mostró grandes áreas deforestadas, encontrándose aún fajas boscosas bastante anchas a ambos márgenes de la quebrada lo que permitió caracterizarla como una estación control.



Figura 6: Quebrada Libertad tributario, Madre de Dios - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)

3.3.1.3 Quebrada Santa Rosa

Esta estación se ubicó en la quebrada Santa Rosa (km 287,5 carretera interoceánica - tramo 3), aproximadamente a 1,8 km al este del centro poblado del mismo nombre y a 21 km al noreste de Mazuco. Esta quebrada se une a otra quebrada de similar extensión y forman un afluente del río Inambari por su margen derecha. Sus aguas fueron claras y su lecho estuvo conformado por sustratos de diferente tamaño (grava, canto rodado y bloque) y algunas ramas y hojas muy dispersas. El ancho de la quebrada fue de aproximadamente 0,5 m y su profundidad menor a 10 cm. La vegetación ribereña presentó una dominancia de árboles y arbustos, siendo las hierbas menos frecuentes. En el momento del muestreo, se observaron signos de deforestación en los alrededores, especialmente en la margen izquierda del río; sin embargo, aún fue posible encontrar sectores con importante vegetación ribereña en ambas márgenes, lo que permitió calificarla como estación control.



Figura 7: Quebrada Santa Rosa, Madre de Dios - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)

3.3.1.4 Mazuco abajo

Esta estación se ubicó en una quebrada sin nombre (referencia: km 261 carretera interoceánica - tramo 3) que cruza el pueblo de Mazuco. Esta quebrada no aparece en las cartas nacionales, sin embargo, por su ubicación sería un afluente de la quebrada Seca, la cual se une a la quebrada Chiforongo para conformar un afluente del río Inambari por su margen derecha. Sus aguas presentaron un nivel de turbidez notable y su lecho estuvo dominado por canto rodado y bloques. El ancho de la quebrada fue de aproximadamente 1 m y su profundidad de 10 cm. La zona ribereña se presentó erosionada y con escasa vegetación, siendo esta reducida a solo algunas hierbas y arbustos. En el momento del muestreo se observaron impactos relacionados a la urbanización, como la ocupación de las zonas ribereñas y arrojado de residuos sólidos a la quebrada, lo que hizo que fuera considerada una estación impactada.



Figura 8: Quebrada Mazuco abajo, Madre de Dios - Perú, mayo 2013

3.3.1.5 Puerto Mazuco

Esta estación se ubicó en una quebrada sin nombre (referencia: km 261 carretera interoceánica - tramo 3), aguas arriba del caserío Puerto Mazuco, aproximadamente a 3 km al oeste de Mazuco. Esta quebrada es un tributario del río Inambari por su margen derecha. Sus aguas fueron claras, con un nivel mínimo de turbidez, y su lecho pedregoso, de color ocre por la presencia de arcillas en el fondo. El ancho de la quebrada fue de casi 2 m y su profundidad de poco más de 15 cm.; en él se observó una importante cantidad de hojas y ramas dispersas. La vegetación ribereña presentó una dominancia de árboles y arbustos, siendo las hierbas menos frecuentes. En el momento del muestreo, no se observaron casas aguas arriba, puesto que las actividades humanas se restringían aguas abajo en una franja ribereña muy estrecha del río Inambari, lo que hizo calificarla como una estación control.



Figura 9: Quebrada Puerto Mazuco, Madre de Dios - Perú, mayo 2013

3.3.1.6 Puerto Mazuco tributario

Esta estación se ubicó en una quebrada sin nombre (referencia: km 261 carretera interoceánica - tramo 3), la cual cruzaba el caserío Puerto Mazuco, aproximadamente a 3 km al oeste de la ciudad de Mazuco. Esta quebrada es un tributario del río Inambari por su margen derecha. Sus aguas fueron claras, con un nivel mínimo de turbidez, y su lecho se caracterizó por estar dominado por bloques y canto rodado. El ancho de la quebrada fue de casi 1,5 m y su profundidad de aproximadamente 15 cm. La zona ribereña presentó una importante cobertura arbórea y arbustiva en el margen izquierdo, mientras que en el margen derecho la vegetación se limitó a algunas hierbas. En el momento del muestreo se observaron impactos relacionados a la urbanización, evidenciado principalmente en el arrojado de residuos sólidos a la quebrada, lo que llevó a calificarla como una estación impactada.



Figura 10: Quebrada Puerto Mazuco tributario, Madre de Dios - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)

3.3.1.7 Limonchayoc

Esta estación se ubicó en la quebrada Limonchayoc o Huacyumbre (km 207 carretera interoceánica - tramo 2), aguas arriba del puente Limonchayoc, entre los caseríos Limonchayoc y Tigrimayo, aproximadamente a 15,5 km al noreste de Quincemil. Esta quebrada es un tributario del río Nusiniscato por su margen derecha, el cual a su vez es tributario del río Araza por su margen izquierda. Sus aguas fueron muy turbias y su lecho se caracterizó por estar dominado por bloques y canto rodado. El ancho de la quebrada fue de aproximadamente 10 m y su profundidad de poco más de 40 cm. En ambas márgenes, la

vegetación ribereña estuvo dominada por una densa cobertura arbórea y una proporción menor de arbustos y hierbas. La zona de muestreo se encontró aguas abajo de un área de explotación minera aurífera artesanal informal (SPDA 2014; Arcos y Calderón 2019), por lo que fue clasificada como una estación impactada.



Figura 11: Quebrada Limonchayoc, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)

3.3.1.8 Limonchayoc arriba

Esta estación se ubicó en la quebrada Limonchayoc o Huacyumbre (km 199 carretera interoceánica - tramo 2), aguas arriba del puente Palccamayo, entre los caseríos Pipitayoc y Palccamayo, aproximadamente a 7,5 km al este de Quincemil. Esta quebrada es un tributario del río Nusiniscato por su margen derecha, el cual a su vez es tributario del río Araza por su margen izquierda. Sus aguas fueron muy turbias y su lecho se caracterizó por estar dominado por bloques y canto rodado. El ancho de la quebrada fue de casi 6 m y su profundidad de 25 cm. En ambos márgenes, la vegetación ribereña estuvo dominada por una densa cobertura arbórea y una proporción menor de arbustos y hierbas. La zona de muestreo se encontró aguas abajo de un área de explotación minera aurífera artesanal (Arcos y Calderón 2019), muy conocida por tener un buen contenido de oro (IMA-CBC 2007), por lo que fue considerada una estación impactada.



Figura 12: Quebrada Limonchayoc arriba, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)

3.3.1.9 Chilimayo

Esta estación se ubicó en la quebrada Chilimayo (km 185 carretera interoceánica - tramo 2), en una zona boscosa muy alejada de los caseríos, a casi 1,5 km aguas arriba del puente Oroya, aproximadamente a 5,4 km al suroeste de Quincemil. Esta quebrada es un tributario del río Araza por su margen izquierda. Sus aguas fueron muy claras y su lecho se caracterizó por tener un sustrato muy heterogéneo, conformado por rocas, bloques, canto rodado y elementos más finos. El ancho de la quebrada fue de poco más de 2 m y su profundidad de aproximadamente 20 cm. En ambas márgenes, la vegetación ribereña estuvo dominada por una densa cobertura arbórea, que generó bastante sombra, y una proporción menor de arbustos y hierbas. De acuerdo con lo observado, esta zona fue el sitio de muestreo mejor preservado, siendo clasificada como una estación control.

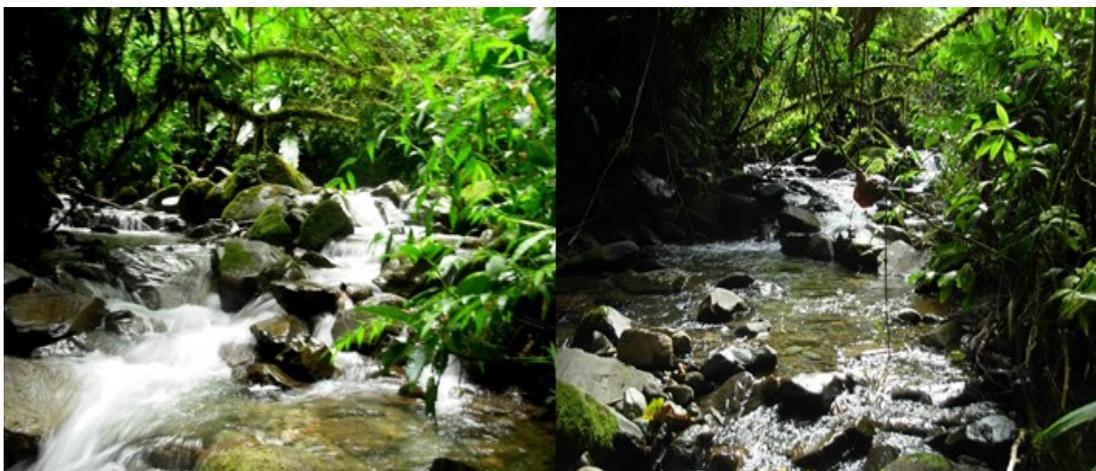


Figura 13: Quebrada Chilimayo, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)

3.3.1.10 Yanamayo grande

Esta estación se ubicó en la quebrada Yanamayo grande (km 182,5 carretera interoceánica - tramo 2), aguas arriba del puente del mismo nombre, aproximadamente a 6,4 km al este de Quincemil. Esta quebrada es un tributario del río Araza por su margen derecha. Sus aguas fueron muy claras y su lecho se caracterizó por tener un sustrato muy heterogéneo, conformado por rocas, bloques, canto rodado y elementos más finos. El ancho de la quebrada fue de casi 7 m y su profundidad cercana a los 25 cm. En ambas márgenes, la vegetación ribereña estuvo dominada por una densa cobertura arbórea, que generó una importante área de sombra, y una proporción menor de arbustos y hierbas. La zona de muestreo se encontró muy alejada de los caseríos más próximos, Yanamayo chico y Yanamayo grande, y presentaba acceso al bosque tanto aguas arriba como aguas abajo, por lo que fue considerada una estación control.



Figura 14: Quebrada Yanamayo grande, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)

3.3.1.11 Chaupichaca

Esta estación se ubicó en la quebrada Chaupichaca (km 153 carretera interoceánica - tramo 2), aguas arriba del puente Chaupichaca, entre los caseríos Chaupichaca y Mamabamba, aproximadamente a 16 km al noreste de Marcapata. Esta quebrada es un tributario del río Araza por su margen izquierda. Sus aguas fueron muy claras y su lecho se caracterizó por tener un sustrato muy heterogéneo, aunque poco consolidado, conformado por rocas, bloques, canto rodado y elementos más finos. El ancho de la quebrada fue de poco más de 2 m y su profundidad de aproximadamente 25 cm. En ambas márgenes, la vegetación

ribereña estuvo dominada por una densa cobertura arbórea y una proporción menor de arbustos y hierbas. La zona de muestreo se encontró aguas abajo de una zona de pendiente pronunciada donde se practica la agricultura, para la cual se estarían empleando pesticidas.



Figura 15: Quebrada Chaupichaca, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)

3.3.2 Estaciones de muestreo en el sector andino

En este sector se evaluaron ocho estaciones de muestreo ubicadas en la cuenca del río Urubamba, en un gradiente altitudinal entre 3141 y 4406 m, en el departamento de Cusco. Se evaluaron ocho estaciones de muestreo distribuidas en dos subcuencas: i) subcuenca Huatanay, en la cual se evaluaron tres estaciones de muestreo, y ii) subcuenca Mapacho, en la cual se evaluaron cinco estaciones de muestreo. A continuación, se describen las características de las estaciones de muestreo del sector andino observadas al principio de la evaluación.

3.3.2.1 Mapacho arriba

Esta estación se ubicó en la quebrada Yanacancha (km 88 carretera interoceánica - tramo 2), aguas arriba del centro poblado del mismo nombre, aproximadamente a 25 km al este de Ocongate. Esta quebrada adopta el nombre de Tinquimayo después de recibir el aporte de la quebrada Mallma o Ajopampa, para convertirse más adelante en la quebrada Mapacho. Sus aguas fueron de color blanco a gris por la gran cantidad de sólidos suspendidos y su lecho se caracterizó por tener un sustrato muy heterogéneo, conformado principalmente por bloques, canto rodado y elementos más finos. El color de sus aguas,

muy probablemente se debería a arcillas blancas que son arrastradas desde las partes más altas, dado que arcillas de esas características ya han sido descritas en la composición geológica de Ocongate (Audebaud 1973). El ancho de la quebrada fue de casi 4,5 m y su profundidad de aproximadamente 20 cm. En ambos márgenes, la vegetación ribereña estuvo dominada por césped de puna. La zona de muestreo se encontró alejada de los principales centros urbanos, siendo Yanacancha, ubicado aguas arriba, el centro poblado más próximo con no más de 50 familias. Esta estación fue considerada como control.

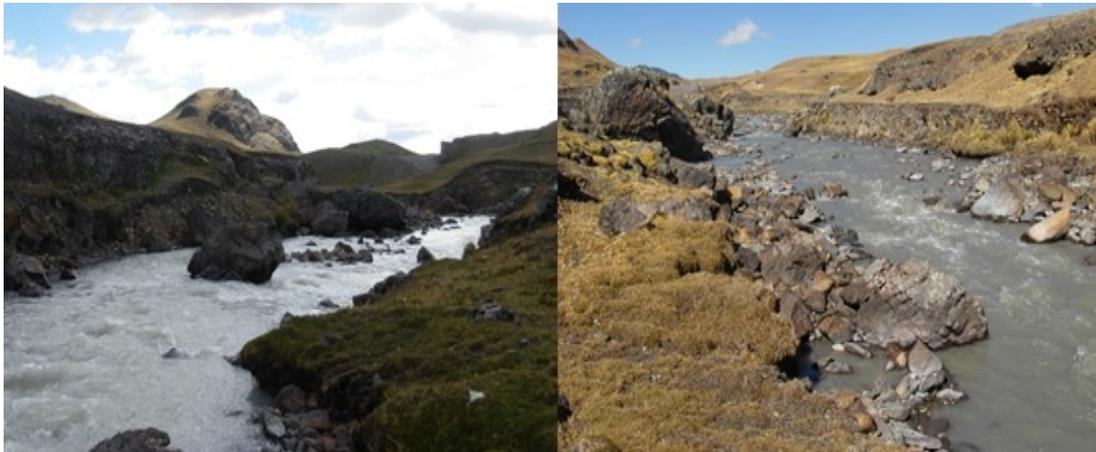


Figura 16: Quebrada Yanacancha, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)

3.3.2.2 Ajopampa

Esta estación se ubicó en la quebrada Mallma o Ajopampa (referencia: km 82 carretera interoceánica - tramo 2), a 90 m aguas abajo de la salida de la laguna Ampatune, aproximadamente a 2,7 km al noreste del centro poblado Mallma y a 22 km al este de Ocongate. Esta quebrada, al juntarse con la quebrada Yanacancha adopta el nombre de Tinquimayo, para convertirse más adelante en la quebrada Mapacho. Sus aguas fueron muy claras y su lecho se caracterizó por ser muy pedregoso, dominado por bloques y canto rodado. El ancho de la quebrada fue de casi 6 m y su profundidad de aproximadamente 15 cm. En ambos márgenes, la vegetación ribereña estuvo dominada por césped de puna. En los alrededores de la zona de muestreo se observó algunos pocos camélidos alimentándose, sin embargo, por las condiciones de conservación del paisaje se la consideró una estación control.



Figura 17: Quebrada Ajopampa, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)

3.3.2.3 Jellopunco

Esta estación se ubicó en la quebrada Jellopunco (km 79 carretera interoceánica - tramo 2), aguas arriba del centro poblado Mahuayani, aproximadamente 18 km al este de Ocongate. Esta quebrada es un afluente por la margen derecha de la quebrada Tinquimayo, la cual pertenece a la cuenca del río Araza. Sus aguas fueron muy claras y su lecho se caracterizó por tener un sustrato muy heterogéneo, conformado principalmente por roca, bloques y canto rodado. El ancho de la quebrada fue de casi 3 m y su profundidad de aproximadamente 30 cm. En ambos márgenes, la vegetación ribereña estuvo dominada por césped de puna y pastos de bajo porte (*ichu*). Esta estación fue considerada como control.



Figura 18: Quebrada Jellopunco, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)

3.3.2.4 Mapacho

Esta estación se ubicó en el río Mapacho (km 58 carretera interoceánica – tramo 2), en cuyo margen derecho se extienden de forma continua el pueblo de Ocongate y el caserío Hueccouno, aproximadamente 26,5 km al este de Urcos. Esta quebrada se dirige al noroeste y adoptará el nombre de Paucartambo al pasar por dicha ciudad. Sus aguas fueron ligeramente turbias y su lecho se caracterizó por tener un sustrato muy heterogéneo, conformado principalmente por bloques y canto rodado. El ancho de la quebrada fue de casi 12 m y su profundidad de poco más de 60 cm. En ambos márgenes, la vegetación ribereña estuvo dominada por pastos y eucaliptos. La zona de muestreo se encontró aguas abajo de un amplio valle agrícola entre los pueblos de Ocongate y Tinke o Tinki, y aguas más arriba, en dirección al nevado Ausangate, se conoce de la existencia de un gran número de concesiones para minería artesanal para explotar los yacimientos auríferos de la zona (Mendoza *et al.* 2014; Salas y Diez 2018), lo que llevó a considerarla una estación impactada.



Figura 19: Quebrada Mapacho, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)

3.3.2.5 Chacachimpa

Esta estación se ubicó en la quebrada Lluncahuayjo (km 54 carretera interoceánica – tramo 2), en cuya margen derecha se encuentra una extensa área agrícola contigua al centro poblado Chacachimpa, aproximadamente 25 km al este de Urcos. Esta quebrada es un afluente por la margen izquierda de la quebrada Mapacho, la cual se dirige al noroeste y adopta el nombre de Paucartambo al pasar por la ciudad homónima. Sus aguas fueron muy

claras y su lecho se caracterizó por tener un sustrato muy heterogéneo, conformado principalmente por bloques y canto rodado. El ancho de la quebrada fue de casi 3,5 m y su profundidad de aproximadamente 20 cm. En ambas márgenes la vegetación ribereña estuvo dominada por pastos y eucaliptos. La zona de muestreo se encontró aguas abajo de un valle agrícola angosto pero muy extenso, en el cual existen caseríos que se dedican a la agricultura y ganadería, lo que hizo considerarla una estación impactada.



Figura 20: Quebrada Chacachimpa, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)

3.3.2.6 Lucre

Esta estación se ubicó en la quebrada Lucre (referencia: km 997 carretera interoceánica – tramo 1), aguas abajo del pueblo del mismo nombre, aproximadamente 30 km al este de Cusco. Esta quebrada es un afluente por la margen derecha de la quebrada Huatanay, la cual se dirige al noroeste para unirse al río Vilcanota. Sus aguas fueron claras y su lecho se caracterizó por tener un sustrato poco heterogéneo, dominado principalmente por bloques y canto rodado. El ancho de la quebrada fue de casi 4,5 m y su profundidad de poco más de 15 cm; en toda la superficie se observó una gran cantidad de algas filamentosas e importante cantidad de residuos sólidos. En ambas márgenes, la vegetación ribereña estuvo dominada por pastos y arbustos. La zona de muestreo se encontró aguas arriba del humedal Lucre – Huacarpay, uno de los 13 sitios designados como Humedales de Importancia Internacional en el Perú (RSIS 2006), y aguas abajo del pueblo de Lucre, un centro urbano que al 30 de junio de 2014 contaba con una población estimada de 3111 habitantes (INEI 2014), haciéndose evidentes los impactos que la urbanización genera sobre los cuerpos de agua, citándose entre los más importantes la canalización del cauce, la inadecuada

disposición de residuos sólidos y otros derivados de la agricultura. Estas condiciones llevaron a considerarla como una estación impactada.



Figura 21: Quebrada Lucre, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)

3.3.2.7 Lucre arriba

Esta estación se ubicó en la quebrada Lucre (km 997 carretera interoceánica – tramo 1), aguas arriba del pueblo del mismo nombre, aproximadamente a 28,5 km al sureste de Cusco. Esta quebrada es un afluente por la margen derecha de la quebrada Huatanay, la cual se dirige al noroeste para unirse al río Vilcanota. Sus aguas fueron muy claras y su lecho se caracterizó por tener un sustrato muy heterogéneo, conformado principalmente por rocas, bloques y canto rodado. El ancho de la quebrada fue de casi 4 m y su profundidad de aproximadamente 30 cm. En ambas márgenes, la vegetación ribereña estuvo conformada por pastos, arbustos y árboles (eucaliptos y otros) en similar proporción. La zona de muestreo se encontró en un sector muy angosto del valle de la quebrada Lucre, donde se presumía nula o inexistente presencia humana; sin embargo, se encontraron actividades agrícolas, frascos de agroquímicos y abundancia de algas en el cauce. Pese a estas características, se le consideró una estación control para el diseño de estudio, dada su ubicación aguas arriba del pueblo.



Figura 22: Quebrada Lucre arriba, Cusco - Perú, 2013. Izquierda (mayo). Derecha (julio)

3.3.2.8 Huatanay

Esta estación se ubicó en el río Huatanay (referencia: km 973 carretera interoceánica – tramo 1), aguas arriba del puente ubicado al final de la Av. Velasco Astete en la ciudad del Cusco. Este río aguas más abajo recibe las aguas del río Lucre, para después fluir en dirección norte y formar el río Vilcanota. Sus aguas fueron muy turbias y su lecho se caracterizó por estar muy alterado, conteniendo un sustrato poco consolidado de roca, bloques y canto rodado. El ancho del río fue de poco más de 9 m y su profundidad de casi 20 cm. En ambas márgenes, la vegetación ribereña estuvo restringida a pastos escasos y dispersos, bastante reducida por la construcción de viviendas y estructuras de defensa ribereñas (gaviones). La zona de muestreo se encontró dentro de una metrópoli de una población estimada de 413 006 habitantes al 30 de junio de 2013 (INEI 2013), la séptima más poblada del país, observándose en ella los impactos que la urbanización genera. Entre estos impactos se identificaron alteración del cauce del río, erosión de las zonas ribereñas, inadecuada disposición de residuos sólidos e impactos derivados de la agricultura, los que permitieron catalogarla como la estación más impactada del área de estudio.



Figura 23: Quebrada Huatanay, Cusco-Perú, agosto 2013

3.4 ESTIMACIÓN DEL NIVEL DE IMPACTO

El nivel de impacto fue estimado a través de observaciones de alteración del hábitat en un radio de 1 km del cuerpo de agua. Para ello se adaptó una escala de niveles de perturbación propuesta por Von Ellenrieder (2007) obteniéndose las siguientes categorías:

- a. Nivel 1 (control): estación ubicada en una zona sin aparente actividad antropogénica, con una amplia franja ribereña, y si estuvo próxima a algún asentamiento humano, se encontró aguas arriba.
- b. Nivel 2 (poco impactado): estación ubicada aguas abajo de un determinado impacto, pero con una franja ribereña estrecha y bien conservada, cauce poco alterado y sustrato heterogéneo.
- c. Nivel 3 (impactado): estación ubicada aguas abajo de un determinado impacto, donde se observó una reducida cobertura ribereña (si la tuvo, principalmente parches), cauce alterado y sustrato poco heterogéneo.
- d. Nivel 4 (muy impactado): estación ubicada aguas abajo de un determinado impacto, donde se observó una ribera casi sin vegetación ribereña (si la tuvo, apenas pastos), cauce muy alterado, sustrato poco heterogéneo y gran cantidad de residuos sólidos.

3.5 PARÁMETROS DE CAMPO

Se midieron parámetros de campo durante la primera campaña de muestreo (mayo 2013) con la finalidad de obtener análisis estadísticos que expliquen la relación entre las variables

abióticas y la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Se midieron parámetros fisicoquímicos (pH, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos y dureza de carbonatos) e hidrológicos (caudal).

3.6 MUESTREO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

Los paquetes de hojas fueron colocados a principios de mayo, junio y julio de 2013 por profesionales de la ONG *Amazon Center for Environmental Education and Research* (ACEER) siguiendo las indicaciones del protocolo *Leaf Pack Network® Manual* (Leaf Pack Network 2017). En cada estación de muestreo se colocaron seis (6) paquetes de hojas de guaba, *Inga edulis*, de un peso de 30 g, procurando hacerlo en zonas protegidas de la fuerza de la corriente; cada paquete de hojas (réplica) fue empleado como un sustrato artificial para facilitar la colonización de macroinvertebrados bentónicos. Pasados los 30 días de colocados se procedió a recogerlos y se separaron *in situ* los organismos colonizadores de más fácil identificación. Tanto los organismos separados como los que no, fueron colocados en frascos adecuados y preservados con etanol al 70 % para su transporte y posterior identificación taxonómica en laboratorio.

La identificación taxonómica y conteo de organismos se realizó en el Laboratorio de Invertebrados Acuáticos de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos (UNMSM) con ayuda de un microscopio estereoscópico con un aumento de hasta 40 veces. La identificación taxonómica se hizo con ayuda de claves taxonómicas especializadas como Merrit y Cummins (1996), Wiggins (1996), Roldán (1996), Domínguez *et al.* (2006), Domínguez y Fernández (2009), Huamantínco y Ortiz (2010) y Hamada *et al.* (2014).

3.7 PROCEDIMIENTOS DE ANÁLISIS DE DATOS

Caracterización de las estaciones de muestreo

Para reducir el número de variables y analizar la variabilidad de las estaciones de muestreo y su correlación con los parámetros de campo, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) utilizando el programa estadístico PRIMER 6 (Clarke y Gorley 2005). Previamente, todos los parámetros de campo fueron transformados como $\log(x + 1)$, a excepción del pH. Este análisis permitió ordenar los puntos en función al sector de estudio (andino y amazónico).

A continuación, se evaluó la existencia de diferencias significativas ($p < 0,05$) en los parámetros de campo comparando, en primer lugar, sectores (andino y amazónico) y, en segundo lugar, condición (control e impacto), a través de pruebas no paramétricas de Mann-Whitney utilizando el programa estadístico PAST (Hammer *et al.* 2001). Solo para el primer caso, este análisis fue acompañado de diagramas de cajas con la finalidad de observar gráficamente medidas estadísticas descriptivas como mediana, cuartiles y valores mínimo y máximo de cada parámetro de campo.

Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos

Para caracterizar la comunidad se evaluaron la riqueza taxonómica (número de taxa) y la abundancia (número de individuos) por cada sector del gradiente evaluado. La riqueza y la abundancia fueron expresadas en términos absolutos (número de taxa o individuos) y porcentuales (%) teniendo como base los órdenes más representativos de la clase Insecta.

Para analizar la composición de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en el gradiente altitudinal se emplearon técnicas exploratorias multivariadas de agrupamiento (Clúster). Este análisis se desarrolló con el programa estadístico PRIMER 6 (Clarke y Gorley 2005), sobre la base del índice de similitud de Bray y Curtis con datos de abundancia transformados como $\log(x+1)$ para aproximar la distribución de especies a una condición de normalidad (Egler 2002).

Para conocer la existencia de diferencias significativas ($p < 0,05$) entre la composición de macroinvertebrados bentónicos de los sectores amazónico y andino se realizó el Análisis de Similitud (ANOSIM). Este análisis multivariado se desarrolló sobre la base del índice de similitud de Bray y Curtis con datos de abundancia transformados como $\log(x+1)$ y un total de 999 permutaciones empleando el método de correlación de Spearman. Este análisis fue desarrollado con el programa estadístico PRIMER 6 (Clarke y Gorley 2005).

Para identificar especies indicadoras de cada sector de estudio se recurrió al análisis de especies indicadoras (IndVal) de Dufrêne y Legendre (1997), el cual empleó una prueba de Monte Carlo con 4999 permutaciones para evaluar asociaciones significativas de los taxa y los sectores de estudio ($p < 0,05$). Este método relaciona información de la abundancia de las especies con su frecuencia de ocurrencia en cada sector. Este análisis fue desarrollado con el programa estadístico PC-ORD (McCune y Mefford 2011).

Relación de la comunidad de macroinvertebrados con las variables ambientales

Para conocer la influencia de las variables ambientales sobre la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos se realizó el Análisis de Correspondencia Canónica (ACC). Para este análisis, se excluyeron los taxa raros que fueron aquellos que presentaron una abundancia menor al 0,1 % de la abundancia total (Moya *et al.* 2009) y los datos de abundancia restantes fueron transformados a Log (x+1); del mismo modo, los datos ambientales, a excepción del pH, también fueron transformados a Log (x+1). Este análisis fue desarrollado con el programa estadístico PAST (Hammer *et al.* 2001).

Análisis del paquete de hojas como herramienta de vigilancia de calidad de agua

En cada uno de los sectores de estudio se compararon las estaciones consideradas control (nivel de impacto 1) con las localidades consideradas impactadas (niveles de impacto 2-4) empleando los siguientes métodos:

- i Análisis de similitud (ANOSIM) para conocer la existencia de diferencias significativas ($p < 0,05$) entre las localidades control e impactadas.
- ii Comparación de métricas bioindicadoras (Tabla 5) a través pruebas de Mann-Whitney utilizando el programa estadístico PAST (Hammer *et al.* 2001).

Tabla 5: Métricas bioindicadoras empleadas para las comparaciones estadísticas

Categoría	Métrica	Fuente
Medidas de riqueza	Riqueza total	Barbour <i>et al.</i> 1999
	Riqueza EPT	Barbour <i>et al.</i> 1999
	Riqueza EIPT	Von Ellenrieder 2007
Medidas de abundancia	Abundancia total	Prat <i>et al.</i> 2009
Medidas de composición	% Ephemeroptera	Barbour <i>et al.</i> 1999
	% Trichoptera	Barbour <i>et al.</i> 1999
	% Plecoptera	Barbour <i>et al.</i> 1999
	% Elmidae	Barbour <i>et al.</i> 1999
	% Chironomidae	Barbour <i>et al.</i> 1999
	% EPT	Barbour <i>et al.</i> 1999
Índices bióticos	BMWP/Col	Roldán 2003
	ABI	Acosta 2009
	IBF	Barbour <i>et al.</i> 1999

- iii Correlación de Spearman entre los niveles de perturbación y métricas bioindicadoras utilizando el programa estadístico PAST (Hammer *et al.* 2001).
- iv Análisis de especies indicadoras (IndVal) para identificar especies indicadoras de estaciones control e impactadas.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 CARACTERIZACIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO

4.1.1 Estimación del nivel de impacto de las estaciones de muestreo

Fueron evaluadas 19 estaciones de muestreo. En cada una de ellas se determinó el nivel de impacto de las actividades, sobre la base de las actividades que se desarrollaron en los alrededores, el grado de conservación de la vegetación ribereña, las alteraciones en el cauce y la heterogeneidad del sustrato (Tabla 6). El menor nivel de impacto correspondió a las estaciones calificadas como control (nivel 1), mientras que los niveles superiores correspondieron a las estaciones impactadas (niveles 2, 3 y 4).

Tabla 6: Condición ambiental, actividad cercana y nivel de impacto de las estaciones de muestreo establecidas en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013

N.º	Nombre del sitio	Código	Condición	Actividad cercana	Nivel de impacto*
Sector amazónico					
1	Maquisapayoc	MAQ	Impactada	Ganadería	2
2	Libertad tributario	LIT	Control	-	1
3	Santa Rosa	ESR	Control	-	1
4	Mazuco abajo	MZK	Impactada	Urbanización	4
5	Puerto Mazuco	PMZ	Control	-	1
6	Puerto Mazuco tributario	PMT	Impactada	Urbanización	4
7	Limonchayoc	LIM	Impactada	Minería	2
8	Limonchayoc arriba	LIA	Impactada	Minería	2
9	Chilimayo	CHI	Control	-	1
10	Yanamayo grande	YMG	Control	-	1
11	Chaupichaca	CHA	Impactada	Agricultura	2
Sector andino					
12	Mapacho arriba	MUA	Control	-	1
13	Ajopampa	AJU	Control	-	1
14	Jellopunco	JOL	Control	-	1
15	Mapacho	MUP	Impactada	Minería/urbanización	2
16	Chacachimpa	CPA	Impactada	Urbanización/agricultura	2
17	Lucre	LUC	Impactada	Urbanización/agricultura	3
18	Lucre arriba	LUA	Control	-	1
19	Huatanay	HUA	Impactada	Urbanización	4

* Nivel de impacto: (1) control; (2) poco impactado; (3) impactado y (4) muy impactado

4.1.1.1 Impactos ambientales en el sector amazónico

El sector amazónico corresponde íntegramente a la Amazonía peruana, que es la región más extensa del Perú con una extensión aproximada de 760 000 km² representando el 60% del territorio nacional (IIAP 2019). Pese a su enorme extensión, esta región estuvo poco integrada al territorio nacional durante las épocas colonial y republicana. Para lograr su integración se impulsó la construcción de carreteras, la que se inició en la década de 1940 con las primeras carreteras de penetración a la selva, y más años más tarde con la Marginal de la Selva en las décadas de 1960 y 1970 (Dourojeanni 2006).

Con el aumento de la red vial del país, que interconecta pueblos, caseríos, comunidades, se ha facilitado la explotación de la tierra cercana a las nuevas vías, tal como se registra en los valles interandinos, ceja de selva y selva (Sánchez 2015). En la Amazonía, las carreteras generan el mayor impacto sobre la deforestación; según Barber *et al.* (2014), el 95% de la deforestación ocurre en los primeros 5,5 km de las carreteras y 1 km de los ríos. En el caso de la carretera interoceánica, vía finalizada el 2011 (Prado Filho 2020), su pavimentación ha dado lugar a un aumento espectacular de la deforestación en el departamento de Madre de Dios a causa de la minería aurífera y la agricultura (MAAP 2016; MAAP 2017a; Mongabay 2017).

En el sector amazónico fueron evaluadas once estaciones de muestreo, de las cuales cinco fueron calificadas como control (LIT, ESR, PMZ, CHI y YMG) y seis como impactadas (MAQ, MZK, PMT, LIM, LIA y CHA). En las estaciones impactadas, las actividades más recurrentes fueron la urbanización (MZK y PMT) y la minería (LIM y LIA), mientras que las menos frecuentes fueron la agricultura (CHA) y la ganadería (MAQ). La actividad que presentó el mayor nivel de impacto fue la urbanización (nivel de impacto 4: muy impactado), mientras que las actividades restantes (minería, ganadería y agricultura) tuvieron un impacto menor (nivel de impacto 2: poco impactado).

Los impactos de la *urbanización* fueron evaluados en dos estaciones de muestreo ubicadas en la ciudad de Mazuco y su *caleta* o puerto, departamento de Madre de Dios. La primera estación (MZK) se encontró en una quebrada que cruza la ciudad³ de Mazuko (6296 hab. al

³ Categorización de centros poblados de acuerdo con el Decreto Supremo que aprueba el Reglamento de la Ley N.º 27795, Ley de Demarcación y Organización Territorial. Se empleará de aquí en adelante.

2017), muy próxima a la carreta interoceánica; mientras que la segunda estación (PMT) se encontró en una quebrada que cruza el caserío Puerto Mazuco (177 hab. al 2017), a escasos metros de su desembocadura en el río Inambari (INEI 2018a). La historia de la colonización y urbanización de la actual ciudad de Mazuco es anterior a la década de 1930, cuando esa zona ya se desarrollaba minería aurífera, explotación maderera, agricultura y comercio, actividades que se vieron impulsadas con la construcción de la trocha carrozable Puerto Maldonado – Quincemil por esos años. Para la década de 1970, el entonces caserío de Mazuco había adquirido una gran importancia en la zona, llegándose a convertir en la capital del distrito de Inambari (SPDA 2018).

Al momento de la evaluación se pudo observar que Mazuco aún carece de adecuados servicios básicos, pese al dinamismo económico generado por el boom de las materias primas (2003-2008) que duplicó los precios de los metales preciosos, entre ellos el oro (Baffes y Haniotis 2010). En las estaciones evaluadas (MZK y PMT) se encontró acumulación de residuos sólidos, además de vertimientos de aguas residuales domésticas, los cuales tienen como destino final al río Inambari. Tanto las aguas residuales como los residuos sólidos eran dispuestos sin tratamiento alguno, situación que no es exclusiva de esta ciudad, pues es algo que está generalizado en todos los distritos de la provincia de Tambopata (ANA 2011; MVCS 2014).

Los impactos relacionados con la *minería* fueron evaluados en las estaciones ubicadas en el río Limonchayoc (LIM y LIA), departamento de Cusco. Ambas estaciones pertenecen al centro minero artesanal de Quincemil, que junto con La Pampa (Madre de Dios) e Inambari (Puno) conforman el *triángulo de la actividad minera informal*, zona donde se desarrolla un “transporte fluido de maquinaria, combustible, obreros, oro y dinero sucio” (Letras libres 2014; Arcos y Calderón 2019). Durante la evaluación, no se observaron indicios materiales de esta actividad en los alrededores (p. ej. campamentos, maquinarias, entre otros), lo que lleva a sugerir que, de haberse dado esta actividad, esta se llevaría en una zona mucho más alejada, pues la alteración que provoca en el paisaje se hubiese observado fácilmente.

Entre los impactos ambientales más importantes de la actividad aurífera artesanal en la Amazonía peruana se tienen: pérdida de masa boscosa, modificación del paisaje, erosión del suelo, producción de gran cantidad de sedimentos y material en suspensión, producción

de relaves con mercurio, entre otros (MINAM 2017). Esta realidad no es exclusiva del Perú y países amazónicos, sino que se extiende también a bosques tropicales de África y Asia (Valencia 2015). En las últimas décadas, esta actividad económica ha tenido un desarrollo creciente en la Amazonía peruana debido a los altos precios del oro, provocando impactos cada vez más dramáticos en extensión e intensidad (Brack *et al.* 2011), llegando incluso a observarse ingreso de mineros artesanales a la Reserva Nacional Tambopata, área natural protegida por el Estado (SPDA 2015).

Los impactos relacionados a la *ganadería* fueron evaluados en la estación ubicada en la quebrada Maquisapayoc (MAQ), caserío Las Mercedes, departamento de Madre de Dios. Esta estación se caracterizó por la crianza de ganado vacuno y aves de corral por parte de una de las tantas familias que se han establecido de forma dispersa a ambos lados de la carretera interoceánica. Estas familias han generado un avance en la deforestación que va desde más 5 km a ambos lados de la carretera, que se incrementa de forma sostenida hacia las proximidades de la ciudad de Puerto Maldonado, según lo visualizado en imágenes satelitales; esta apreciación coincide con Barber *et al.* (2014) que indica que el 95% de la deforestación ocurre en los primeros 5,5 km de las carreteras.

Según el Proyecto Monitoreo de la Amazonía Andina (MAAP, por sus siglas en inglés), Madre de Dios es una de las regiones con las tasas más altas de deforestación, la cual ha sido impulsada principalmente por la minería, agricultura y ganadería, y se ha concentrado a lo largo de la carretera interoceánica (MAAP 2017b, 2018). En el Perú, la ganadería origina aproximadamente 32 a 39% del área deforestada (GGGI 2015), mientras que en toda la Amazonía el 70% de la superficie deforestada corresponde a pastizales para ganado (FAO 2006). Pese a que la ganadería no es la actividad principal en el departamento, no se descarta que se siga incrementando los próximos años.

Los impactos relacionados a la *agricultura* fueron evaluados en la estación ubicada en la quebrada Chaupichaca (CHA) que, a diferencia de las estaciones anteriores ubicadas en la selva baja, esta fue la única que se encontró en la selva alta, departamento de Cusco. Esta estación se caracterizó por la presencia de campos agrícolas en medio de una ladera pronunciada de una zona boscosa, en las cercanías de la desembocadura de la quebrada Chaupichaca al río Araza. Entre los cultivos observados se destacaron frutales y cacao, los que pertenecerían a pequeños productores agrícolas (agricultura familiar). Según el Mapa

de Capacidad de Uso Mayor de las Tierras del Perú (INRENA 2000), estas tierras no son aptas para usos agrícola pues son tierras de protección con limitaciones por suelo y topografía según descripción del Decreto Supremo N.º 017-2009-AG (MINAGRI 2009).

El inadecuado uso de la tierra para fines agrícolas no es exclusivo de esta zona. En el Perú, la mayor parte de las tierras cultivadas se ubica en zonas de escasa aptitud agrícola, por ejemplo, laderas y zonas de escasa fertilidad, muy comunes en la selva (Grupo de Trabajo Multisectorial 2008). Teniendo como base el IV Censo Nacional Agropecuario del Perú (INEI 2012), en el periodo 1994 - 2012 la selva obtuvo el mayor incremento en el número de agricultores (47 %), mucho mayor que la costa (28 %) y sierra (23 %), y también un aumento del 15,5% en la superficie agrícola, generando, en consecuencia, un incremento considerable en la tasa de deforestación (Zegarra y Gayoso 2015). Aparte de la deforestación, otros impactos relacionados a la agricultura son el uso frecuente de fertilizantes y pesticidas que, sin embargo, no se pudo evidenciar durante la evaluación.

4.1.1.2 Impactos ambientales en el sector andino

El sector andino evaluado corresponde a la cadena oriental del sector central de los Andes peruanos. A diferencia del sector amazónico, este sector tiene una larga historia de ocupación, encontrándose en él vestigios de diferentes civilizaciones prehispánicas, entre las más importantes Wari e Inca. Estas civilizaciones tuvieron como principal actividad económica la agricultura, razón por la cual los más importantes centros administrativos se asentaron en zonas donde se encontraban las mejores tierras de cultivo. En la época del virreinato, algunos de estos centros administrativos mantuvieron su función y fueron la base de las nuevas ciudades coloniales y republicanas.

En el sector andino fueron evaluadas ocho estaciones de muestreo, de las cuales cuatro fueron calificadas como control (MUA, AJU, JOL y LUA) y cuatro como impactadas (MUP, CPA, LUC y HUA). En las estaciones impactadas, la actividad más recurrente fue la urbanización (MUP, CPA, LUC y HUA), la cual estuvo presente junto con agricultura (CPA y LUC) y minería (MUP) en algunos casos. La estación que presentó el mayor impacto estuvo ubicada en el río Huatanay (HUA), afectada de forma casi exclusiva por urbanización (nivel de impacto 4: muy impactado); el resto de estaciones, además de

urbanización, presentaron agricultura (LUC y CPA) y minería (MUP), aunque con menores niveles de impacto (niveles de impacto 2 y 3).

Los impactos de la *urbanización* fueron evaluados en las estaciones ubicadas en el río Mapacho (MUP), quebrada Chacachimpa (CPA), quebrada Lucre (LUC) y río Huatanay (HUA), todas en el departamento de Cusco. Las dos primeras estaciones no estuvieron sometidas a una gran presión urbana (nivel de impacto 2), pues los centros poblados más próximos se encontraban establecidos solo en una de sus orillas y sus poblaciones no deberían exceder los 500 habitantes al momento de la evaluación. Según los resultados del Censo Nacional 2017 (INEI 2018b), el caserío Hueccouno, próximo a la estación MUP, contaba 398 habitantes, y el caserío Chacachimpa, próximo a la estación CPA, con 485 habitantes. En el caso de la estación LUC la presión urbana fue mayor (nivel de impacto 3), pues se encontró aguas abajo de la villa de Lucre, que, según datos del mismo censo, contaba con 2612 habitantes, los que ocupaban ambas márgenes de la quebrada del mismo nombre. En la quebrada Lucre se evidenciaron muchos impactos ambientales, entre ellos proliferación de algas, arrojamiento de residuos sólidos, desmontes y reducción de la vegetación ribereña, las que estarían asociadas a la urbanización.

El caso más crítico de impacto por *urbanización* se observó en el río Huatanay (HUA), que es el río más importante que pasa por la ciudad del Cusco, la séptima metrópoli más poblada del país con 428 450 habitantes al 2017 (INEI 2018c). Los principales impactos que se observaron en este cuerpo de agua fueron la canalización del cauce, el arrojamiento de residuos sólidos, vertimiento de aguas residuales, el arrastre de sólidos por procesos erosivos de las áreas agrícolas y las laderas, así como la ocupación indiscriminada de viviendas en las franjas marginales, impactos identificados desde hace ya varios años por Mendivil *et al.* (2002) que, sin embargo, hasta el 2013, se ha hecho muy poco para dejar de considerarlos un problema. A diciembre de 2013, en todo el departamento se contaba con solo una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) en el ámbito de las EPS, la cual se estima que era insuficiente para la ciudad, pues tuvo que ser ampliada y renovada para 2014 con expectativa de procesar el 85% de las aguas servidas de la ciudad (COSAPI 2014; SUNASS 2015).

Los impactos de la *agricultura* fueron evaluados en dos estaciones de muestreo ubicadas en las quebradas Chacachimpa (CPA) y Lucre (LUC), las que también fueron afectadas, en

diferente grado, por la urbanización de los centros poblados homónimos. La quebrada Chacachimpa se encontró rodeada de campos agrícolas, especialmente en las proximidades de su desembocadura en el río Mapacho. No se cuenta con información oficial sobre los impactos de la agricultura en este caserío, sin embargo, de acuerdo con información del distrito del cual forma parte, el uso excesivo de abonos inorgánicos es uno de los principales impactos agrícolas del distrito (Municipalidad Distrital de Ocongate 2007).

En la quebrada Lucre (LUC) la mayoría de los impactos observados se deberían a la urbanización, sin embargo, algunos como proliferación de algas, canalización, arrojamiento de desechos y reducción de su vegetación ribereña, bien podrían estar relacionados a la agricultura. De acuerdo con los resultados del IV Censo Nacional Agropecuario del Perú, en el distrito de Lucre el 76% de agricultores usaba fertilizantes y entre el 2 y 25% algún tipo de pesticida (INEI 2012). Según la FAO (1996), el uso de fertilizantes en la agricultura es el principal factor de eutrofización en aguas superficiales, por lo que, de estar usándose de forma intensiva, se puede acelerar la eutrofización de la quebrada Lucre y, en consecuencia, el humedal Lucre – Huacarpay (sitio Ramsar).

Los impactos relacionados con la *minería* fueron evaluados en la estación ubicada en el río Mapacho (MUP), en las proximidades del pueblo de Ocongate y el caserío Hueccouno, también afectada, aunque mínimamente, por urbanización. Durante la evaluación no se observaron labores de minería, instalaciones o campamentos en sus inmediaciones, sin embargo, no se descarta la existencia de la actividad. De acuerdo con información del catastro minero para la provincia de Quispicanchi, actualizada para mayo 2014, aguas arriba de la estación de muestreo MUP había un gran número de denuncias mineras tituladas y en trámite en los distritos serranos de Ccarhuayo y Ocongate. Las solicitudes mineras en esta provincia se han incrementado sosteniblemente desde el 2010, lo que estaría relacionado con la política nacional de interdicción en Madre de Dios y Puno (Mendoza *et al.* 2014).

La actividad minera en Quispicanchi, específicamente en el distrito de Ocongate, ha tenido un gran rechazo por parte de algunas autoridades locales y pobladores, generando protestas en la ciudad del Cusco; sin embargo, poco se ha conseguido por detener su avance, pues se tiene conocimiento que los mineros continuaban allí al menos hasta el 2018 (Agencia Andina 2018; Mongabay 2018). Si bien es cierto que esta actividad podría contaminar el

río Mapacho con mercurio, el rechazo obedece, principalmente, a razones culturales o religiosas, ya que los mineros ilegales estarían ocupando áreas que pertenecen al Santuario de Señor del Qoyllur Riti, cuya festividad está catalogada por la Unesco como parte del Patrimonio Cultural Inmaterial de la Humanidad (Talledo 2015).

4.1.2 Parámetros fisicoquímicos e hidrológicos

Los parámetros fisicoquímicos del agua fueron medidos durante la primera salida de campo (mayo 2013) en 16 de los 19 cuerpos de agua evaluados. Las tres estaciones donde no se pudo medir parámetros de campo fueron Santa Rosa (ESR), Mazuco abajo (MZK) y Chaupichaca (CHA), todas pertenecientes al sector amazónico. El único parámetro hidrológico que se midió fue el caudal, el cual se hizo en los 19 cuerpos de agua por el método del flotador. Los resultados obtenidos son mostrados a continuación (Tabla 7).

Tabla 7: Parámetros fisicoquímicos e hidrológicos registrados en las estaciones de muestreo establecidas en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, mayo 2013

N.º	Nombre del sitio	Código	Caudal (m ³ /s)	T (°C)	pH	C.E. (µS/cm)	Oxígeno disuelto (%)	Turbidez (NTU)
Sector amazónico								
1	Maquisapayoc	MAQ	0,02	25,3	5,48	11	57	5
2	Libertad tributario	LIT	0,16	25,5	5,60	6	84	7
3	Santa Rosa	ESR	0,01	-	-	-	-	-
4	Mazuco abajo	MZK	0,04	-	-	-	-	-
5	Puerto Mazuco	PMZ	0,34	25,2	7,00	38	92	0
6	Puerto Mazuco tributario	PMT	0,04	26,0	6,62	27	81	0
7	Limonchayoc	LIM	1,81	24,0	7,86	83	97	360
8	Limonchayoc arriba	LIA	0,68	23,2	7,13	37	97	3000
9	Chilimayo	CHI	0,18	21,8	7,70	45	98	1
10	Yanamayo grande	YMG	0,67	22,9	7,72	48	99	1
11	Chaupichaca	CHA	0,25	-	-	-	-	-
Sector andino								
12	Mapacho arriba	MUA	0,66	9,5	8,01	130	101	250
13	Ajopampa	AJU	0,34	11,7	7,70	90	117	5
14	Jellopunco	JOL	0,51	6,9	8,30	300	100	6
15	Mapacho	MUP	6,18	8,6	8,27	338	101	48
16	Chacachimpa	CPA	0,54	15,5	8,40	141	100	5
17	Lucre	LUC	0,43	17,2	7,39	526	109	7
18	Lucre arriba	LUA	0,85	13,1	7,35	45	99	5
19	Huatanay	HUA	1,33	17,7	7,21	1323	30	235

T: Temperatura; C.E.: Conductividad eléctrica; (-) No se obtuvieron datos.

4.1.2.1 Caracterización ambiental por sector

En la Tabla 8 se observan la varianza explicada para cada eje, la varianza acumulada y las variables fisicoquímicas consideradas para el ACP, resaltándose en negrita aquellas que presentaron una mayor correlación. La varianza acumulada en los dos primeros ejes fue 71,859 %. El primer eje explicó el 47,968 % de la varianza, teniendo como variables mejor correlacionadas al caudal, temperatura, pH y conductividad eléctrica; mientras que el segundo eje explicó el 23,891 %, y tuvo como variables mejor correlacionadas al oxígeno disuelto y turbidez.

Tabla 8: Varianza explicada, varianza acumulada y contribución de las variables fisicoquímicas e hidrológicas por ejes de variación del ACP

Eje o componente	1	2
% varianza	47,968	23,891
% varianza acumulada	47,968	71,859
VARIABLES FISICOQUÍMICAS		
Caudal	0,767	0,257
Temperatura	-0,796	0,270
pH	0,861	-0,345
Conductividad eléctrica	0,825	0,235
Oxígeno disuelto	0,175	-0,869
Turbidez	0,451	0,605

En la Figura 24 se aprecia que las estaciones correspondientes al *sector amazónico* (círculos negros) se ubicaron, mayoritariamente, en el lado negativo del primer componente, los cuales están asociados a bajos valores de pH, conductividad eléctrica, turbidez y caudal, además de altas temperaturas. Así también, puede observarse que las estaciones correspondientes al *sector andino* (círculos rojos) se ubicaron en el lado positivo del primer componente, los cuales están asociados a altos valores de pH, conductividad eléctrica, turbidez y caudal, y bajas temperaturas. No menos importante es destacar la proximidad de las estaciones LIA y LIM al lado positivo del primer componente, donde se encuentra la totalidad de estaciones del sector andino, lo que se debería a los altos valores de turbidez de ambas estaciones. Del mismo modo, la estación HUA mostró la particularidad de ubicarse en el extremo positivo del segundo componente, lo que se explicaría en su bajo porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, el menor del área de estudio.

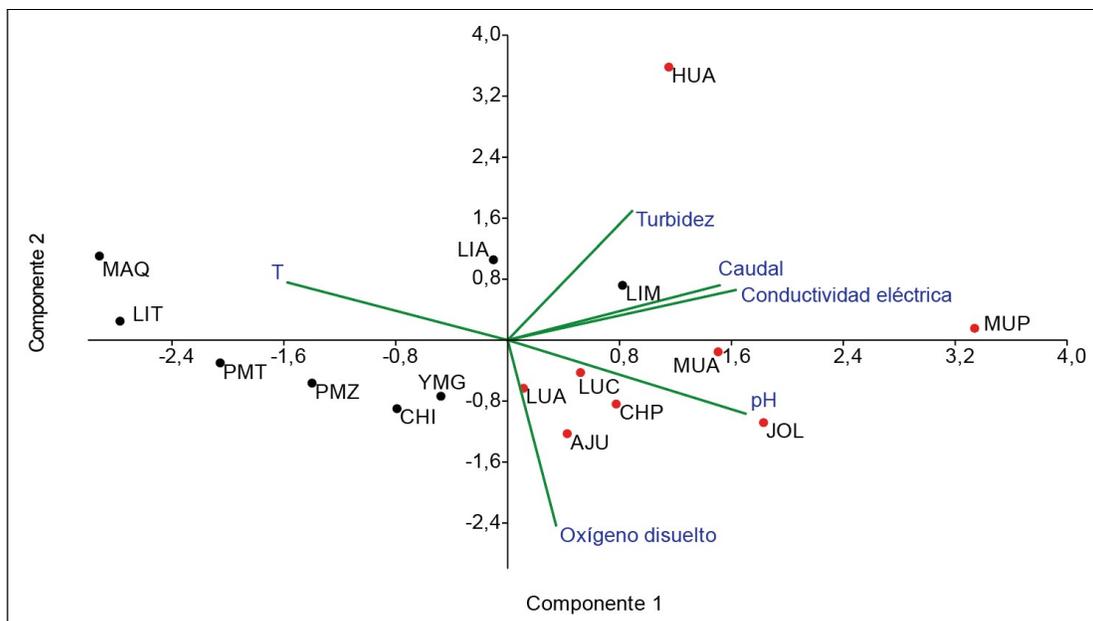


Figura 24: Representación de los resultados del ACP de las estaciones de muestreo a partir de las variables fisicoquímicas e hidrológicas del agua, Cusco – Madre de Dios, mayo 2013.

En la Figura 25 se presentan diagramas de cajas de los sectores de estudio para cada una de las seis variables ambientales evaluadas, en cuya parte superior se presenta el p valor de la prueba de Mann-Whitney que permitirá conocer la existencia de diferencias significativas. Se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$) en temperatura, pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto, siendo solo la temperatura la única que presentó los mayores valores en el sector amazónico. Las diferencias significativas encontradas respondieron, principalmente, a factores climáticos y geológicos, aunque los factores propios de la estación de muestreo, como pendiente, ancho y profundidad de la quebrada, así como ocurrencia de lluvias, también tuvieron influencia. Estos factores serán discutidos en los siguientes párrafos.

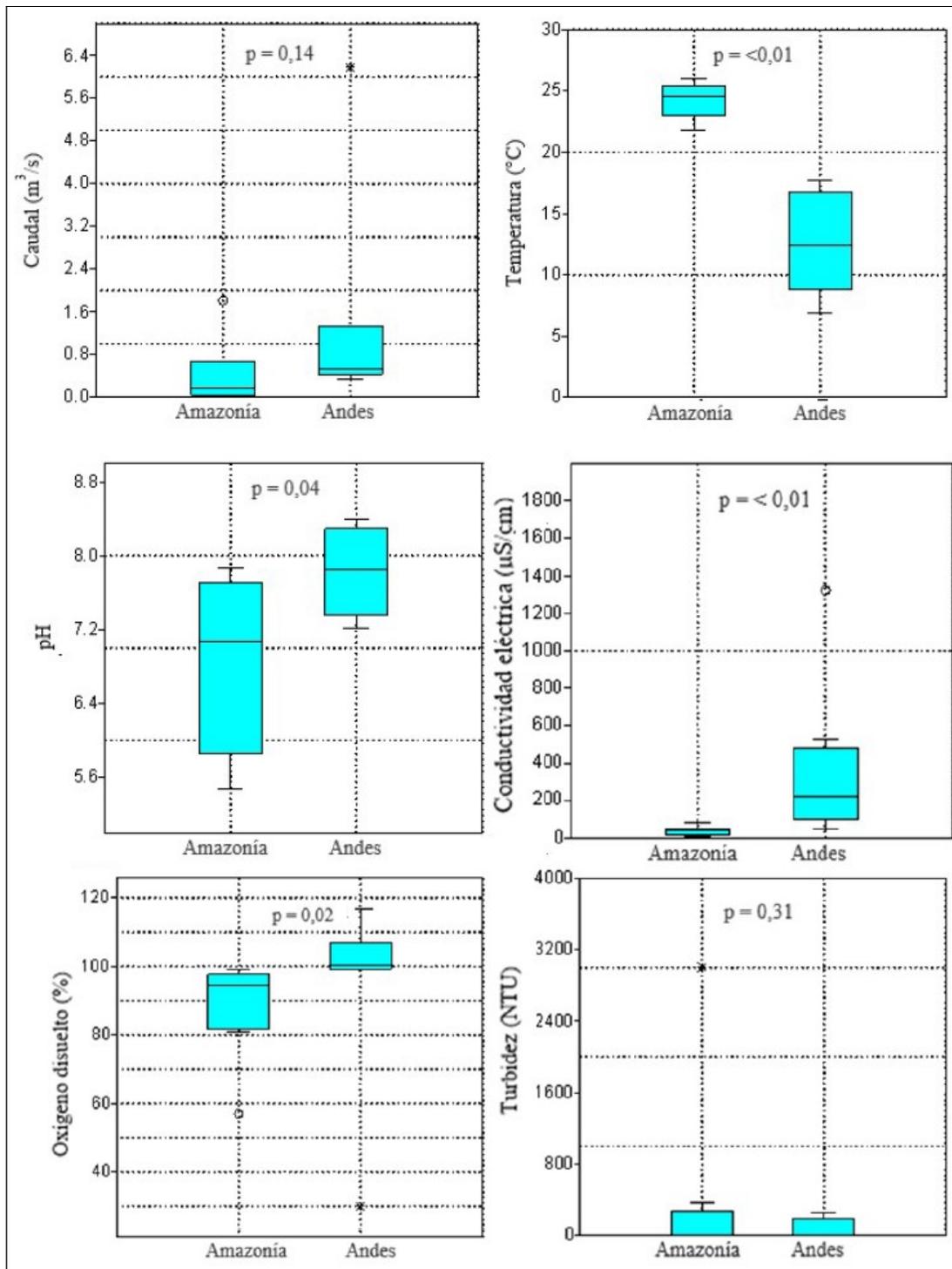


Figura 25: Diagramas de cajas de los parámetros fisicoquímicos e hidrológicos comparando los sectores amazónico y andino. Los p valores corresponden a la prueba de Mann-Whitney, Cusco – Madre de Dios, mayo 2013.

La temperatura del agua es una variable íntimamente relacionada a la temperatura atmosférica, la cual depende directamente del clima de una determinada región. De acuerdo con la clasificación climática de Thornthwaite (SENAMHI 2019), las estaciones del sector amazónico (223-1500 m) se ubicaron en una zona de clima de Selva Tropical muy Húmeda, con una temperatura promedio anual de verano a invierno de 27 °C; en cambio, las estaciones del sector andino (3129-4450 m) corresponden a un clima lluvioso frío húmedo, con una temperatura máximo promedio entre 19 y 21 °C y una mínima entre 1 y 6 °C, entre mayo y setiembre. Esta influencia del clima estaría reflejándose en las diferencias significativas de la temperatura del agua de las estaciones del sector amazónico (21,8-26°C) y del sector andino (6,9-17,7°C).

El pH y la conductividad eléctrica también mostraron diferencias significativas entre sectores, las cuales estarían explicadas, principalmente, por las características geológicas de la cuenca amazónica y, en menor medida, al orden de los cuerpos de agua evaluados. Ambos parámetros fisicoquímicos, junto al color, transparencia, cantidad de sedimentos y origen geológico, son muy útiles para clasificar las aguas de los ríos amazónicos. Sobre esta base, Sioli (1956) propuso la siguiente clasificación (Tabla 9).

Tabla 9: Características de los tipos de aguas amazónicas

Características	Aguas negras	Aguas blancas	Aguas claras
Color	marrón rojizo	turbio	verdoso
Transparencia (cm)	60 - 120	20 – 60	> 150
pH	4 - 10	Cercano a 7	6 - 7
Conductividad eléctrica (µS/cm)	< 20	40 - 140	10 - 20
Cantidad de sedimentos	poco	grandes cantidades	muy escasos
Origen	Escudo guyanés	Andino	Escudo brasileño

En sector amazónico, las estaciones MAQ y LIT, ambas pertenecientes a la cuenca del Tambopata, presentaron bajos valores de conductividad eléctrica (6 y 11 µS/cm) y pH ácido (5,48 y 5,60), características fisicoquímicas que las diferenciaron notablemente del resto de estaciones del sector. Por su transparencia y cantidad de sedimentos (estimada por

su turbidez), estas aguas serían clasificadas como claras, sin embargo, sus características fisicoquímicas le otorgan una condición más próxima a las aguas negras. Al respecto, Ríos-Villamizar (2014) hizo una revisión de esta clasificación proponiendo un cuarto tipo de aguas, las “aguas mixtas”, resultantes de la influencia de tributarios de bajo orden hidrológico con diferentes propiedades fisicoquímicas, que es el tipo de agua que correspondería a las estaciones MAQ y LIT. En esta misma cuenca, de forma más específica en los ríos Malinowsky y Tambopata, la Autoridad Nacional del Agua (ANA) realizó un monitoreo de calidad de agua en octubre de 2013, donde registró valores de conductividad eléctrica entre 24,91 y 57 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y pH entre 6 y 7,14, los cuales guardan cierta similitud con lo reportado en la presente evaluación (ANA 2013).

Las estaciones restantes del sector amazónico pertenecen a la cuenca del río Inambari. En ellas, los valores de pH fueron más próximos al valor neutro (6,62-7,86) y los de conductividad eléctrica variaron entre 27 y 83 $\mu\text{S}/\text{cm}$, características que corresponderían a ríos de aguas blancas; no obstante, características como transparencia, turbidez y origen las harían más afines al tipo de aguas claras. Dado que comparten características de ambos tipos de aguas en la mayoría de casos, lo más apropiado sería tipificarlas también como aguas mixtas, tal como propone Ríos-Villamizar (2014). En esta cuenca, la ANA también realizó un monitoreo de calidad de agua en octubre de 2013, que incluyó estaciones de muestreo próximos a las estaciones MZK (quebradas Seca y Shiferengo) y PMZ (quebrada Puerto Mazuco), donde se reportaron valores de pH que variaron entre 6,55 y 7,35 y de conductividad eléctrica que variaron entre 12,29 y 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$, los cuales guardan similitud con los reportados en la presente evaluación (ANA 2013).

En el sector andino, todas las estaciones del gradiente altitudinal pertenecen a la cuenca del río Urubamba (3129 - 4450 m). En ellas, los valores de pH mostraron valores básicos (7,21 - 8,40), mientras que la conductividad eléctrica mostró una amplia variación (45 - 1323 $\mu\text{S}/\text{cm}$). En esta misma cuenca, Villamarín (2012) realizó un estudio en un gradiente altitudinal menor (2804 - 3535 m), donde encontró valores de pH entre 6 y 9, y de conductividad eléctrica entre 68,3 y 1864 $\mu\text{S}/\text{cm}$, concluyendo que las características fisicoquímicas de las aguas fueron determinadas por la mineralización (relacionada a la geología), antes que los factores regionales o biogeográficos. En un estudio más localizado que involucró al río Huatanay y sus aportantes, la ANA (2014a) reportó valores de pH entre 7,92 y 8,70 y de conductividad eléctrica entre 646,50 y 2218 $\mu\text{S}/\text{cm}$, donde los

mayores valores de conductividad correspondieron al río Huatanay en el tramo que cruza la ciudad del Cusco. En todos estos estudios puede observarse un incremento de los valores de conductividad en los ríos de mayor orden.

Junto con la temperatura, pH y conductividad eléctrica, el porcentaje de saturación de oxígeno disuelto también mostró diferencias significativas entre los sectores amazónico y andino. Excluyendo los valores atípicos de cada sector (57% en MAQ y 30% en HUA), se aprecia que en el sector amazónico los porcentajes de saturación de oxígeno variaron entre 81 y 99%, mientras que en el sector andino entre 99 y 117%. Estos altos porcentajes de saturación de oxígeno estuvieron relacionados a una mayor turbulencia en la gran mayoría de casos, factor que facilita el ingreso de oxígeno atmosférico a los cuerpos de agua, especialmente en zonas de mayor pendiente o fondos rocosos (Michaud 1991). La única excepción la constituyó la estación HUA (río Huatanay), cuyo bajo porcentaje de saturación de oxígeno (30 %) se debería a la alta carga de contaminantes que recibe de la ciudad del Cusco. El porcentaje de saturación de oxígeno disuelto es una variable que afecta a la vida acuática de forma directa en su metabolismo y de forma indirecta en los procesos biogeoquímicos. Por lo general, en la mayoría de quebradas y ríos no contaminados las concentraciones de oxígeno disuelto permanecen muy por encima del 80% de saturación (Hauer y Lamberti 2007).

Entre los parámetros que no mostraron diferencias significativas se tienen al caudal y a la turbidez. En relación al caudal, en la mayoría de estaciones no se registraron caudales superiores a 1 m³/s, a excepción de LIM (1,81 m³/s) en el sector amazónico, y MUP (6,18 m³/s) y HUA (1,33 m³/s) en el sector andino, estaciones que correspondieron a los cuerpos de agua de mayor área de drenaje. En lo que respecta a la turbidez, la gran mayoría de estaciones presentó bajos valores (<10 NTU), sin embargo, de forma similar a lo visto con el caudal, los mayores valores también correspondieron a las estaciones establecidas en cuerpos de agua con mayor de área de drenaje. Así en la quebrada Limonchayoc se reportó 360 y 3000 NTU (LIM y LIA, respectivamente), en la quebrada Mapacho 48 y 250 NTU (MUP y MUA, respectivamente), y en el río Huatanay 235 NTU (HUA). Los valores particularmente altos de las estaciones de la quebrada Limonchayoc (LIM y LIA) estarían influenciados por las precipitaciones ocurridas en esa zona durante el día de la evaluación.

Es común durante las precipitaciones que partículas de suelo y roca sean arrastradas hacia el cuerpo de agua más próximo, lo que hace que el agua adquiera un color marrón fangoso, especialmente en la región amazónica, abundante en suelos arcillosos. Además, con el consecuente incremento del caudal, la velocidad y volumen de agua también se incrementan, lo que puede agitar y suspender más fácilmente el material del lecho de la corriente, acentuando la turbidez (USGS 2019). Junto con las partículas inorgánicas, también son arrastradas partículas orgánicas como los detritos y flujos con carga orgánica que suelen incrementar la turbidez. En el caso de las estaciones impactadas, no se descarta que las actividades antropogénicas como urbanización, agricultura o minería también puedan estar generando un incremento en la turbidez.

4.1.2.2 Caracterización ambiental por sector según condición

Los análisis anteriores mostraron una clara diferenciación entre sectores de estudio para la mayoría de parámetros de campo, lo que se estaría atribuyendo al gradiente altitudinal. Teniendo como base tales resultados, en cada sector se compararon los parámetros de campo de las estaciones control e impactadas para conocer si hay diferencias significativas, sin embargo, en ningún caso se apreció tales diferencias (Tabla 10).

Tabla 10: Parámetros de campo registrados en las estaciones de muestreo establecidas en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013

Parámetro de campo	Sector amazónico		Sector andino	
	p valor	Significancia	p valor	Significancia
Caudal (m ³ /s)	0.8852	n.s.	0.4705	n.s.
Temperatura (°C)	0.4705	n.s.	0.1930	n.s.
pH	0.8852	n.s.	0.8852	n.s.
C.E. (μS/cm)	0.8852	n.s.	0.0606	n.s.
Oxígeno disuelto (%)	0.3094	n.s.	0.8839	n.s.
Turbidez (NTU)	0.3807	n.s.	0.6573	n.s.

n.s.: no significativo

La inexistencia de diferencias significativas entre estaciones control e impactadas en cada sector evidencian similares características fisicoquímicas y caudal, sin embargo, esto no correspondería con lo observado en la estimación del nivel de impacto. Estaciones como MZK y PMT en el sector amazónico y LUC y HUA en el sector andino mostraron una

degradación muy notable a nivel de cauce y vegetación ribereña, sin embargo, tales impactos no se reflejaron en los parámetros fisicoquímicos de la mayoría de estaciones. La correspondencia entre estimación del nivel de impacto y parámetros fisicoquímicos solo pudo ser evidenciada parcialmente en la estación ubicada en el río Huatanay (HUA) en la ciudad del Cusco, donde el impacto por urbanización (nivel de impacto 4: muy impactado), muy probablemente relacionado a la gran cantidad de aguas de escorrentía y vertimientos de aguas residuales, generó un agotamiento del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto en el agua, siendo este registro el más bajo del área de evaluación (30%).

Estos resultados evidencian las limitaciones de los muestreos puntuales de parámetros fisicoquímicos en evaluaciones de calidad de agua. En cuerpos de agua lóticos, como ríos y quebradas, su propia dinámica fluvial facilita la dispersión de la carga contaminante en un proceso conocido como autodepuración, el que depende de procesos químicos, físicos y microbiológicos del cuerpo receptor (ANA 2017). Si las cargas contaminantes son de bajas concentraciones, los vertimientos poco frecuentes o el muestreo se hace muy lejos de la fuente contaminante, difícilmente los parámetros fisicoquímicos (entre ellos, los de campo) podrán evidenciar cambios. Los parámetros de campo considerados para la presente evaluación son los mismos que emplean rutinariamente las autoridades nacionales en monitoreos de aguas superficiales (MINEM 1994; ANA 2016a).

De acuerdo con la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (Unión Europea 2000), para conocer el estado de un cuerpo de agua se deben tener en cuenta no solo indicadores fisicoquímicos, sino también hidromorfológicos y biológicos. Si bien el enfoque de los monitoreos puntuales de calidad fisicoquímica del agua está normado y cuenta con rigurosos estándares, este tiene limitaciones en términos de i) resolución temporal y espacial a un costo razonable, e (ii) información sobre biodisponibilidad (Allan *et al.* 2006). Frente a estas limitaciones existen varias herramientas de muestreo emergentes que podrían usarse para complementar el monitoreo puntual y proporcionar información adicional sobre la variabilidad temporal y espacial de contaminantes, la biodisponibilidad de contaminantes y la detección temprana de eventos de contaminación (Madrid y Pedrero 2007). Una de esas herramientas emergentes y de bajo costo es el uso de los macroinvertebrados bentónicos en la vigilancia de la calidad del agua.

4.2 CARACTERIZACIÓN DE LOS MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

Se colectaron un total de 48 751 individuos durante los meses de evaluación en las 19 estaciones de muestreo evaluadas. Se identificaron 178 taxa, de los cuales 1 se identificó a nivel de especie, 159 a nivel de género, 1 a nivel de tribu, 2 a nivel de subfamilia, 12 a nivel de familia, 1 a nivel de subcohorte, 1 a nivel de clase y 1 a nivel de phylum. La lista completa de taxa colectados en los sectores amazónico y andino son presentados en los Anexos 2 y 3, respectivamente.

4.2.1 Riqueza y abundancia

En el sector amazónico se colectó un total de 13 519 individuos pertenecientes a 150 taxa. Los órdenes que presentaron mayor riqueza fueron Diptera, Coleoptera, Ephemeroptera, Trichoptera y Odonata, representando juntos el 87 % del total. En lo que respecta a la abundancia, los órdenes que presentaron un mayor número de individuos fueron Diptera, Trichoptera y Ephemeroptera, representando juntos más del 76 % del total (Tabla 11).

En el sector andino se colectaron un total de 35 232 individuos pertenecientes a 75 taxa. Los órdenes que presentaron mayor riqueza fueron Diptera, Trichoptera, *no insectos* y Coleoptera, representando juntos el 92 % del total. En lo que respecta a la abundancia, los órdenes que presentaron un mayor número de individuos fueron Diptera, *no insectos* y Ephemeroptera, representando juntos más del 87 % del total (Tabla 11).

Tabla 11: Riqueza y abundancia por sectores en las estaciones de muestreo establecidas en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013

Orden	Sector amazónico				Sector andino			
	Riqueza		Abundancia		Riqueza		Abundancia	
	Absoluta	Relativa (%)	Absoluta	Relativa (%)	Absoluta	Relativa (%)	Absoluta	Relativa (%)
Lepidoptera	2	1,3	7	0,1	-	0,0	-	0,0
Odonata	20	13,3	481	3,6	-	0,0	-	0,0
Ephemeroptera	24	16,0	2003	14,8	3	5,2	3565	10,1
Plecoptera	1	0,7	789	5,8	1	1,3	1888	5,4
Trichoptera	20	13,3	2475	18,3	10	14,3	1327	3,8
Megaloptera	1	0,7	30	0,2	-	0,0	-	0,0
Blattodea	1	0,7	5	0,0	-	0,0	-	0,0
Coleoptera	29	19,3	601	4,4	8	10,4	1237	3,5
Hemiptera	3	2,0	29	0,2	-	0,0	-	0,0
Diptera	37	24,7	5845	43,2	43	55,8	14194	40,3
No insectos	12	8,0	1254	9,3	10	13,0	13021	37,0
Total	150	100	13519	100	75	100	35232	100

En el Perú, este es uno de los escasos estudios donde se ha caracterizado a todos los grupos de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos hasta nivel de género en un gradiente altitudinal tan amplio (> 4000 m de altitud), involucrando a una de las zonas más biodiversas de la tierra: los Andes Tropicales. De acuerdo con el CEPF (2019), los Andes Tropicales son el *hotspot*, con mayor riqueza biológica del planeta, ya que alberga más de 34 mil especies, entre plantas y animales, de las cuales la mitad son endémicas. Para que una región pueda calificar como *hotspot* en biodiversidad debe cumplir con criterios esenciales: i) contar al menos con 1500 especies de plantas vasculares como endémicas, y ii) tener el 30 % o menos de su vegetación natural original (Mittermeier *et al.* 2011). Hasta el 2020, Conservación Internacional reconocía 36 áreas como *hotspot* en todo el mundo (Conservation International 2019).

El hecho de haber identificado 178 taxa (morfoespecies), pertenecientes a al menos 74 familias, es un importante registro de la diversidad de especies de macroinvertebrados bentónicos que se podrían encontrar en esta zona de los Andes Tropicales del Perú. Este número podría variar en función del esfuerzo de muestreo, puesto que, para un gradiente tan amplio, diecinueve quebradas podrían considerarse un número limitado para obtener registros taxonómicos que sean representativos la macrofauna bentónica de esta región. Hasta el 2020 solo se tuvo registro de un estudio de similares características, el cual corresponde al proyecto de investigación del cual se desprende la presente tesis; en este estudio, que involucró dos años de evaluación, un mayor número de puntos y un gradiente ligeramente mayor, se reportaron hasta 98 taxones (nivel familia o superior) en colectas por paquetes de hojas y hasta 213 taxa en colectas manuales (nivel género o especie) (Sweeney *et al.* 2020). Otros estudios existentes abarcan un gradiente mucho menor y se han documentado para la parte central y sur del país, tanto en el sector amazónico como en el sector andino.

En el sector amazónico, se obtuvo un registro de 150 taxa, pertenecientes a 63 familias, distribuidos en 11 quebradas de las cuencas de los ríos Inambari y Tambopata. Este registro es similar al obtenido por Guevara (2013), que reportó 156 taxa en seis estaciones de muestreo correspondientes a las cuencas Inambari y Madre de Dios. Otros registros presentaron una diversidad menor, entre ellos se tienen los trabajos de Araújo-Flores (2010) que registró 18 familias en 10 estaciones de muestreo distribuidas en tributarios de los ríos Tambopata, Heath y Madre de Dios, en el ámbito de las áreas naturales protegidas

Reserva Nacional Tambopata y Parque Nacional Bahuaja Sonene; Ortega *et al.* (2010) que reportaron 112 especies en 15 estaciones de muestreo pertenecientes al sector amazónico de la cuenca del río Urubamba; Salcedo *et al.* (2013) que registraron 123 taxa, pertenecientes a 47 familias, en tres zonas de muestreo de la microcuenca San Alberto, que pertenece a la cuenca del río Pachitea; y Quispe (2015) que obtuvo 26 especies en dos quebradas tributarias de la Intercuenca Medio Bajo Madre de Dios.

En el sector andino, se obtuvo un registro de 75 taxa, pertenecientes a 39 familias, distribuidos en 8 quebradas de la cuenca del río Urubamba; un registro mucho menor al observado en el sector amazónico. El único estudio publicado que presenta registros de diversidad en esta cuenca, corresponde a Villamarín (2012), quien presentó resultados similares al de la presente investigación al alcanzar 81 taxa distribuidos en 15 puntos de muestreo. Otros registros corresponden a cuencas cercanas como la cuenca del Mantaro, donde Custodio y Chanamé (2016) reportaron 26 familias en 30 estaciones de muestreo del río Cunas; Custodio y Chávez (2019), 23 familias, también en 30 puntos en el río Cunas; y Palomino (2015), 25 familias (34 géneros) en 10 estaciones de muestreo en el río Apacheta y sus tributarios.

En relación a la riqueza y abundancia por órdenes taxonómicos, el orden Diptera fue el más representativo en los dos sectores, teniendo como principal representante a la familia Chironomidae. Sobre este orden Hanson *et al.* (2010) destacan que es el que contiene más especies dulceacuícolas que cualquier otro grupo de macroinvertebrados, puesto que habita en más tipos de agua que cualquier otro grupo de insectos. Otros órdenes de insectos acuáticos, también representativos en riqueza y abundancia para ambos sectores, fueron Coleoptera, Trichoptera y Ephemeroptera, los cuales son bastante conspicuos en ambientes lóticos y, gracias a esa condición, son muy empleados para la valoración de la calidad de agua a través de métricas o índices (Barbour *et al.* 1999; Baptista *et al.* 2007; Von Ellenrieder 2007; Prat *et al.* 2009).

Odonata fue otro orden con una gran riqueza y abundancia, aunque solo estuvo presente en el sector amazónico. Fue el cuarto grupo con mayor número de taxa y el sexto en abundancia en este sector. Según Corbet (1999), en términos generales, existe una desaparición progresiva de las especies de odonatos con el aumento de la altitud en diferentes regiones del mundo, tal como confirman investigaciones desarrolladas en otras

latitudes como España (Ocharan y Torralba 2004), Sudáfrica (Samways 1989), Suiza (Maibach y Meier 1987) y el Himalaya (Mahato y Edds 1993). Según lo encontrado en el presente estudio, los Andes Tropicales del Perú no serían la excepción.

Plecoptera también fue un orden ampliamente representado en términos de abundancia, pero no así en riqueza, puesto que solo presentó una especie diferente en cada sector. Los plecópteros viven preferentemente en ríos con corriente fuerte y en la región Neotropical pueden encontrarse desde el nivel del mar, como se ha visto en Costa Rica, hasta los 4527 m de altitud, como se ha visto en el altiplano boliviano (Gutiérrez-Fonseca 2010; Gibon y Molina 2013). Estos organismos son muy empleados en evaluaciones de calidad de agua junto con Ephemeroptera y Trichoptera, siendo parte de diferentes métricas de calidad como el índice EPT (Carrera y Fierro 2001), número de taxa EPT (Barbour *et al.* 1999) o el índice biótico de Yungas (Dos Santos *et al.* 2011). Otra propuesta lo agrupa junto a la familia Elmidae (Coleoptera) y el orden Trichoptera para el índice EIPT (Von Ellenrieder 2007).

Los organismos que no pertenecieron a algún orden de la clase Insecta, fueron agrupados como *no insectos*. Este grupo también fue importante en riqueza y abundancia, comprendiendo organismos de diferentes categorías taxonómicas como planarias, oligoquetos, moluscos, crustáceos y ácaros, entre los más importantes. En relación a la abundancia, los oligoquetos representaron el 75% de los *no insectos* (940 oligoquetos/1254 *no insectos*) en el sector amazónico y el 91% del mismo grupo (11855 oligoquetos /13021 *no insectos*) en el sector andino. Los oligoquetos forman parte importante de la macrofauna bentónica en ambientes lóticos (Suriani-Affonso *et al.* 2011), sin embargo, a pesar de su alta riqueza y representación en diversos hábitats acuáticos (arroyos, ríos, lagos, embalses), no han recibido la atención adecuada en los estudios taxonómicos, pues en la mayoría solo son identificados hasta familia, orden o clase, sin llegar hasta especie (Sambugar 2007).

Otros órdenes, que no destacaron ni en riqueza ni en abundancia, llamaron la atención por pertenecer solo a un sector, como es el caso de Lepidoptera, Odonata, Megaloptera y Blattodea, que estuvieron restringidos al sector amazónico. Estos órdenes tienen representantes acuáticos y semiacuáticos en la región Neotropical (Hamada *et al.* 2014; Domínguez y Fernández 2009), sin embargo, en este estudio su distribución altitudinal estuvo restringida a altitudes inferiores a los 3129 m. De estos órdenes los que presentaron

una mayor distribución altitudinal fueron Odonata, que fue registrado hasta los 733 m, y Megaloptera que fue colectado hasta los 1500 m. Lepidoptera y Blattodea tuvieron una distribución mucho más restringida y en ningún caso excedieron los 300 m de altitud.

4.2.2 Análisis de agrupamiento

El análisis de agrupamiento (Clúster) permitió separar dos grupos, teniendo en cuenta un corte al 35 % en el dendrograma. El primer grupo (A), ubicado al lado izquierdo de la figura, estuvo conformado por las estaciones ubicadas en el sector andino e incluyó tanto estaciones control como impactadas; este grupo presentó una similitud del 45 %. El segundo grupo (B), ubicado al lado derecho de la figura, estuvo conformado íntegramente por las estaciones ubicadas en el sector amazónico incluyendo también tanto estaciones control como impactadas; este grupo presentó una similitud del 38 %, aunque menor que el primer grupo. También se pudo observar, al margen de ambos grupos, a las estaciones MZK, LIA y HUA, las cuales presentaron una similitud mucho menor con los grupos identificados (Figura 26).

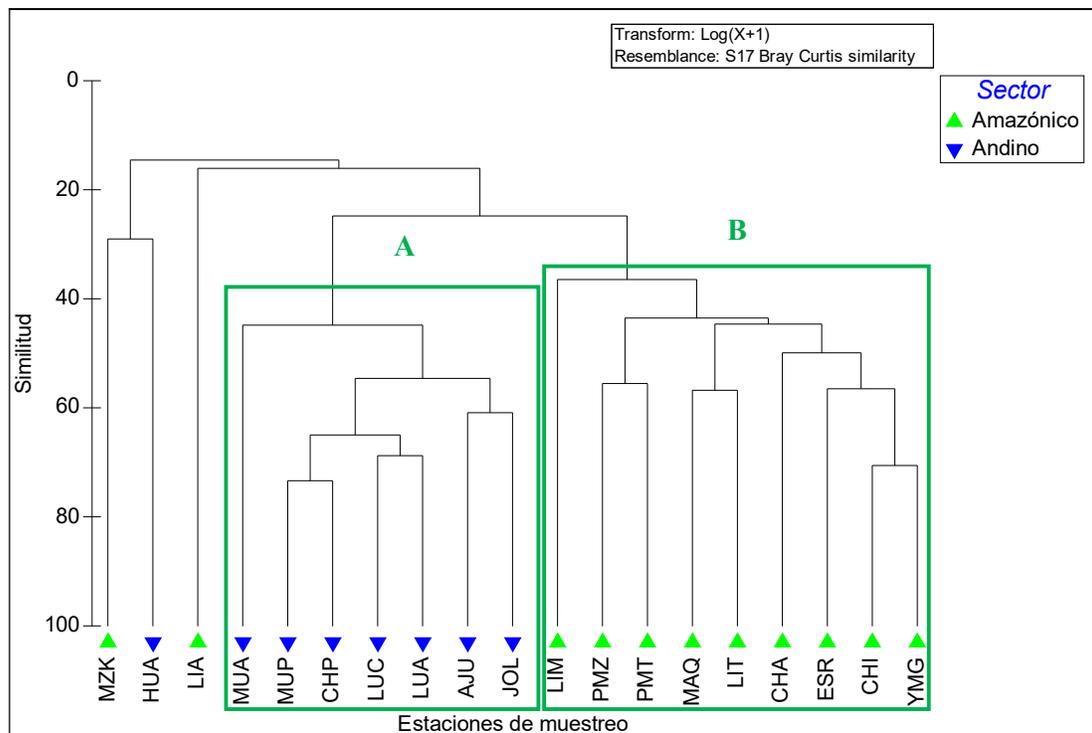


Figura 26: Dendrograma de similitud de las estaciones de muestreo establecidas en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013

Como se observa en la Figura 26, el dendrograma de similitud separó claramente a los sectores andino (grupo A) y amazónico (grupo B), lo que estaría demostrando que la altitud es un factor que se superpone a la condición de impacto ambiental en la distribución de los macroinvertebrados bentónicos. Este hallazgo guarda relación con lo expuesto por Poff (1997) y Villamarín (2012) que demuestran cómo los filtros a diferentes escalas espaciales afectan la distribución de los organismos. Así, un filtro alcance regional como la altitud, que divide al gradiente en sector amazónico y andino, está ejerciendo una mayor presión sobre la presencia y abundancia de macroinvertebrados bentónicos por sobre un filtro de alcance local como la condición de impacto ambiental, que usualmente es más localizada o próxima a la estación de muestreo.

Las estaciones MZK, HUA y LIA, separadas originalmente de los grupos A y B, tienen la particularidad de ser impactadas en diverso grado y también de haber tenido bajos porcentajes de recuperación de paquetes de hojas. Como se pudo observar en las estaciones MZK y HUA, el impacto de la urbanización fue muy evidente, manifestándose en la gran cantidad de residuos sólidos en el canal del río y la presencia de sólidos suspendidos, producto de la descarga de aguas residuales de sus centros urbanos inmediatos. Estos impactos serían los responsables de la pérdida de paquetes de hojas, inutilizándolos para su colonización por macroinvertebrados bentónicos (Figura 27).



Figura 27: Alteración del canal de la quebrada, presencia de residuos sólidos y aguas turbias en las estaciones MZK (izquierda) y HUA (derecha)

En el caso de la estación LIA, más allá del probable impacto de la actividad minera, el principal factor que influyó en la pérdida de paquetes de hojas fue el progresivo descenso de caudal durante los meses de evaluación, puesto que cuando se tenía que recoger los

paquetes, estos se encontraban en un nivel superior al tirante de agua de la quebrada (Figura 28). En esta estación no se cuenta con registros de caudal de todos los meses de evaluación, sin embargo, sí se tienen datos de precipitaciones mensuales, los que mostraron una tendencia decreciente de mayo a julio, lo cual se replicó en todas las otras estaciones del sector amazónico (Figura 29).

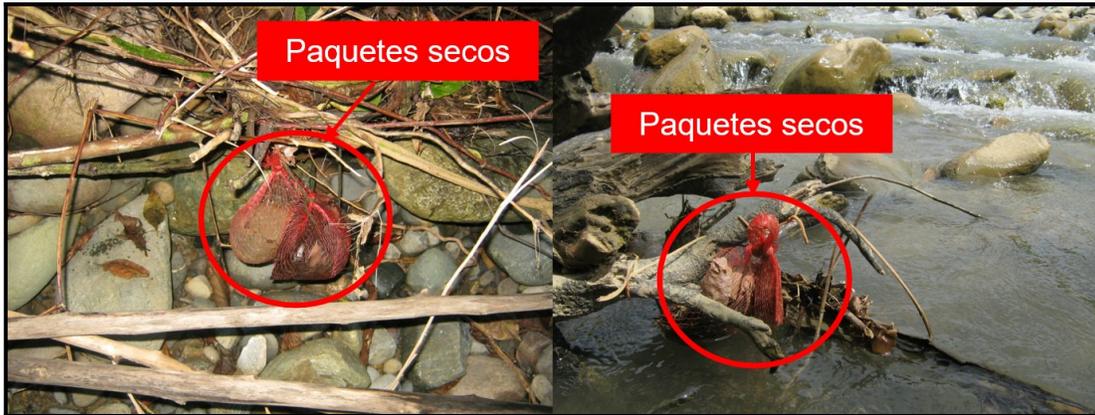


Figura 28: Paquetes de hojas secos encontrados sobre el nivel del tirante de agua en la estación LIA, quebrada Limonchayoc. Izquierda (junio). Derecha (julio).

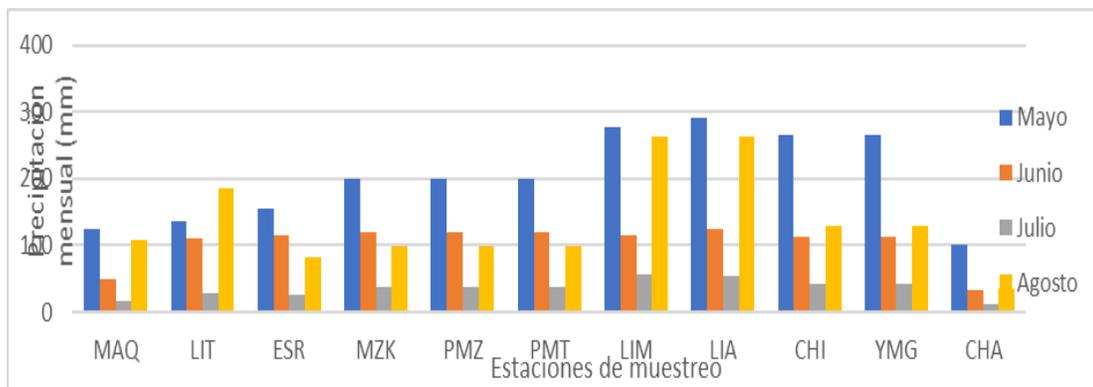


Figura 29: Variación de las precipitaciones mensuales en las estaciones ubicadas en el sector amazónico en los meses que duró el estudio (mayo- agosto).

Fuente: Aybar *et al.* (2017)

En la Figura 29 puede observarse que la estación LIA presentó una de las mayores reducciones de precipitaciones en términos absolutos entre mayo y junio, lo que sumado a que fue una de las quebradas más caudalosas del sector amazónico, explicaría la mayor pérdida de paquetes de hojas en todo el sector amazónico (28 % de recuperación). En la Tabla 12 puede observarse el número de paquetes recuperados por estación de muestreo y el respectivo porcentaje de recuperación.

Tabla 12: Número de paquetes recuperados en cada mes en cada una de las estaciones de muestreo establecidas en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013

N.º	Estación	Código	N.º de paquetes recuperados			Total	Porcentaje de recuperación (%)
			Junio	Julio	Agosto		
1	Maquisapayoc	MAQ	6	6	6	18	100
2	Libertad tributario	LIT	6	6	6	18	100
3	Santa Rosa	ESR	2	6	6	14	78
4	Mazuco abajo	MZK	4	2	4	10	56
5	Puerto Mazuco	PMZ	5	5	6	16	89
6	Puerto Mazuco tributario	PMT	5	2	4	11	61
7	Limonchayoc	LIM	5	2	1	8	44
8	Limonchayoc arriba	LIA	0	1	4	5	28
9	Chilimayo	CHI	6	2	5	13	72
10	Yanamayo grande	YMG	5	5	6	16	89
11	Chaupichaca	CHA	6	6	6	18	100
12	Mapacho arriba	MUA	6	6	6	18	100
13	Ajopampa	AJU	6	6	4	16	89
14	Jellopunco	JOL	6	6	6	18	100
15	Mapacho	MUP	6	5	6	17	94
16	Chacachimpa	CPA	6	6	5	17	94
17	Lucre	LUC	6	5	5	16	89
18	Lucre arriba	LUA	6	6	6	18	100
19	Huatanay	HUA	4	0	2	6	33

Se encuentran resaltadas de color rojo las estaciones excluidas de los grupos A y B del dendrograma

En la Tabla 12 se aprecia que aparte de las estaciones MZK, LIA y HUA, hay otras que presentaron un bajo porcentaje de recuperación de paquetes de hojas. Este es el caso de las estaciones impactadas PMT y LIM que pertenecieron al grupo B del dendrograma (sector amazónico). En la estación PMT (nivel de impacto 4: muy impactado) se logró un 61 % de recuperación, siendo la urbanización el impacto más notorio, reflejado en una gran cantidad de residuos sólidos acumulados en el canal de la quebrada, de forma similar a lo observado en MZK. En la estación LIM (nivel de impacto 2: poco impactado) se logró un 44 % de recuperación y así como se observó en LIA, que se encontró en la misma quebrada 8 km aguas arriba, la variación de caudal fue el principal factor que propició la pérdida de paquetes, superponiéndose al probable impacto de la actividad minera.

En los estudios realizados con paquetes de hojas, siempre existe la posibilidad de que estos se dañen o se pierdan en las crecientes, lo cual ya ha sido documentado en investigaciones anteriores (Lamotte y Bourliere 1971; De Pauw *et al.* 1986; Campaioli *et al.* 1994). La consecuencia inmediata de esta pérdida es que cuando se quiera evaluar la influencia de un factor (p. ej. impacto) sobre todas las estaciones de muestreo, se contará con unidades de muestreo de diferente tamaño y se generará un sesgo ajeno al factor que se desee evaluar. Es así que una unidad de muestreo de mayor tamaño tendrá una mayor probabilidad de tener una muestra más abundante, más diversa y con mayor número de especies raras o sensibles a variaciones puntuales de calidad de agua, mientras que una unidad de muestreo más pequeña será todo lo contrario.

Una de las principales ventajas del método de paquete de hojas es uniformizar el esfuerzo y tamaño de muestra, por esta razón, para minimizar el sesgo por pérdida de paquetes en los próximos análisis de esta sección, se considerarán incluir solo a las estaciones donde se recuperó al menos dos tercios de los paquetes colocados ($> 66\%$ o > 12 paquetes), lo que implica excluir cinco estaciones (MZK, LIA, PMT y LIM del sector amazónico y HUA del sector andino). Se determinó que dos tercios de paquetes recuperados sería el tamaño mínimo de muestra, puesto que equivale a recuperar al menos cuatro de seis paquetes por campaña de muestreo, lo que asegura un éxito de colecta superior al 50% en el periodo de evaluación.

4.2.3 Análisis de similitud

El análisis de similitud permitió conocer la existencia de diferencias significativas ($p < 0,05$) en la composición de macroinvertebrados bentónicos de los sectores amazónico y andino. En este análisis se obtuvo un valor p igual a $0,001$ y un valor R igual a $0,968$, lo que significa que hay diferencias estadísticamente significativas entre ambos sectores y que la separación entre ellos es completa. Este análisis estaría confirmando, a través de pruebas estadísticas, la diferenciación de la macrofauna bentónica por sectores en el gradiente altitudinal, algo que previamente había sido observado de forma exploratoria en el análisis de agrupamiento. Así, la altitud sería el principal factor que diferencia dos sectores climáticamente bien definidos; sin embargo, la magnitud de su influencia por sobre otras variables ambientales será determinada en las secciones posteriores.

4.2.4 Análisis de especies indicadoras

El análisis de especies indicadoras (ISA, por sus siglas en inglés) permitió conocer taxa indicadores estadísticamente significativos ($p < 0,05$) en cada uno de los sectores evaluados. En el sector amazónico se identificaron hasta 16 taxa indicadores, destacando los géneros *Americabaetis*, *Farrodes* y *Leptonema*, que estuvieron presentes en todas las estaciones de este sector, al presentar un valor indicador de 100. Del mismo modo, en el sector andino también se identificaron 16 taxa indicadores, destacando *Austrelmis* y *Claudioperla* sp. también con un valor indicador de 100 (Tabla 13).

Tabla 13: Taxa indicadores estadísticamente significativos para cada sector en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013

N.º	Taxa	Sector	Valor indicador observado	p
1	<i>Macrobrachium</i>	Sector amazónico	71,4	0,021
2	<i>Hetaerina</i>		71,4	0,020
3	<i>Argia</i>		71,4	0,023
4	<i>Americabaetis</i>		100	0,001
5	<i>Cryptonympha</i>		71,4	0,017
6	<i>Farrodes</i>		100	0,001
7	<i>Terpides</i>		71,4	0,021
8	<i>Leptoehyphes</i>		85,7	0,004
9	<i>Anacroneuria</i>		85,7	0,004
10	<i>Phylloicus</i>		85,7	0,004
11	<i>Leptonema</i>		100	0,001
12	<i>Smicridea</i>		92,8	0,009
13	<i>Corydalus</i>		71,4	0,017
14	<i>Heterelmis</i>		85,7	0,004
15	<i>Stenochironomus</i>		99,7	0,001
16	<i>Hexatoma</i>		85,7	0,004
17	Haplotaxidae	Sector andino	96,9	0,010
18	<i>Hyaella</i>		85,7	0,004
19	<i>Andesiops</i>		98,8	0,003
20	<i>Meridialaris</i>		85,2	0,022
21	<i>Claudioperla</i>		100	0,001
22	<i>Cailloma</i>		85,7	0,007
23	<i>Metrichia</i>		98,7	0,001
24	<i>Austrelmis</i>		100	0,001
25	<i>Cricotopus</i>		97,8	0,008
26	<i>Paraheptagyia</i>		95,3	0,004
27	<i>Podonomus</i>		85,7	0,007
28	<i>Clinocera</i>		71,4	0,019
29	<i>Linnophora</i>		85,7	0,005
30	<i>Gigantodax</i>		71	0,023
31	<i>Tabanus</i>		71,4	0,019
32	Hydrachnidia		96,7	0,006

De acuerdo con lo observado en la Tabla anterior, en el sector amazónico la mayor parte de taxa indicadores correspondieron a insectos acuáticos (15 de 16 taxa); de ellos, 10 pertenecieron a los órdenes Ephemeroptera, Trichoptera, Coleoptera y Plecoptera. Con respecto a los tres primeros órdenes (los efemerópteros *Americabaetis*, *Cryptonympha*, *Farrodes*, *Terpides* y *Leptohyphes*; los tricópteros *Phylloicus* y *Leptonema*; y el coleóptero *Heterelmis*), estos han sido encontrados exclusivamente en el sector amazónico, lo que coincide con otros estudios donde los han registrado entre los 476 y 1453 m de altitud. En el caso de *Smicridea* su distribución no solo se restringe al sector amazónico, pues se ha llegado a documentar hasta los 3584 m de altitud (Clemente 2018; Huanachín y Huamantínco 2018; Miñano *et al.* 2019).

Del género *Anacroneuria* se puede afirmar que es el más diverso entre los Plecoptera de la región Neotropical (Derka y Tierno de Figueroa 2016), estando representado en el Perú por al menos 43 especies (Stark 2004). Este género se encontró solo en el sector amazónico y, de acuerdo a la literatura especializada, puede llegar hasta los 2400 m en la vertiente amazónica (Stark y Sivec 1998; Tomanova y Tedesco 2007). Plecoptera, junto con Ephemeroptera, Trichoptera y Coleoptera son órdenes sensibles a las perturbaciones ambientales (Rosenberg y Resh 1993; Barbour *et al.* 1996) y juntos han sido empleados con éxito en estudios de bioindicación para caracterizar ambientes lóticos sin alteración evidente (Von Ellenrieder 2007). En la selva central del Perú, se verificó una gran riqueza de estos cuatro órdenes en una quebrada de escasa intervención antropogénica, lo que podría apoyar su uso en programas de biomonitoreo en esa zona del país (Sajamí y Huamantínco 2016).

El orden Odonata fue representado por los géneros *Argia* y *Hetaerina*, los cuales fueron encontrados solo en el sector amazónico, hasta poco más de los 750 m de altitud. Estos resultados coinciden con lo reportado por Hoffmann (2009), quien los tiene identificados para la Amazonía peruana en el registro taxonómico más completo y vigente de Odonata del Perú. El Orden Megaloptera también estuvo restringido solo al sector amazónico y estuvo representado únicamente por el género *Corydalus*, del cual se tienen registradas 29 especies en Sudamérica (Contreras-Ramos 2009) y 8 en Perú (Contreras-Ramos 2007). Todas estas especies del género *Corydalus* han sido encontradas en la vertiente del Amazonas, aunque algunas de ellas también fueron halladas en ríos de la vertiente del Pacífico (Contreras-Ramos 1999).

Otros insectos acuáticos que figuraron como especies indicadoras fueron los dípteros de los géneros *Stenochironomus* y *Hexatoma*. El género *Stenochironomus* es un quironómido con muchas especies, presente en todas las regiones biogeográficas, excepto Antártica (Dantas *et al.* 2010). Se encontró principalmente en el sector amazónico, registrando un solo individuo en el sector andino. De acuerdo con la bibliografía especializada, *Stenochironomus* ha sido registrado en zonas de bosque montano (Villamarín 2012) y pisos más bajos (Patrick 1966; OEFA 2017) de la vertiente del Atlántico; así como en zonas de bosque montano de la vertiente del Pacífico (Acosta 2009). El género *Hexatoma* es un tipúlido que fue encontrado solo en el sector amazónico, pero tiene amplia distribución mundial (Podeniene y Gelhaus 2015); en el Perú ha sido reportado en zonas de bosque montano y puna en las vertientes del Pacífico y Atlántico (Acosta 2009; Villamarín 2012), además de selva baja (OEFA 2017).

Aparte de los insectos acuáticos, los crustáceos también se hicieron presentes como especies indicadoras en el sector amazónico, tal como sucedió con el camarón de río *Macrobrachium*, que se encontró hasta los 1500 m de altitud. El género *Macrobrachium* tiene una amplia distribución en aguas dulces y salobres del mundo, contando con al menos 3 especies en la Amazonía peruana: *M. amazonicum*, *M. brasiliensis* y *M. Carcinus* (Holthuis 1952; Chirichigno 1970; García *et al.* 1996; Vásquez *et al.* 2000). En el sector amazónico este género también fue reportado por Guevara (2013) en el departamento de Madre de Dios y por OEFA (2017) en el límite entre los departamentos de Huánuco y Ucayali. Este crustáceo junto con la mayoría de especies indicadoras de insectos acuáticos del sector amazónico (excepto *Stenochironomus* y *Hexatoma*) son considerados taxa sensibles a la degradación del hábitat y contaminación fisicoquímica del agua, dado que registran puntuaciones de sensibilidad iguales o mayores a 6 según el índice biótico BMWP/Col (Roldán 2003). La dominancia de estos taxa como especies indicadoras se debería a que las estaciones sometidas a este análisis presentaron una condición control (5 estaciones) o poco impactada (2 estaciones), según la estimación de su nivel de impacto.

En el sector andino, al igual que lo observado en el sector amazónico, la mayor parte de taxa indicadores correspondieron a insectos acuáticos, totalizando 13 de 16 taxa; todos ellos pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera, Trichoptera, Coleoptera, Plecoptera y Diptera. Con respecto a los efemerópteros, *Andesiops* y *Meridialaris* fueron muy frecuentes en el sector andino, aunque su aparición en el gradiente altitudinal empezó

desde 1500 m y 3266 m, respectivamente; estos resultados coinciden con los reportados por Miñano *et al.* (2019) en el mismo gradiente. En relación a los tricópteros, *Metrichia* y *Cailloma* también fueron géneros representativos del sector andino; aunque el primero tuvo una distribución más amplia, hallándose también en el sector amazónico. *Metrichia* es un género que cuenta con 7 especies para el Perú y se puede encontrar tanto en el sector andino (Huamantínco y Ortiz 2010) como el amazónico (Holzenthal y Calor 2017), abarcando un amplio gradiente altitudinal. En el caso de *Cailloma*, su distribución es muy extensa a lo largo de los Andes, desde la subregión chilena hacia el norte; en el Perú está representado por sola una especie (Huamantínco y Ortiz 2010; Holzenthal y Calor 2017).

El coleóptero *Austrelmis* ha sido encontrado exclusivamente en el sector andino. Se conoce que es un género endémico de la región Neotropical, y parece encontrarse únicamente en los Andes y las estribaciones relacionadas del oeste de Sudamérica (Manzo y Archangelsky 2015); en el Perú está representado por 10 especies (Shepard y Chaboo 2015). En relación al plecóptero *Claudioperla*, también reportado únicamente en el sector andino, está representado el Perú únicamente por la especie *C. tigrina* (Froehlich 2010), sin embargo, no se descarta que pueda haber más especies, pues en la última década se han descubierto tres nuevas especies en el altiplano boliviano (Gibon y Molina 2013). Este género ha sido reportado desde Argentina (Pessacq 2009) y Chile (Palma y Figueroa 2008) hasta Colombia (Zúñiga *et al.* 2009); altitudinalmente, fue encontrado desde los 1645 m hasta los altos Andes en el noroeste argentino (Reynaga *et al.* 2017), y desde los 2247 m en el sur del Perú (OEFA 2018) hasta los 4527 m en el altiplano boliviano (Gibon y Molina 2013).

A nivel de órdenes, Diptera, representado por quironómidos, empíidos, múscidos, tábanos y simúlidos, presentó el mayor número de especies indicadoras en el sector andino, 7 en total. Entre los quironómidos, se hallaron los géneros *Cricotopus*, *Podonomus* y *Paraheptagyia*; de los tres, el de más amplia distribución fue *Cricotopus* que también se encontró en el sector amazónico. Este género habita todo tipo de agua dulce de todas las regiones zoogeográficas excepto la Antártida (Andersen *et al.* 2013). Por su parte, el género *Paraheptagyia* también se fue encontrado en los sectores amazónico y andino, apareciendo desde los 1500 m. En Sudamérica se distribuye desde Tierra del Fuego hacia el norte, a lo largo de los Andes tropicales (Lomolino *et al.* 2004), llegando hasta Colombia (Posada *et al.* 2008). En relación con el género *Podonomus*, este se distribuyó

exclusivamente en el sector andino. Según Brundin (1966) este género se distribuye desde las áreas más altas de los Andes bolivianos hasta la península de Magallanes en América del Sur, sin embargo, registros posteriores amplían su distribución hasta el este de Argentina (Siri & Donato 2012) y sudeste de Brasil (Roque & Trivinho-Strixino 2004). Estos tres géneros de quironómidos también han sido registrados en los Andes peruanos, tal como figura en Acosta (2009) y Villamarín (2012).

Los otros dípteros, correspondientes a los géneros *Clinocera*, *Limnophora*, *Tabanus* y *Gigantodax*, se encontraron exclusivamente en el sector andino. En relación con el empírido *Clinocera*, se tienen registradas 103 especies alrededor del mundo, de las cuales 23 se encuentran en la región Neotropical (Sinclair 2008). Algunos de sus registros corresponden a los Andes de Perú (Ayala 2018), Ecuador (González *et al.* 2018) y Colombia (Rojas 2013) a altitudes menores a los 3000 m. El múscido *Limnophora* registra unas 350 especies en todas las regiones zoogeográficas, aunque se encuentra pobremente representado en América del Norte y ausente en Nueva Zelanda (Pont *et al.* 2011). En el Neotrópico se encuentra registrado desde Chile hasta México, incluyendo Perú, país en el cual se tienen registradas 14 especies (Carvalho 2005; Fogaça y Carvalho 2015). El tabánido *Tabanus* se encuentra muy bien representado en el Perú, donde se han reportado 39 especies, distribuidas tanto en la zona andina como en pisos altitudinales más bajos, a ambos lados de la cordillera de los Andes (Wilkerson y Fairchild 1985). El simúlido *Gigantodax* está restringido a la región Neotropical (Coscarón-Arias 2009), encontrándose en hábitats templados y alpinos desde Tierra del Fuego hasta el centro de México, en los cuales se han reportado 64 especies, de las cuales 9 se encuentran en Perú (Vargas y Ramírez 1988; Wygodzinsky y Coscarón 1989; Adler 2020).

Con respecto a los taxa que no corresponden a los insectos acuáticos, se encontraron pequeños crustáceos como *Hyaella*, oligoquetos Haplotaxidae y ácaros acuáticos Hydracarina; de estos solo el primero se encontró de forma exclusiva en el sector andino. El género *Hyaella* comprende, hasta el presente, 74 especies distribuidas exclusivamente en todo el continente americano (Peralta e Isa 2020); habita aguas superficiales y subsuperficiales en un amplio rango altitudinal que va desde el nivel del mar hasta más de 4000 m (Peralta e Isa 2019). En el Perú se tienen registradas al menos 16 especies, las que se han documentado mayormente en ambientes lóticos y lénticos de la cuenca del lago Titicaca (De Los Ríos-Escalante *et al.* 2012). En relación con los oligoquetos, estos son

comúnmente separados en megadrílidos (terrestres) y microdrílidos (acuáticos), según Marchese (2009). En Sudamérica, se tienen registradas 171 especies, de las cuales 51 corresponden a Perú (50 Haplotaixidae y 1 Naididae), distribuyéndose tanto en área andina como amazónica (Coates y Stacey 1994; Christoffersen 2010; Rodrigues *et al.* 2013). Finalmente, el taxa Hydracarina tiene descritas 916 especies en 11 países de Sudamérica, (Rosso de Ferradás y Fernández 2009), sin embargo, se necesita un mejor estudio de su taxonomía y distribución, puesto que hay muchas áreas poco exploradas como la cuenca alta del Amazonas (Rosso de Ferradás y Fernández 2005). En el Perú se conocen al menos 10 especies, las que han sido descritas para el lago Titicaca (Dejoux 1992), pero no se descarta que ese registro pueda ser bajo para el país, puesto que, en la mayoría de estudios extensos de caracterización de la comunidad de macroinvertebrados, son agrupados dentro del taxon Hydracarina (Acosta 2009; Villamarín 2012).

En el sector andino, a diferencia del amazónico, se observó una mayor proporción de taxa tolerantes a la degradación del hábitat y contaminación fisicoquímica del agua, pues la mayoría (excepto *Meridialaris*, *Cailloma* y *Hyaella*) registraron puntuaciones de sensibilidad menores a 6 según el índice biótico ABI (Ríos-Touma *et al.* 2014). La dominancia de estos taxa tolerantes, la mayoría dípteros y *no insectos*, se debería a que en este sector el número de estaciones impactadas fue equiparable al de estaciones control (3 de c/u), encontrándose estaciones poco impactadas (nivel 2) e impactadas (nivel 3). Adicionalmente, no se descarta que los taxa tolerantes identificados también sean los mejor adaptados a la presión ambiental ejercida por la altitud, gracias a adaptaciones fisiológicas o de comportamiento, sin embargo, esta influencia será discutida con mayor detalle en la siguiente sección.

4.3 RELACIÓN DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS CON LAS VARIABLES AMBIENTALES

El análisis de correspondencia canónica (ACC) entre las variables ambientales (altitud y parámetros de campo) y la abundancia de macroinvertebrados bentónicos es presentado en la Figura 30. En la Tabla 14 se observan los nuevos ejes canónicos extraídos, sus porcentajes de varianza y su correlación con las variables ambientales. El primer eje canónico explicó el 62,62 % y destacaron correlaciones negativas con la altitud, el caudal y la conductividad eléctrica, y positiva solo con la temperatura. El segundo eje canónico

explicó el 18,01 % y destacaron correlaciones negativas con el pH, el oxígeno disuelto y la turbidez. La varianza acumulada de ambos ejes canónicos representó el 80,63% de la variabilidad de la matriz de macroinvertebrados bentónicos.

Tabla 14: Porcentajes de varianza y valores de correlación taxa - ambiente por ejes del ACC en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013

Eje	1	2
% varianza	62,62	18,01
% varianza acumulada	62,62	80,63
Variables ambientales		
Altitud	-0,922	-0,081
Caudal	-0,269	-0,262
Temperatura	0,900	0,184
pH	-0,515	-0,519
Conductividad eléctrica	-0,641	-0,030
Oxígeno disuelto	-0,066	-0,290
Turbidez	-0,093	-0,448

En la Figura 30 (superior) se observó que la variabilidad de las estaciones del sector amazónico (lado derecho, puntos negros) estuvo determinada por mayores valores de temperatura, mientras que la variabilidad de las estaciones del sector andino (lado izquierdo, puntos rojos) estuvo determinada por mayores valores de altitud, conductividad eléctrica, entre otros. En la Figura 30 (inferior) se observó la distribución de los macroinvertebrados bentónicos en relación a las variables ambientales, apreciándose que algunos taxa como Ble, Per, Oxy, Arg, Heta, Hex, Ste, Hete, Lep, Yau, Tri, Farr, Ame, Lep, Het, Ter, Phyl, Thr, Glo, Smi y Ana dominaron en las estaciones de zonas bajas (sector amazónico), mientras que otros taxa como Hya, Ato, Met, And, Aus, Par, Gig, Cai, Cla, Pod y Mer prefirieron las estaciones de zonas altas (sector andino). Estos últimos resultados coinciden en gran medida con lo encontrado en el análisis de especies indicadoras de la sección anterior.

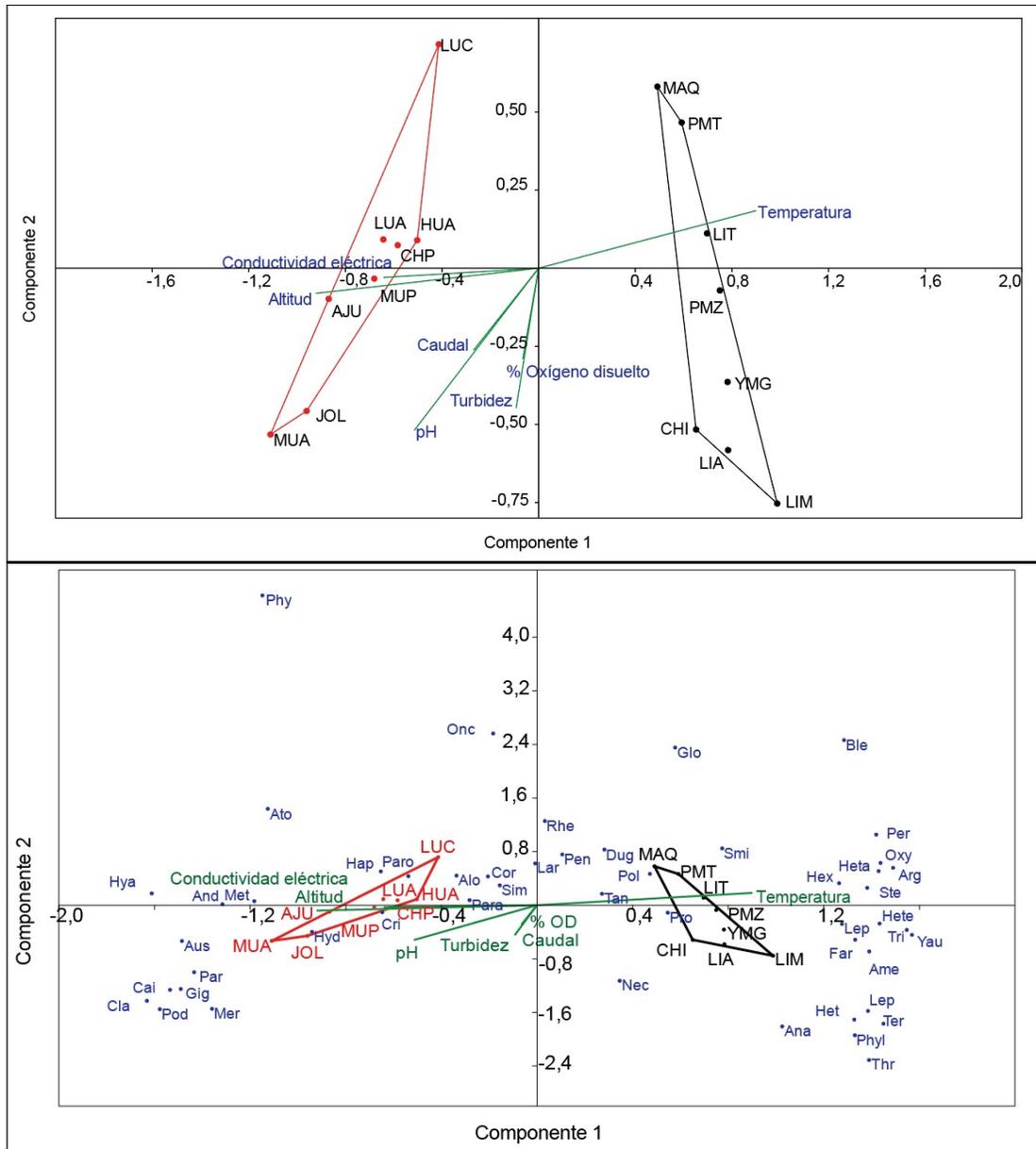


Figura 30: Representación de los resultados del ACC mostrando la ubicación de las estaciones de muestreo con respecto a las variables ambientales (superior) y los taxa (inferior) en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013

Los resultados del ACC demuestran que la altitud y la temperatura del agua, ambas con los mayores valores de correlación, fueron las principales variables ambientales que determinaron la distribución de los macroinvertebrados bentónicos colonizadores de los paquetes de hojas, pues evidenciaron una clara separación entre los taxa que prefirieron un piso bajo de clima cálido (sector amazónico) y los que prefirieron un piso alto de clima frío (sector andino). La temperatura es un parámetro que varía de forma inversa con la altitud

(Vuille 2011) y es una importante variable climática que determina las zonas de vida (Aybar-Camacho *et al.* 2017). Ambas variables ejercen gran influencia sobre el clima, factor de alcance regional que actúa como una barrera a la dispersión de los organismos (Leibold *et al.* 2004; Macchi 2017).

La influencia de la altitud sobre la distribución de los macroinvertebrados bentónicos ya ha sido bien documentada en los Andes tropicales. En el Perú, tanto en la vertiente del Pacífico (Acosta 2009; Loayza-Muro 2013; García-Ríos *et al.* 2020) como en la del Amazonas (Villamarín 2012; Sweeney *et al.* 2020); en Ecuador, del mismo modo, en ambas vertientes (Jacobsen 2003; Jacobsen 2004; Jacobsen 2008; Kuhn *et al.* 2011); en Colombia, en la cuenca del río Magdalena (Vásquez-Ramos y Reinoso 2012); y en Argentina, en las yungas del noroeste del país (Von Ellenrieder 2007). Todos estos estudios, que abarcan gradientes amplios altitudinales, coinciden en que la temperatura, que decrece con la altitud, es una variable importante que influye en la estructura y riqueza de la comunidad bentónica, tal como ha sido observado también en otros estudios de menor o similar alcance desarrollados en otras zonas del Neotrópico (Ramírez *et al.* 2004; Henriques-Oliveira y Nessimian 2010; Tomanova *et al.* 2007).

Junto con la temperatura, el oxígeno también ejerce una importante influencia en la distribución de los macroinvertebrados bentónicos en el gradiente altitudinal de los Andes tropicales (Jacobsen 2008; Jacobsen & Brodersen 2008; Villamarín 2012), pues ambas variables varían de forma inversa con la altitud. No obstante, en esta evaluación el oxígeno presentó una influencia mucho menor que la temperatura, salvo en dos estaciones sometidas a diversos grados de actividad antropogénica (HUA y MAQ). Otras variables que también ejercieron una influencia menor sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos fueron la conductividad eléctrica, pH y turbidez. Las dos primeras deberían su variación a la mineralización del sitio, el pH del lecho de los cuerpos de agua y la tasa de aporte de material alóctono de la zona ribereña, mientras que, en el caso de la turbidez, su variación se debería al ingreso de sólidos suspendidos producto de las actividades antropogénicas o escorrentías. En el amplio gradiente evaluado, los resultados apuntan a que la influencia de la altitud se superpuso a cualquier otra derivada de las actividades antropogénicas caracterizadas.

En el trópico, la influencia del gradiente altitudinal sobre los macroinvertebrados bentónicos se manifiesta principalmente en el decrecimiento de la riqueza conforme se incrementa la altitud. En Ecuador, por ejemplo, se han desarrollado estudios que abarcan tres o más pisos altitudinales en gradientes que van desde el nivel del mar hasta los 4000 m de altitud, observándose en todos ellos una reducción de la riqueza de familias, que en algunos casos se aproxima al 50 % (Jacobsen *et al.* 1997; Jacobsen 2003; Jacobsen 2004). En el Perú, también se han apreciado resultados similares en gradientes por encima de los 2000 m, donde se ha visto una tendencia decreciente en la riqueza de familias y géneros conforme se incrementó la altitud (Acosta 2009; Villamarín 2012).

Más allá de la reducción de la riqueza por sector o piso altitudinal, que también fue observada en este estudio, es importante notar la presencia de algunos taxa o géneros solo en uno de los sectores estudiados. Así, en el análisis de correspondencia canónica puede notarse que en el sector amazónico hubo una mayor diversidad de géneros de Ephemeroptera y Trichoptera, cuya gran mayoría solo se encuentran en este sector; mientras que en el sector andino hubo una mayor diversidad de géneros de Diptera. El caso de Plecoptera es particular, puesto que evidencia un recambio de especies en el gradiente al reportar un género por debajo de los 1600 m (*Anacroneturia*) y otro más allá de los 3000 m (*Claudioperla*). En el mismo gradiente (Sweeney *et al.* 2020) encontró cambios similares en la composición de taxa, observando que conforme se incrementa la altitud decrece la riqueza de géneros EPT y se incrementa la de géneros de Diptera. Esta influencia del gradiente altitudinal refuerza los resultados encontrados en secciones anteriores, donde se analizó la composición por órdenes (Tabla 11) y la presencia de taxa indicadores en cada sector (Tabla 13).

En el gradiente altitudinal, los cambios en la riqueza y composición de especies son mejor explicados partiendo del clima. En las zonas altas de los Andes tropicales, el clima es más severo y los seres vivos están expuestos a menor oferta de alimento y refugio, menores concentraciones de oxígeno disuelto, menores temperaturas (pese a la amplia variación diaria) y mayores niveles de radiación solar, lo que podría considerarse condiciones extremas de hábitat que hacen que solo algunas pocas especies puedan tener adaptaciones para soportarlas. Al respecto, Jacobsen y Brodersen (2008) plantean que las posibles razones para la desaparición de especies a lo largo del gradiente altitudinal serían (1) interacciones bióticas (exclusión competitiva, depredación) y (2) autecología y tolerancias

fisiológicas, que deben relacionarse a alguna variable ambiental fisicoquímica; ambas razones son respuestas directas o indirectas al estrés permanente del clima.

Las interacciones bióticas en el gradiente altitudinal surgirían como una respuesta a la oferta alimentaria y de hábitat. En el sector amazónico esta oferta es mayor por el constante aporte de material alóctono proveniente de la cobertura boscosa y vegetación ribereña arbórea y arbustiva, aun en las estaciones consideradas impactadas. En el sector andino, especialmente en la puna (>4000 m), la vegetación ribereña está reducida prácticamente a pastos de crecimiento lento que aportan muy poco material alóctono a los cuerpos de agua, aparte que su ubicación próxima a las nacientes de cuenca les permite acumular muy poca hojarasca aguas arriba. La menor oferta de material alóctono en las partes alta reduce la oferta alimentaria, sitios de refugio, reproducción y, por lo tanto, una menor diversidad de nichos ecológicos. Sobre este punto Tomanova *et al.* (2007) desarrollaron un estudio donde encontraron un decrecimiento significativo de la abundancia de familias de trituradores y raspadores a lo largo de un gradiente altitudinal (1120 - 4300 m) en los Andes tropicales bolivianos, que se asoció a la escasez de hojarasca, palatibilidad condicionada por microorganismos y desarrollo de perifiton, teniendo en cuenta las observaciones hechas por Ward (1994) y Vinebrooke y Leavitt (1999) en zonas templadas.

En relación a las respuestas autoecológicas y de tolerancia fisiológica, estas suelen ser muy diversas conforme la altitud se incrementa. Frente a las temperaturas frías, Irons *et al.* (1993) propusieron que los insectos acuáticos podrían moverse distancias cortas en los planos vertical y horizontal evitando temperaturas de congelamiento, así como sintetizar crioprotectores o compuestos anticoagulantes que reducen el punto de congelación de histéresis de su hemolinfa. Frente a la disminución de oxígeno, Illies (1964), a partir de observaciones de larvas EPT, propuso que el tamaño de las branquias se reduce en ambientes altoandinos bien oxigenados en comparación a sus símiles de zonas bajas; sin embargo, más adelante Mill (1974) y Jacobsen (2000), a partir de sus estudios con larvas de Trichoptera, encontraron que la superficie y grosor de la cutícula corporal (incluyendo branquias) revisten una mayor importancia para la respiración. Finalmente, frente a la excesiva radiación, Loayza-Muro (2013) observó dos posibles estrategias de protección en larvas de Ephemeroptera. La primera está relacionada con la distribución vertical de especies, es decir que aquellas que sintetizan más melanina se ubicarían en las partes altas;

mientras que la segunda estaría relacionada a la plasticidad fenotípica, es decir que una misma especie puede ajustar la síntesis de melanina en función a la altitud en la medida que lo pueda soportar.

4.4 ANÁLISIS DEL PAQUETE DE HOJAS COMO HERRAMIENTA DE VIGILANCIA DE CALIDAD DE AGUA

Para los siguientes análisis estadísticos sólo se tomaron en cuenta a los paquetes de hojas correspondientes al mes de agosto (Anexos 4 y 5). De cada estación de muestreo se eligieron los tres paquetes de hojas que registraron la mayor riqueza, y en los casos donde hubo dos o más paquetes con la misma riqueza, prevaleció el que también presentó la mayor abundancia. De las diecinueve estaciones solo en dos (LIM y HUA) se recuperaron menos de tres paquetes, razón por la cual fueron excluidas del análisis para minimizar el sesgo relacionado al tamaño de la muestra por la pérdida de paquetes de hojas.

4.4.1 Análisis de similitud

El análisis de similitud (ANOSIM) permitió conocer la existencia de diferencias significativas ($p < 0,05$) entre las estaciones control e impactadas en cada sector de estudio. En el sector amazónico se obtuvo un valor p igual a 0,024 y un valor R igual a 0,376, lo que significa que hay diferencias estadísticamente significativas, aunque la separación entre ambos grupos de estaciones es baja. En el sector andino se obtuvo un valor p igual a 0,257 y un valor R igual a 0,185, lo que significa que no hay diferencias estadísticamente significativas y que la separación entre ambos grupos de estaciones también es baja. Estos resultados evidencian que en el sector amazónico hubo un mejor contraste entre estaciones control e impactadas, en comparación con lo encontrado en el sector andino.

Este contraste pudo notarse mejor gracias a que todas las estaciones del sector amazónico pertenecieron a una misma ecorregión (excepto CHA) y estuvieron sometidas a un mismo clima, quedando como único factor de comparación entre ellas la condición control o impactada. Las diferencias significativas encontradas en este sector obedecerían a que las estaciones elegidas para el estudio se consiguió encontrar estaciones que representaron claramente cada condición (control/impactada), pese a que en la actualidad es complicado encontrar estaciones control, referenciales o prístinas en la gran mayoría de cuencas del país. Esta dificultad pudo superarse gracias a que en el momento del muestreo la carretera

era de construcción relativamente reciente, razón por la cual la intervención en áreas de bosque alejadas de los principales centros urbanos fue mínima, siendo posible encontrar todavía cuerpos de agua con nula o casi imperceptible intervención antropogénica.

En el sector andino la situación tuvo otros matices. Si bien hubo diferencias significativas entre variables abióticas (Mann-Whitney) y bióticas (ANOSIM) con respecto al sector amazónico, en algunos análisis multivariados como el ACC se pudo diferenciar dos agregaciones de puntos, una que corresponde a las estaciones de la ecorregión puna (> 3800 m) y otra a las de la ecorregión serranía esteparia (1000 – 3800 m). Cada ecorregión cuenta con sus propias características climáticas y de formaciones vegetales, lo que pudo evidenciarse durante la caracterización de las estaciones de muestreo. En este escenario, durante la ejecución del estudio no se reparó en que la mayoría de estaciones control (3 de 4) se ubicaron en la ecorregión puna, mientras que la totalidad de estaciones impactadas (3) se ubicaron en un piso ecológico de menor elevación (ecorregión serranía esteparia).

El hecho de no encontrar diferencias significativas entre estaciones control e impactadas en el sector andino se debería a que las estaciones control no estuvieron totalmente libres de cualquier presión ambiental, pues la mayoría de ellas estuvo expuesta a un estrés climático producto de la altitud al situarse en la ecorregión puna, donde hay un marcado incremento de radiación UV y reducción parcial de oxígeno y temperatura. Como se ha explicado en una sección anterior, el estrés climático limita el desarrollo de las especies favoreciendo solo a las que se pueden adaptar a estas condiciones extremas. Aparte de ello, las estaciones control podrían estar al alcance de la actividad ganadera que se desarrolla en las cercanías, puesto que el pastoreo de camélidos sudamericanos ocupa grandes extensiones de territorio para obtener pastos y fuentes de agua. Este probable impacto, de existir como tal, no tendría mayor repercusión, ya que la ganadería que se desarrolla en esas zonas es de subsistencia y está desarrollada por pocas familias.

4.4.2 Comparación de métricas bioindicadoras

Las métricas bioindicadoras elegidas para el presente análisis son presentadas en los Anexos 6 y 7. Todas ellas fueron sometidas a la prueba de Mann-Whitney para conocer la existencia de diferencias significativas ($p < 0,05$) entre estaciones control e impactadas en cada sector de estudio. En el sector amazónico se observaron diferencias significativas

entre estaciones control e impactadas para las métricas riqueza, riqueza EIPT, %EPT, BMWP/Col e IBF; mientras que en el sector andino no se observaron diferencias significativas para ninguna métrica (Tabla 15).

Tabla 15: Significancia estadística de las métricas bioindicadoras de estaciones control e impactadas en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013

Métrica bioindicadora	Sector amazónico		Sector andino	
	p valor	Significancia	p valor	Significancia
Riqueza	0,04	Significativo	0,60	n.s.
Riqueza EPT	0,06	n.s.	0,21	n.s.
Riqueza EIPT	0,03	Significativo	0,21	n.s.
Abundancia	0,09	n.s.	0,38	n.s.
% Ephemeroptera	0,30	n.s.	0,38	n.s.
% Plecoptera	0,08	n.s.	0,22	n.s.
% Trichoptera	0,06	n.s.	0,22	n.s.
% Elmidae	0,09	n.s.	0,60	n.s.
% Chironomidae	0,40	n.s.	0,60	n.s.
%EPT	0,02	Significativo	0,11	n.s.
ABI	--	--	0,48	n.s.
BMWP/Col	0,02	Significativo	--	--
IBF	0,02	Significativo	0,11	n.s.

n.s.: no significativo

Los resultados mostrados refuerzan lo encontrado en el análisis ANOSIM, al reportar diferencias significativas entre estaciones control e impactadas en el sector amazónico a nivel de métricas bioindicadoras. En este sector las métricas simples como riqueza, riqueza EIPT y % EPT, además de los índices bióticos BMWP/Col e IBF, demostraron una vez más su importancia en estudios de bioindicación. En los bosques del Neotrópico, las métricas riqueza y % EPT han sido empleadas exitosamente para caracterizar sitios impactados por diversas actividades antropogénicas en la Amazonía boliviana (Moya *et al.* 2007) y agricultura en la Amazonía peruana (Valcarcel 2011), mientras que la métrica EIPT, propuesta para las yungas argentinas (Von Ellenrieder 2007), ha sido puesta a prueba de forma exitosa en sitios impactados por actividades mineras en la Amazonía peruana (Guevara 2013) y agrícolas en Colombia (Galindo *et al.* 2012).

En el sector andino, la inexistencia de diferencias significativas en métricas bioindicadoras de estaciones control e impactadas tendría su respuesta en la comparación involuntaria de dos grupos con más de un factor de evaluación (condición y ecorregión). Por un lado, la mayoría de puntos de condición control coincidieron en pertenecer a la ecorregión puna, la cual presenta condiciones climáticas extremas que limitan la diversidad, principalmente de organismos sensibles; mientras que, por otro lado, la totalidad de estaciones de condición impactada se lograron establecer en la ecorregión serranía esteparia, donde las condiciones climáticas son menos extremas que en la ecorregión puna, lo que permite el desarrollo de una mayor diversidad de especies. Refuerza el argumento de la influencia del estrés climático del factor ecorregión, el hecho de que la única estación control que no perteneció a la ecorregión puna, es decir, no estuvo sometida a una presión ambiental adicional, alcanzó los mayores registros de riqueza, riqueza EPT, riqueza EIPT e índice ABI del sector andino.

Más allá de la influencia de los factores condición y ecorregión en los resultados de las métricas bioindicadoras del sector andino, se puede notar que, según el índice ABI, todas las estaciones consideradas para este análisis presentaron una calidad biótica buena o muy buena, minimizando los impactos observados en las estaciones impactadas. La calificación dada por este índice podría ser la más apropiada para este estudio, puesto que pese a sobrestimar la calidad biótica de algunas estaciones como MUP, es la que mejor se ajusta a la estimación de nivel de impacto en el sector andino (poco impactadas o impactadas); es decir, si hubo estrés ambiental por cualquiera de los factores mencionados, este no fue tan crítico. Esta situación probablemente sería muy distinta si se hubiese incluido a la estación HUA, la que fue, por lejos, la más impactada no solo del sector andino, sino de toda la evaluación, al registrar solo algunos oligoquetos y dípteros en los dos únicos paquetes recuperados en agosto. Su inclusión podría haber generado la existencia de diferencias significativas en alguna métrica, dado que ejercería un mayor contraste entre las métricas de las estaciones control e impactadas del sector andino.

4.4.3 Correlación de Spearman

Las métricas bioindicadoras elegidas para este análisis fueron correlacionadas con el nivel de impacto para conocer la intensidad de la relación lineal (r_s) y la existencia de correlaciones estadísticamente significativas ($p < 0,05$) en cada sector de estudio. Solo se

observaron correlaciones estadísticamente significativas ($p < 0,05$) en el sector amazónico, encontrándose coeficientes de correlación (r_s) negativos con riqueza, abundancia, riqueza EPT, riqueza EIPT, % Plecoptera, % Trichoptera, % Elmidae, % EPT y BMWP/Col, y positivo con IBF (Tabla 16).

Tabla 16: Correlación del nivel de impacto con las métricas bioindicadoras en el área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013

Variable	Sector amazónico		Sector andino	
	r_s	p	r_s	p
Riqueza	-0,75	0,01	--	--
Abundancia	-0,64	0,04	--	--
Riqueza EPT	-0,77	0,01	--	--
Riqueza EIPT	-0,85	<0,01	--	--
% Plecoptera	-0,67	0,04	--	--
% Trichoptera	-0,77	0,01	--	--
% Elmidae	-0,71	0,02	--	--
%EPT	-0,87	<0,01	--	--
BMWP/Col	-0,81	<0,01	--	--
IBF	0,84	<0,01	--	--

Estos resultados reflejan dos aspectos positivos sobre el diseño del estudio. El primero es ratificar que en el sector amazónico se implantó con mayor éxito el diseño de estudio, desde el establecimiento de estaciones control e impactadas fácilmente contrastables, hasta la identificación de una gradualidad en el nivel de impacto. El segundo tiene que ver con que en este sector las métricas elegidas presentaron una respuesta esperada frente al nivel de impacto. Así, se observó que los valores de riqueza, abundancia, riqueza EPT, riqueza EIPT, % Plecoptera, % Trichoptera, % Elmidae, % EPT y BMWP/Col presentaron correlación negativa, es decir, disminuyeron conforme el nivel de impacto se incrementó; mientras que los valores de IBF, los únicos que aumentaron frente al impacto, presentaron correlación positiva, es decir, aumentaron cuando el nivel de impacto fue mayor. Estas respuestas esperadas frente al incremento del nivel de impacto coincidieron con lo planteado por Barbour *et al.* (1999) y han sido similares, en mayor o menor magnitud, a las encontradas en estudios realizados en zonas boscosas de Brasil (Egler 2002), Bolivia (Moya *et al.* 2007) y Argentina (Von Ellenrieder 2007)

En contraparte, la inexistencia de correlaciones significativas con el nivel de impacto en el sector andino se debería a que el nivel de impacto de sus estaciones impactadas fue muy

similar (poco impactada e impactada), a diferencia del sector amazónico, donde el nivel de impacto mostró una mayor gradualidad (poco impactadas y muy impactada). En el sector andino las estaciones de muestreo elegidas para la evaluación pertenecieron a cuerpos de agua que no han tenido una intensa presión por las actividades antropogénicas identificadas (urbanización, agricultura y minería, en orden de frecuencia), tal como lo han permitido corroborar buena parte de las métricas bioindicadoras, como el índice biótico ABI. Al respecto, frente a impactos bajos o moderados la hipótesis del disturbio intermedio (Connell 1978) parece cobrar vigencia, puesto que la disminución de la vegetación ribereña y el incremento de nutrientes asociados a la urbanización y agricultura permitiría conservar a las especies sensibles y una mayor abundancia de macroinvertebrados bentónicos (Allan 2004).

4.4.4 Análisis de especies indicadoras

El análisis de especies indicadoras permitió conocer taxa indicadores estadísticamente significativos ($p < 0,05$) de condiciones control e impactada en cada uno de los sectores evaluados. En el sector amazónico se identificaron dos taxa indicadores (*Anacroneuria* y *Tanytarsus*), ambos para la condición control, los cuales presentaron un valor indicador superior a 75, valor que representa su porcentaje de abundancia en las estaciones control. En el sector andino también se identificaron dos taxa indicadores (*Rheotanytarsus* y Empididae 1), aunque ambos para la condición impactada, los cuales presentaron un valor indicador de 100, lo que quiere decir que estos taxa se encontraron exclusivamente en las estaciones impactadas (Tabla 17).

Tabla 17: Taxa indicadores estadísticamente significativos para condiciones control e impactadas en cada sector del área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013

Taxa	Sector	Condición	Valor indicador observado	p
<i>Anacroneuria</i>	Amazónico	Control	88,4	0,0254
<i>Tanytarsus</i>			76,5	0,0412
<i>Rheotanytarsus</i>	Andino	Impactado	100	0,0390
Empididae 1			100	0,0412

De acuerdo con lo observado en la Tabla anterior, en el sector amazónico los taxa indicadores de condición control correspondieron exclusivamente a insectos acuáticos. El primero de ellos, el plecóptero *Anacroneria*, fue identificado previamente como un taxa indicador del sector amazónico mediante este mismo análisis cuando se hizo la comparación entre sectores (Tabla 13). En dicha sección, al igual que aquí, su presencia se limitó a estaciones control y a una impactada por agricultura (nivel de impacto 2), en la cual la considerable turbulencia del cuerpo de agua habría favorecido su existencia. Sobre su uso en la bioindicación de calidad del agua, no sería prudente afirmar que es un excelente indicador de condición control en general, pues algunas especies pueden tolerar algún grado de contaminación, entre ellas orgánica, así como variaciones en el caudal y la temperatura del agua (Tomanova y Tedesco 2007; Váquiro-Capera *et al.* 2020). Por esa razón, su uso en índices bióticos dentro de la familia Perlidae es enfatizado para evaluar contaminación orgánica o alteración de la vegetación ribereña y no otros impactos como actividades mineras (Ríos-Touma *et al.* 2014).

El segundo taxa indicador de condición control del sector amazónico fue el quironómido *Tanytarsus*, el cual se encontró en todas las estaciones del sector, tanto control como impactadas. Su calificación como taxa indicador de condición control se debería a su abundancia en las estaciones control y su escasez en las estaciones impactadas, que sería consecuencia de la menor riqueza y abundancia de macroinvertebrados bentónicos en estas últimas estaciones. Sobre los quironómidos es ampliamente conocido que son los macroinvertebrados más abundantes en evaluaciones de calidad de agua y su amplio rango de tolerancia a contaminantes lo hace un excelente indicador (Ossa *et al.* 2018), sin embargo, estudios de su rol indicador a nivel de género o especie no son muy frecuentes. Mientras que algunas investigaciones apuntan a que se trata de un género tolerante a polución (Rae 1989; Patrick y Palavage 1994; Cranston 2000), otras indican que hay algunas especies sensibles (Carew *et al.* 2007; Al-Shami *et al.* 2010), manifestándose esta sensibilidad en deformidades frente a impactos severos (Wiederholm 1984; Cook 1998).

En el sector andino solo se encontraron taxa indicadores de condición impactada, los cuales se encontraron exclusivamente en estaciones impactadas. El primero de ellos, el quironómido *Rheotanytarsus*, es capaz de tolerar una amplia gama de perturbaciones ambientales (Roque *et al.* 2000), siendo muy abundante en cuerpos de agua afectados por

enriquecimiento de nutrientes en zonas próximas a actividades agrícolas (König y Santos 2013); no obstante, hay evidencia de que algunas especies podrían ser buenas indicadoras de sitios relativamente poco disturbados donde haya altas concentraciones de oxígeno disuelto (Cortelezzi *et al.* 2020). En este sector, su mayor abundancia en las estaciones calificadas como impactadas en comparación con las estaciones control, se debería al impacto relativamente moderado generado por urbanización y en menor medida por otras actividades, que estarían aportando materia orgánica a los cuerpos de agua. Otro factor, no menos importante, que permitiría apreciar la relativamente alta cantidad de quironómidos en las estaciones impactadas, se debería a que en las estaciones control, donde hay un mayor estrés ambiental por altitud, la abundancia en general de macroinvertebrados fue menor.

En relación con el empídido Empididae 1, se trata de un taxon que guarda cierta similitud con el género *Oreogeton*, sin embargo, este no está reportado para el Neotrópico. Como familia, los empídidos acuáticos son un grupo poco estudiado, pese a que cumplen una función ecológica importante como predadores de diversos grupos de insectos, entre ellos quironómidos y psicódidos (Wagner 1997; Cobo *et al.* 2003). En el Perú se tienen documentados, al menos, los géneros *Empis*, *Cladodromia*, *Macrostomus* *Porphyrochroa* y *Clinocera* (Rafael y Cámara 2012; Ayala 2018; Rafael *et al.* 2019), sin embargo, no se tienen registros para el género *Oreogeton*, por lo que sería aconsejable buscar y coleccionar nuevamente el morfotipo identificado para ahondar en su taxonomía. Los empídidos, si bien son de distribución mundial, son muy numerosos en regiones templadas y montañosas del hemisferio norte (Smith 1989); por ello, no resulta sorprendente que su mayor riqueza y abundancia se haya registrado en el sector andino, zona de clima frío. En un estudio reciente en la cordillera Blanca del Perú se determinó que puede ser tolerante a contaminación por metales (La Matta 2020). Al igual que lo observado con *Rheotanytarsus*, su ausencia total en las estaciones control se debería no solo a los impactos ambientales observados, sino que también porque en el piso más alto, que es donde se ubicaron la mayoría de estaciones control, las condiciones climáticas son más extremas, generando una reducción generalizada de riqueza y abundancia de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.

Habiéndose desarrollado todos los análisis correspondientes para probar la efectividad del uso paquete de hojas como una herramienta de vigilancia de calidad de agua, se puede

indicar que se ha encontrado un éxito parcial. Mientras que en el sector amazónico se sustentó estadísticamente su efectividad, en el sector andino no se halló el mismo éxito. Pese a los resultados aparentemente adversos en este último sector, se pudo constatar que estos podrían estar sesgados por el factor climático en el gradiente altitudinal, puesto que la comparación no sería exactamente de estaciones control frente a impactadas, sino de dos grupos de estaciones de diferente piso altitudinal afectadas por mínimamente un factor de estrés (condición o clima). El primer grupo, con la mayoría de estaciones ubicadas en la ecorregión puna, afectado por un mayor estrés climático (menor presión parcial de oxígeno, mayor radiación UV y menores temperaturas); frente al segundo grupo, con la totalidad de estaciones ubicadas en la ecorregión de serranía esteparia, sometido al estrés de actividades antropogénicas como urbanización, agricultura y minería.

Para estimar la efectividad del paquete de hojas en la vigilancia de la calidad del agua en el sector andino, lo más aconsejable sería comparar un número similar de estaciones control e impactados por región natural (Britto 2017) o ecorregión (Reynel *et al.* 2013). Los tramos de ríos o quebradas que pueden servir como estaciones control, se deberían ubicar lo suficientemente alejados de la presencia humana y principales carreteras (asfaltadas, afirmadas o trochas), especialmente en los pisos altitudinales por debajo de los 4000 m, que es donde se ha asentado la mayor parte de la población peruana (Llocclla 2006; INEI 2018d) y generado una mayor presión ambiental sobre sus recursos hídricos. En el Diagnóstico de la Calidad de los Recursos Hídricos en el Perú 2000-2012 (ANA 2014b) se observa que la contaminación del agua por acción antropogénica se debe a los vertimientos de aguas residuales no tratadas, manejo y disposición inadecuada de los residuos sólidos, pasivos ambientales, minería informal e ilegal; en similar línea, el informe técnico de Calidad de agua en cuencas hidrográficas a nivel nacional indica que la principal causa de contaminación de los cuerpos de agua del país es el vertimiento de aguas residuales domésticas y municipales (ANA 2015; ANA 2016b), el que se origina en las zonas donde hay más población, es decir, mayor presión por urbanización.

Sobre el uso de paquetes de hojas para evaluar la salud de los ríos, se puede indicar que es una práctica que viene impulsando de forma exitosa el Stroud Water Research Center desde el 2000 en varios países, entre ellos USA, Canadá, Chile, China, Colombia, Costa Rica, Inglaterra, Etiopía, Guatemala, México, Perú y Filipinas (Leaf Pack Network 2020). En el Perú se viene usando desde el 2009 en el marco del proyecto de educación ambiental

«Paquete de hojas: ecología de quebradas» de la ONG ACEER con el objetivo de establecer una línea base de la diversidad de macroinvertebrados de agua dulce en los departamentos de Madre de Dios y Cusco (ACEER 2020). Su uso más extensivo en la evaluación y monitoreo de la calidad de agua en quebradas andinas y amazónicas peruanas ocurrió entre los años 2012 y 2013 cuando se hicieron monitoreos a lo largo de la carretera interoceánica entre Cuzco y Puerto Maldonado, obteniendo resultados que mostraron que el paquete de hojas, desarrollado por personal de conservación entrenado, es una opción viable para el monitoreo de calidad de agua de ríos y quebradas en Perú y quizás también en otros lugares (Sweeney *et al.* 2020). Otros estudios publicados sobre su uso en el monitoreo o caracterización de cuerpos de agua en el Neotrópico, aunque en un alcance espacial mucho menor, corresponden a Perú (Barra 2015; Pinto 2018) y Colombia (Gutiérrez-López *et al.* 2016; Salazar-Castellanos *et al.* 2020) donde se ha podido diferenciar estaciones de referencia de las perturbadas a través del uso de las métricas bioindicadoras.

En el Perú la Ley General del Ambiente garantiza el derecho de las personas a la participación en la gestión ambiental y para ello las entidades públicas deben promover el establecimiento de mecanismos de participación ciudadana en el seguimiento, control y monitoreo ambiental (Congreso de la República del Perú 2005). Con ese respaldo normativo y el sustento técnico de los resultados presentados, la posibilidad del uso del paquete de hojas en actividades de monitoreo y vigilancia de calidad de agua en monitoreos ambientales participativos se hace factible. No obstante, aún hay aspectos en los que hay que tener especial cuidado como la capacitación de los ciudadanos en la colecta de muestras e identificación taxonómica, el establecimiento de estaciones control e impactadas en una misma cuenca o piso ecológico, la correcta ubicación de las estaciones control para que puedan ser contrastables con las estaciones impactadas, la práctica en la instalación de los paquetes de hojas, la adecuada caracterización de los impactos para identificar un impacto determinado o conjunto de impactos, y contar con el apoyo o guía de un profesional especialista en este tipo de monitoreos para evitar posibles sesgos en la interpretación de resultados, entre los principales.

En el sector público, la ANA y el OEFA son las entidades que han desarrollado de forma más intensiva actividades de monitoreo ambiental con participación ciudadana, siendo el OEFA el que incluyó a los macroinvertebrados bentónicos como parte de su evaluación

integral de los ecosistemas acuáticos. Estos resultados se encuentran publicados en informes de resultados de monitoreos ambientales participativos o evaluaciones ambientales tempranas y respaldados por el «Reglamento de participación ciudadana en las acciones de monitoreo ambiental a cargo del Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental - OEFA» (OEFA 2014) y su modificatoria (OEFA 2016). En el sector privado también se han desarrollado monitoreos participativos de acuerdo a las normas decretadas por diferentes ministerios y organismos adscritos, siendo el ministerio de energía y minas el que le ha dado mayor impulso, pues la minería está relacionada al mayor número de conflictos socioambientales en el país (Defensoría del Pueblo 2020). En el sector minero, la participación ciudadana se hace preferentemente a través de Comités de Vigilancia y Monitoreo Ambiental Participativo con el objetivo de vigilar el cumplimiento de los compromisos ambientales de los titulares mineros (MINEM 2008). Estos monitoreos involucran diferentes componentes ambientales, siendo agua, aire y suelo los más frecuentes, sin embargo, hay algunos que son más completos, como el que desarrolla Angloamerican Quellaveco en el área de influencia del Proyecto Minero Quellaveco que da un especial énfasis a la vigilancia hidrobiológica, incluyendo macroinvertebrados bentónicos desde el 2014 (Pronaturaleza 2015; Angloamerican 2020). Es de destacar que el Perú es uno de los países latinoamericanos donde hay leyes más específicas sobre monitoreo participativo en contextos mineros (PNUD 2019).

La sociedad civil organizada, por su parte, también ha desarrollado algunas iniciativas para desarrollar monitoreos ambientales participativos. Estas iniciativas han sido tomadas en cuenta por la Comisión de Pueblos Andinos, Amazónicos y Afro-Peruanos, Ambiente y Ecología del Congreso de la República que recientemente ha aprobado el predictamen que propone la «Ley Marco sobre Monitoreo y Vigilancia Ambiental Indígena y Ciudadana» mediante la cual se lograría institucionalizar la vigilancia ciudadana e indígena e integrarla al Sistema Nacional de Gestión Ambiental (Congreso de la República 2020; DAR 2020). La justificación para su propuesta es la desconfianza de los ciudadanos hacia los resultados de las evaluaciones ambientales hechas por las entidades fiscalizadoras y las empresas fiscalizadas, incluyendo también los monitoreos ambientales participativos que cuentan con financiamiento de estas últimas; además de que constituirá un sistema de alerta temprana frente a un evento que amenace la calidad ambiental. En el caso específico de monitoreos ambientales participativos de calidad del agua las experiencias son diversas, sin embargo, solo algunos han incorporado a los macroinvertebrados bentónicos en sus

actividades. Contando con el apoyo de ONG, se tienen documentados algunos trabajos, como lo desarrollado en La Libertad con la Asociación Marianista de Acción Social (AMAS), en Cajamarca con Grufides, y en Cusco con Derechos Humanos Sin Fronteras; cuyas experiencias han servido para elaborar algunas guías de vigilancia ambiental ciudadana con macroinvertebrados bentónicos (AMAS 2010; Flores 2014; Flores y Huamantínco 2017; Luque 2020). A estas importantes iniciativas podría incorporarse el empleo del paquete de hojas como sustrato artificial para la colonización de macroinvertebrados bentónicos, y así tener una herramienta más para la vigilancia ambiental ciudadana que ayude a reducir la conflictividad socioambiental y coadyuvar a la consecución del derecho ciudadano de «gozar de un ambiente equilibrado y adecuado al desarrollo de su vida» como está establecido en la Constitución Política del Perú (1993).

V. CONCLUSIONES

- Se encontró un total de 178 taxa, de los cuales 159 fueron identificados a nivel de género, en todo el gradiente altitudinal evaluado, repartido en diecinueve estaciones de muestreo. Este registro de diversidad de especies es uno de los más altos que se tiene publicado para un gradiente similar en los Andes del sur del Perú, y el más alto si se refiere a un solo año de evaluación. En relación a la riqueza y la abundancia, los órdenes más representativos fueron Diptera, Coleoptera, Trichoptera y Ephemeroptera, y dentro de las familias, Chironomidae.
- Los análisis de agrupamiento y de similitud de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos permitieron reconocer diferencias significativas entre sectores ($p < 0,05$), confirmando que la división del gradiente altitudinal en sectores amazónico y andino fue apropiada para su caracterización. Así también, fue posible encontrar especies indicadoras para cada sector, destacando géneros de Ephemeroptera, Trichoptera, Coleoptera y Plecoptera en el sector amazónico, y de Diptera en el sector andino.
- La altitud y la temperatura fueron los parámetros ambientales que mejor explicaron las variaciones en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos; ambas variables se caracterizan por ejercer una gran influencia sobre el clima, el que actúa como una barrera para la dispersión de los organismos. La influencia de ambas variables sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos se expresó en una reducción de la riqueza en el sector andino, lo que es consecuencia de la severidad del clima en las zonas altas de los Andes tropicales. Hallazgos similares ya habían sido descritos en otros países neotropicales, sin embargo, casi no se tenían registros similares para el Perú en un gradiente tan amplio.
- Los análisis realizados para poner a prueba la efectividad del paquete de hojas como una herramienta de vigilancia de calidad de agua, mostraron éxito solo en el sector amazónico, al ser el único donde se encontraron diferencias significativas entre estaciones control e impactadas. En el sector andino no se hallaron resultados

- similares, entre otras cosas, porque cuando se compararon las estaciones control con las impactadas se observó que las primeras correspondían, en su mayoría, a un piso altitudinal mayor (ecorregión puna) donde hay mayor estrés por la altitud, y las segundas a un piso altitudinal menor (ecorregión serranía esteparia), donde solo se observaron impactos moderados. Finalmente, la suma de ambos factores de estrés serían los responsables de que no haya un contraste significativo entre las estaciones consideradas control e impactadas en el sector andino.
- Teniendo en cuenta el contexto actual de desarrollo de la vigilancia ambiental ciudadana en el país, se hace viable una futura implementación del paquete de hojas en los programas de monitoreo ambiental participativo desarrollados por diferentes grupos organizados de la sociedad civil, especialmente en el sector amazónico. Los avances obtenidos a nivel de legislación en las últimas décadas y el cada vez más difundido conocimiento del monitoreo de calidad de agua con macroinvertebrados, son un buen punto de partida para involucrar más a la ciudadanía en la vigilancia y conservación de sus recursos hídricos a través de esta herramienta metodológica.

VI. RECOMENDACIONES

- Siendo una de las principales ventajas del método de paquete de hojas el uniformizar el tamaño de muestra para todas las estaciones a evaluar, se recomienda contar con al menos un profesional o persona bien entrenada para la instalación de los paquetes de hojas y así minimizar el riesgo de pérdidas al momento de su recojo.
- Buscar zonas suficientemente alejadas de los principales centros poblados, donde la evidencia de actividad antrópica sea inexistente o mínima, para establecer estaciones control o de referencia, especialmente en los pisos altitudinales donde hay mayor concentración de población.
- Establecer una cantidad similar de estaciones control e impactadas (podrían ser tentativamente tres de cada una) por cada piso altitudinal o ecorregión, para contrastar fácilmente los impactos que se deseen evaluar y reducir uno de los sesgos más importantes de muestreo.
- En el caso que los experimentos de colonización de paquetes de hojas con macroinvertebrados bentónicos se usen como herramienta de vigilancia ambiental de calidad de agua, comunicar desde la presentación de la propuesta que este es un monitoreo que busca generar una alerta temprana ante un evento de contaminación recurrente en los ambientes acuáticos, con cuyos resultados se puede acudir a las autoridades para que tomen las acciones pertinentes en el marco de lo que establece la normativa nacional en materia de protección de los recursos hídricos.
- Comunicar los alcances de la aplicación de este método en la vigilancia ambiental de la calidad de agua, indicando que permite evaluar un impacto recurrente que muchas veces no puede ser identificado por solo por análisis fisicoquímicos, pero sí a través de las métricas bioindicadoras de macroinvertebrados bentónicos.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACEER (Amazon center for environmental education and research, USA). 2020. Paquete de Hojas (en línea, sitio web). Consultado 8 dic. 2020. Disponible en <https://www.aceeramigos.com/about-1>.
- Acosta, C. 2009. Estudio de la cuenca altoandina del río Cañete (Perú): distribución altitudinal de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y caracterización hidroquímica de sus cabeceras cársticas. Tesis doctoral. Barcelona, España, Universidad de Barcelona. 177 p.
- Acosta, R; Ríos-Touma, B; Rieradevall, M; Prat, N. 2009. Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos Andinos (C.E.R.A) y su aplicación en dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica* 28(1):35-64.
- Adler, PH. 2020. World blackflies (Diptera: Simuliidae): A comprehensive revision of the taxonomic and Geographical inventory [2020]. Clemson, South Carolina, USA, Department of Plant and Environmental Sciences, Clemson University. 142 p.
- Agencia Andina, 2018. Devotos del Señor de Qoyllur Riti se oponen a presencia de mineros (en línea). Lima, Perú; 8 ene. Consultado 1 nov. 2018. Disponible en <https://andina.pe/agencia/noticia-devotos-del-senor-qoyllur-riti-se-oponen-a-presencia-mineros-594712.aspx>
- Al-Shami, SA; Rawi, CSM; HassanAhmad, A; Nor, SAM. 2010. Distribution of Chironomidae (Insecta: Diptera) in polluted rivers of the Juru River Basin, Penang, Malaysia. *Journal of Environmental Sciences* 22(11):1718–1727.
- Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *In* Pulido et al. (eds.). *IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA)* vol II. Almería, España, SIAGA. p. 203–213.

- Allan, I; Vrana, B; Greenwood, R; Mills, G; Roig, B; Gonzalez, C. 2006. A “toolbox” for biological and chemical monitoring requirements for the European Union’s Water Framework Directive. *Talanta* 69(2):302–322.
- Allan, JD. 2004. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35(1):257-284.
- Alonso-Eguía-Lis, P; Springer, M; Mora, JM; Pineda López, R. 2014. Los ecosistemas dulceacuícolas tropicales y subtropicales de la región central de América: importancia y retos para la conservación de su biodiversidad. *In* Alonso-Eguía Lis, P; Mora, JM; Campbell, B; Springer, M (eds.). *Diversidad, conservación y uso de los macroinvertebrados dulceacuícolas de México, Centroamérica, Colombia, Cuba y Puerto Rico*. Jiutepec, México, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. p. 17-26.
- AMAS (Asociación Marianista de Acción Social). 2010. *Manual de Monitoreo de la Biot*a. Lima, Perú, AMAS. 44 p.
- ANA (Autoridad Nacional del Agua, Perú). 2011. *Diagnóstico y Plan de Gestión de los Recursos Hídricos en la Cuenca de Madre de Dios – Fase I*. Puerto Maldonado, Perú, Administración local de agua Maldonado. 249 p.
- ANA (Autoridad Nacional del Agua, Perú). 2013. *Monitoreo participativo de la calidad de agua en las cuencas de los ríos Madre de Dios, alto Acre y Tahuamanu*. Puerto Maldonado, Perú, ANA. 119 p.
- ANA (Autoridad Nacional del Agua, Perú). 2014a. *Informe de monitoreo de la calidad de agua en la cuenca del río Vilcanota - Urubamba - 2013*. Cusco, Perú, ANA. 85 p.
- ANA (Autoridad Nacional del Agua, Perú). 2014b. *Diagnóstico de la Calidad de los Recursos Hídricos en el Perú 2000-2012. Versión preliminar*. Lima, Perú, ANA. 68 p.
- ANA (Autoridad Nacional del Agua, Perú). 2015. *Informe Técnico N.º 21-2015-ANA-DGCRH-GOCRH*. Lima, Perú, ANA. 22 p.

- ANA (Autoridad Nacional del Agua, Perú). 2016a. Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales. Resolución Jefatural N.º 010 2016-ANA. Lima, Perú, ANA. 56 p.
- ANA (Autoridad Nacional del Agua, Perú). 2016b. Estrategia nacional para el mejoramiento de la calidad de los recursos hídricos. Lima, Perú, ANA. 80 p.
- ANA (Autoridad Nacional del Agua, Perú). 2017. Guía para la determinación de la zona de mezcla y la evaluación del impacto del vertimiento de aguas residuales tratadas a un cuerpo natural de agua. Primera edición. Lima, Perú, Talleres gráficos de Anghelo Manuel Rodríguez Paredes. 364 p.
- Andersen, T; Sæther, OA; Cranston, PS; Epler, JH. 2013. The larvae of Orthoclaadiinae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic Region — Keys and diagnoses. *In* Andersen, T; Cranston, PS; Epler, JH (eds): The larvae of Chironomidae (Diptera) of the Holarctic Region — Keys and diagnoses. *Insect Systematics & Evolution*, Suppl. 66:189–386. Lund, Sweden.
- Angloamerican 2020. Monitoreo ambiental participativo: un compromiso con la región (en línea, sitio web). Consultado 30 dic. 2020. Disponible en <https://peru.angloamerican.com/es-es/quellaveco/medio-ambiente1/monitoreo-ambiental-participativo>.
- APHA (American Public Health Association). 2017. Standard methods for examination of water and waste water: 10500 Benthic macroinvertebrates. 23rd. Ed. Washington, D.C. American Water Works Association. 1796 p.
- Araújo-Flores, J. 2010. Informe Hidrobiológico Reserva Nacional Tambopata y Parque Nacional Bahuaja-Sonene (Época Seca 2010). Puerto Maldonado, Madre de Dios, AIDER-SERNANP. 116 p.
- Arcos, F; Calderón, C. 2019. Actividad minera artesanal en las regiones de Áncash y Cusco. INGEMMET, Boletín, Serie E: Minería, 13. Lima, Perú, Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico (INGEMMET). 175 p.
- Audebaud, E. 1973. Geología de los cuadrángulos de Ocongate y Sicuani. Boletín del Instituto Geológico Minero y Metalúrgico, 25. Lima, Perú, Servicio de Geología y Minería. 72 p.

- Ayala, L. 2018. Comunidad macroinvertebrada y características fisicoquímicas de dos ríos del distrito de Cangallo. Tesis Lic. Ayacucho, Perú, Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga. 88 p.
- Aybar, C; Lavado-Casimiro, W; Huerta, A; Fernández, C; Vega, F. Sabino, E; Felipe-Obando, O. 2017. Uso del Producto Grillado “PISCO” de precipitación en Estudios, Investigaciones y Sistemas Operacionales de Monitoreo y Pronóstico Hidrometeorológico. Nota Técnica 001 SENAMHI-DHI-2017. Lima, Perú, SENAMHI (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú). 22 p.
- Aybar-Camacho, C; Lavado-Casimiro, W; Sabino, E. Ramírez, S. Huerta, J; Felipe-Obando, O. 2017. Atlas de zonas de vida del Perú - Guía Explicativa. Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI). Dirección de Hidrología. Lima, Perú, SENAMHI. 30 p.
- Aylward, B; Bandyopadhyay, J; Belausteguigotia, JC. 2005. Freshwater ecosystem services. *In*: Chopra, K; Leemans, R; Kumar, P; Simons, H. (eds.). Ecosystems and Human Well-being: Policy Responses, Volume 3. Washington, D.C., United States of America. Island Press, p. 213–256.
- Baffes, J; Haniotis, T. 2010. Placing the 2006/08 Commodity Price Boom into Perspective. World Bank Policy Research Working Paper No. 537. The World Bank. 40 p.
- Baptista, DF; Buss, DF; Egler, M; Giovanelli, A; Silveira MP; Nessimian, JL. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia* 575(1):83-94.
- Barbour, MT; Gerritsen, J; Griffith, GE; Frydenbourg, R; McCarron, E; White, JS; Bastian, ML. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 15(2):185-211.
- Barbour, MT; Gerritsen, J; Snyder, BD; Stribling, JB. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Periphyton, Benthic, Macroinvertebrates and Fish. 2nd Ed. Washington, D.C., United States of America, U.S. Environmental Protection Agency: Office of Water. 336 p. PA 841-B-99-002.

- Barber, CP; Cochrane, MA; Souza Jr., CM; Laurance, WF. 2014. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biological Conservation* 177:203–209.
- Barra, LX. 2015. Evaluación de la calidad del agua en nueve quebradas en el tramo carretero Puerto Maldonado-Mazuko, departamento de Madre de Dios, mediante el uso de macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos. Tesis Lic. Puerto Maldonado, Perú, Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios. 101 p.
- Brack, A; Ipenza, C; Álvarez, J; Sotero, V. 2011. Minería Aurífera en Madre de Dios y Contaminación con Mercurio - Una Bomba de Tiempo. Ministerio del Ambiente. Lima, Perú, Súper Gráfica. 103 p.
- Britto, B. 2017. Actualización de las Ecorregiones Terrestres de Perú propuestas en el Libro Rojo de Plantas Endémicas del Perú. *Gayana Botánica* 74(1):15-29.
- Brundin, L. 1966. Transantarctic relationships and their significance, as evidenced by chironomid midges. With a monograph of the subfamilies Podonominae and Aphroteniinae and the Austral Heptagytiae. *Kunglika Svenska Vetenskapakadamiens Handlingar*, 11(1):1–474.
- CAF (Corporación Andina de Fomento). 2013. Carretera Interoceánica Sur del Perú. Retos e innovación. Bogotá, Colombia, Corporación Andina de Fomento (Banco de desarrollo de América Latina). 184 p.
- Campaioli S; Ghetti PF; Minelli A; Ruffo S. 1994. Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane. Vol. I. Trento, Italia, Provincia autonoma di Trento. 484 p.
- Callisto, M; Moretti, M; Goulart, M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 6(1):71-82.
- Carew, ME; Pettigrove, V; Cox, RL; Hoffmann, AA. 2007. DNA identification of urban Tanytarsini chironomids (Diptera:Chironomidae). *Journal of the North American Benthological Society* 26(4):587–600.

- Carrera, C; Fierro, K. 2001. Manual de monitoreo: los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. Quito, Ecuador, EcoCiencia 70 p.
- Carvalho, CJB; Couri, MS; Pont, AC; Pamplona, D; Lopes, SM. 2005. A Catalogue of the Muscidae (Diptera) of the Neotropical Region. *Zootaxa* 860(1):1-282.
- Carvalho, EM; Uieda, VS. 2004. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho de serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21(2):287-293.
- Carvalho, EM; Uieda, VS. 2006. Colonization routes of benthic macroinvertebrates in a stream in southeast Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 18 (4): 367-376.
- Carvalho, EM; Uieda, VS; Motta, RL. 2008. Colonization of rocky and leaf pack substrates by benthic macroinvertebrates in a stream in southeast Brazil. *Bioikos* 22(1):37-44.
- Carvalho, EM; Uieda, VS. 2009. Diet of invertebrates sampled in leaf-bags incubated in a tropical headwater stream. *Zoologia (Curitiba)* 26(4):694-704.
- CEPF (Critical Ecosystem Partnership Fund). 2019. Hotspot de Biodiversidad Andes Tropicales (en línea, sitio web). Consultado 8 dic. 2019. Disponible en <http://andestropicales.net/>.
- Chirichigno, N. 1970. Lista de Crustáceos del Perú. *Boletín IMARPE*. Lima, Perú. N.º 35:1-95.
- Christoffersen, ML. 2010. Continental biodiversity of South American Oligochaetes: the importance of inventories. *Acta Zoologica Mexicana* 26(spe2):35-46.
- Clarke, KR; Gorley, RN. 2005. *PRIMER v.6: User Manual/Tutorial*. Plymouth, UK, PRIMER-E Ltda.
- Clemente, S. 2018. Composición y estructura de la comunidad de larvas de Trichoptera (Insecta) en un gradiente altitudinal, Cusco, Perú. Tesis Lic. Lima, Perú, Universidad Nacional Mayor de San Marcos. 106 p.
- Coates, KA; Stacey, DF. 1994. Oligochaetes (Naididae, Tubificidae, Enchytraeidae and Alluroideidae) of Guyana, Peru and Ecuador. *Hydrobiologia* 278(1-3):79-84.

- Cobo, F; Carreira, O; González, MA. 2003. Empíidos acuáticos (Diptera, Empididae: Hemerodromiinae y Clinocerinae) de Galicia (N de la Península Ibérica). Boletín de la Asociación española de Entomología 27 (1-4):127-136.
- Congreso de la República del Perú. 2005. Ley N.º 28611, Ley General del Ambiente. Diario Oficial El Peruano. p. 302291-302310. 13 oct.
- Congreso de la República del Perú. 2020. Comisión aprueba dictamen. Pueblos indígenas y comunidades campesinas realizarán vigilancia y monitoreo ambiental amparados por ley (en línea, sitio web). Consultado 30 dic. 2020. Disponible en <https://comunicaciones.congreso.gob.pe/noticias/pueblos-indigenas-y-comunidades-campesinas-realizaran-vigilancia-y-monitoreo-ambiental-amparados-por-ley/>.
- Connell, JH. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. Science 199:1302-1310.
- Conservation international. 2019. Biodiversity Hotspots. Targeted investment in nature's most important places (en línea, sitio web). Consultado 8 dic. 2019. Disponible en <https://www.conservation.org/priorities/biodiversity-hotspots>.
- Constitución Política del Perú. 1993. Diario Oficial el peruano.
- Contreras-Ramos, A. 1999. List of species of Neotropical Megaloptera (Neuropterida). Proceedings of the Entomological Society of Washington 101: 272-284.
- Contreras-Ramos, A. 2007. Recent accounts on the systematics and biogeography of Neotropical Megaloptera (Corydalidae, Sialidae). Proceedings of the Ninth International Symposium on Neuropterology. Annali del Museo civico di Storia naturale di Ferrara 8:67-72.
- Contreras-Ramos, A. 2009. Megaloptera. In Domínguez E; Fernández, HR (eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología. Primera Edición. San Miguel de Tucumán, Argentina, Fundación Miguel Lillo. p. 233-245.
- Corbet, PS. 1999. Dragonflies, Behaviour and Ecology of Odonata. Colchester, UK, Harley Books. 829 p.

- Coscarón-Arias, CL. 2009. Diptera, Simuliidae. In Domínguez E; Fernández, HR (eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología. Primera Edición. San Miguel de Tucumán, Argentina, Fundación Miguel Lillo. p. 365-381.
- COSAPI. 2019. Noticias: Nueva Planta de Tratamiento de Aguas Residuales en Cusco (en línea, sitio web). Consultado 1 nov. 2018. Disponible en <https://www.cosapi.com.pe/Site/Index.aspx?aID=924>.
- Cook, GE. 1998. Chironomid (Diptera: Chironomidae) Larvae as Indicators of Water Quality in Irondequoit Creek, NY. Master's Theses. Brockport, New York, USA, State University of New York. 86 p.
- Cortelezzi, A; Simoy, M; Siri, A; Donato, M; Cepeda, R; Marinelli, C; Berkunsky, I. 2020. New insights on bioindicator value of Chironomids by using occupancy modelling. *Ecological Indicators* 117(1):1-8.
- Cranston, PS. 2000. Monsoonal tropical Tanytarsus van der Wulp (Diptera: Chironomidae) reviewed: new species, life histories and significance as aquatic environmental indicators. *Australian Journal of Entomology* 39(1):138–159.
- Custodio, M; Chanamé, FC. 2016. Análisis de la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos del río Cunas mediante indicadores ambientales, Junín-Perú. *Scientia Agropecuaria* 7(1):33-44.
- Custodio, M; Chávez, E. 2019. Quality of the aquatic environment of high Andean rivers evaluated through environmental indicators: a case of the Cunas River, Peru. *Ingeniare. Revista chilena de ingeniería* 27(3):396-409.
- Czerniawska-Kusza, I. 2004. Use of artificial substrates for sampling benthic macroinvertebrates in the assessment of water quality of large lowland rivers.
- Dantas, GPS; Hamada, N; Mendes, HF. 2010. A new Neotropical species of the genus *Stenochironomus* Kieffer (Diptera: Chironomidae) with wood-mining larvae. *Zootaxa* 2490:47–54.
- DAR (Derecho, Ambiente y Recursos Naturales, Perú). 2020. Avanza proyecto de Ley para la integración de la vigilancia indígena en los sistemas oficiales del sector Ambiente (en línea, sitio web). Consultado 30 dic. 2020. Disponible en

<https://dar.org.pe/avanza-proyecto-de-ley-para-la-integracion-de-la-vigilancia-indigena-en-los-sistemas-oficiales-del-sector-ambiente/>.

- Darrigran, G. 2016. Análisis de papers y estudios de caso en referencia a bioindicadores de calidad de agua. *In*: Rodríguez, VH; Chatata, B; Talavera, C; Villasante F (eds.). Seminario Internacional de Estudios de Comunidades Biológicas como Bioindicadores de Calidad de Agua. Libro de revisiones. Arequipa, Perú, UNSA. p. 89-97.
- De Los Ríos-Escalante, P; Morrone, JJ; Rivera, R. 2012. Distributional patterns of the South American species of *Hyaella* (Amphipoda: Hyaellidae). *Gayana* 76(2):153-161.
- De Pauw, N; Ghetti, PF; Manzini, DP; Spaggiari, DR. 1992. Biological assessment methods for running waters, *In*: Newman, P, Piavaux, A; Sweeting, R (eds.). River water quality: ecological assessment and control. Bruselas, Bélgica, Commission of European Countries. p. 217-248
- De Pauw, N; Roels, D; Fontoura, AP. 1986. Use of artificial substrates for standardized sampling of macroinvertebrates in the assessment of water quality by the Belgian Biotic Index. *Hydrobiologia* 133(3):237-258.
- Defensoría del Pueblo. 2020. Reporte Mensual de Conflictos Sociales N.º 198 – agosto 2020 (en línea, sitio web). Consultado 30 dic. 2020. <https://www.gob.pe/institucion/defensoria-del-pueblo/informes-publicaciones/1200367-reporte-mensual-de-conflictos-sociales-n-198-agosto-2020>
- Dejoux, C. 1992. The Hydracarina. *In* Dejoux, C; Iltis, A (eds.). Lake Titicaca. Dordrecht, The Netherlands, Kluwer Academic Publishers. p. 357-364.
- Derka, T; Figueroa, JM. 2016. Contribution to the knowledge on habitat, distribution and morphological variability of two species of *Anacronuria* Klapálek, 1909 (Plecoptera, Perlidae) from Venezuela. *Boletín de la Asociación española de Entomología* 40 (3–4):341–349.
- Di Sabatino, A; Cristiano G; Pinna, M; Lombardo, P; Miccoli, F; Marini, G; Vignini, P; Cicolani, B. 2014. Structure, functional organization and biological traits of

- macroinvertebrate assemblages from leaf-bags and benthic samples in a third-order stream of Central Apennines (Italy). *Ecological Indicators* 46(1):84-91.
- Domínguez, E; Molineri, C; Pescador, ML; Hubbard, MD; Nieto, C. 2006. Ephemeroptera of South America. In: Adis, J; Arias, JR; Rueda-Delgado, G; Wantzen, KM (eds). *Aquatic Biodiversity of Latin America*. Vol. 2. Moscow and Sofía, Russia and Bulgaria, Pensoft. 646 p.
- Domínguez E; Fernández, HR (eds.). 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Primera edición. Tucumán, Argentina, Fundación Miguel Lillo. 656 p.
- Dos Santos, D; Molineri, C; Reynaga, MC; Basualdo C. 2011. Which index is the best to assess stream health? *Ecological Indicators* 11(2):582-589.
- Dourojeanni, M. 2006. Estudio de caso sobre la carretera Interoceánica en la Amazonía sur del Perú. Bank Information Centre, Conservation Internacional y Sociedad Zoológica de Frankfurt. Lima, Perú, s. e. 85 p.
- Dufrêne, M; Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3):345-366.
- Egler, M. 2002. Utilizando a Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos na Avaliação da Degradação de Ecossistemas de Rios em Áreas Agrícolas. Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro, Brazil, Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública. 147 p.
- Eyes-Escalante, M; Rodríguez-Barrios, J; Gutiérrez-Moreno, LC. 2012. Descomposición de la hojarasca y su relación con los macroinvertebrados acuáticos del río Gaira (Santa Marta-Colombia). *Acta Biológica Colombiana* 17(1):77-92.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1996. Chapter 3: Fertilizers as water pollutants (en línea, sitio web). Consultado 1 nov. 2018. Disponible en <http://www.fao.org/3/w2598e06.htm#TopOfPage>.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2006. *Livestock's long shadow: environmental issues and options*. Livestock, Environment and Development (LEAD) Initiative. Rome, Italy. 390 p.

- Fernández, RD; Aragón, R. 2014. Descomposición de hojarasca de las especies leñosas nativas y exóticas más abundantes del pedemonte de las Yungas, Tucumán, Argentina. *Ecología Austral* 24(3):286-293.
- Figuroa, R; Valdovinos, C; Araya, E; Parra, O. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista chilena de historia natural* 76(2):275-285.
- Figuroa, R; 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(2):225-242.
- Flores, D. 2014. Guía para la vigilancia ambiental «Agua es vida». Cajamarca, Perú ISF, ACSUR, GRUFIDES. 63 p.
- Flores, D; Huamantínco, A. 2017. Desarrollo de una herramienta de vigilancia ambiental ciudadana basada en macroinvertebrados bentónicos en la Cuenca del Jequetepeque (Cajamarca, Perú). *Ecología Aplicada* 16(2):105-114.
- Fogaça, J; Carvalho, C. 2015. Seven new species of *Limnophora* Robineau-Desvoidy (Diptera: Muscidae) from Ecuador. *Revista Brasileira de Entomologia* 59(3):210-221.
- Froehlich, CG. 2010. Catalogue of Neotropical Plecoptera. *Illiesia* 6(12):118–205.
- Galindo, LA; Constantino, LM; Benavides, P; Montoya, EC; Rodríguez, N. 2012. Evaluación de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua en quebradas de fincas cafeteras de Cundinamarca y Santander, Colombia. *Cenicafé* 63(1):70-92.
- García-Ríos, R; Peláez, O; Moi, D. 2020. Effects of an altitudinal gradient on benthic macroinvertebrate assemblages in two hydrological periods in a Neotropical Andean river. *Ecología Austral* 30(1):33-44.
- García, C; Chujandama, M; Vásquez, E; Alcántara, F. 1996. *Macrobrachium nattereri*, Heller, 1862 (Crustacea, Palaemonidae), nuevo registro para el Perú. *Folia Amazónica* 8(2):141-145.
- Gaufin, AR; Tarzwell, CM. 1952. Aquatic invertebrates as indicators of stream Pollution. *American Public Health Reports* 67(1):57-64.

- GGGI (Global Green Growth Institute). 2015. Interpretación de la dinámica de la deforestación en el Perú y lecciones aprendidas para reducirla. Documento de trabajo. GDI (German Development Institute), DIE (Deutsches Institut für Entwicklungspolitik), SERFOR (Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre). Lima, Perú, GGGI. 40 p.
- Gibon, FM; Molina, CI. 2013. Contribution to the Knowledge of the Andean Stonefly Genus *Claudioperla* Illies, with Description of New Apterous and Micropterous Species (Plecoptera: Gripopterygidae). *Neotropical Entomology* 42(2):170-177.
- González HA; Crespo, AE; Acosta, CR; Hampel, H. 2018. Guía rápida para la identificación de macroinvertebrados de los ríos altoandinos del Cantón Cuenca. Cuenca, Ecuador, Etapa, E.P. 156 p.
- Guevara, C. 2013. Evaluación de la comunidad de macroinvertebrados de bancos vegetados en quebradas contaminadas por minería aurífera. Madre de Dios-Perú. Tesis Lic. Lima, Perú, Universidad Nacional Mayor de San Marcos. 127 p.
- Gutiérrez-Fonseca, PE. 2010. Capítulo 6: Plecoptera. *Revista de Biología Tropical* 58 (supl. 4):139-148.
- Gutiérrez-López, A; Meza-Salazar AM; Guevara, G. 2016. Descomposición de hojas y colonización de macroinvertebrados acuáticos en dos microcuencas tropicales (Manizales, Colombia). *Hidrobiológica* 26(3):347-357.
- Grupo de Trabajo Multisectorial. 2008. Diagnóstico Ambiental del Perú. Lima, Perú, PCM (Presidencia del Consejo de Ministros). 69 p.
- Hamada, N; Nessimian, JL; Querino, RB. 2014. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus, Brasil, Editora INPA. 724 p.
- Hammer, ØD; Harper, AT; Ryan, PD. 2001. PAST: Palaeontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1):1-9.
- Hanson, P; Springer, M; Ramirez, A. 2010. Capítulo 1: Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de Biología Tropical* 58(Supl. 4):3-37.
- Hauer, FR; Resh, VH. 1996. Benthic Macroinvertebrates. *In* Hauer F.R; Lamberti GA (eds.): *Methods in Stream Ecology*. New York, USA, Academic Press. p. 339-369

- Hauer, FR; Lamberti, GA. 2007. *Methods in stream ecology*. Second edition. Burlington, Massachusetts, USA, Academic Press. 896 p.
- Hellawell, JM. 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. London, UK, Elsevier Applied Science Publishers. 546 p.
- Henriques-Oliveira, AL; Nessimian, JL. 2010. Aquatic macroinvertebrate diversity and composition in streams along an altitudinal gradient in Southeastern Brazil. *Biota Neotropica* 10(3):115-128.
- Herbst DB; Silldorff EL. 2009. Development of a benthic macroinvertebrate index of biological integrity (IBI) for stream assessments in the eastern Sierra Nevada of California. Los Angeles, EUA, California Environmental Protection Agency. p. 89. *Reporte Final*.
- Hester, FE; Dendy, JS. 1962. A multiple-plate sampler for aquatic macroinvertebrates. *Transactions of the American Fisheries Society* 91(4):420–421.
- Hilsenhoff, WL. 1988. Rapid Field Assessment of Organic Pollution with a Family-Level Biotic Index. *Journal of the North American Benthological Society* 7(1):65–68.
- Hoffmann, J. 2009. Summary Catalogue of the Odonata of Peru – kommentiertes Faksimile des Manuskripts von J. COWLEY, Cambridge, 20.05.1933 und aktuelle Liste der Odonaten Perus mit Fundortangaben sowie Historie zu Sammlern und Odonatologen in Peru. *International Dragonfly Fund Report* 16:1–115.
- Holmes, RW; De Vlaming V; Markiewicz D; Goding, K. 2005. Benthic Macroinvertebrate Colonization on Artificial Substrates in Agriculture-dominated Waterways of the Lower Sacramento River Watershed: Surface Water Ambient Monitoring Program (SWAMP) Lower Sacramento River Watershed. Sacramento, USA, California Environmental Protection Agency. 95 p. Technical Report submitted to Central Valley Regional Water Quality Control Board.
- Holthuis, LB. 1952. A general revision of the Palaemonidae (Crustacea:Decapoda. Natantia) of the Americas, II: the subfamily Palaemoninae. Allan Hancock Foundation Publications. Occasional Paper 12:1-79.

- Holzenthal RW; Calor AR. 2017. Catalog of the Neotropical Trichoptera (caddisflies). ZooKeys 654:1–566.
- Huamantínco, A; Ortiz, W. 2010. Clave de géneros de larvas de Trichoptera (Insecta) de la Vertiente Occidental de los Andes, Lima, Perú. Revista Peruana de Biología 17(1):75-80.
- Huanachín, A; Huamantínco, A. 2018. Composición y estructura de la comunidad de coleópteros acuáticos (Insecta: Coleoptera) a lo largo de un gradiente altitudinal, Cusco, Perú. Revista peruana de biología 25(2):131-140.
- Hynes, HBN. 1959. Symposium on water pollution: The use of invertebrates as indicators of river pollution. Proceedings of the Linnean Society of London 170(2):165–169.
- IIAP (Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana). 2019. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana: presentación (en línea, sitio web). Consultado 29 mar. 2018. Disponible en http://iiap.org.pe/web/presentacion_iiap.aspx.
- IIRSA (Iniciativa para la Integración de la Infraestructura Regional Sudamericana). 2020. IIRSA 2000-2010 (en línea, sitio web). Consultado 1 nov. 2020. Disponible en <http://www.iirsa.org/Page/Detail?menuItem=28>.
- Illies, J. 1964. The invertebrate fauna of Huallaga, a Peruvian tributary of the Amazon River, from the sources down to Tingo Maria. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie 15:1077-1083.
- IMA - CBC (Instituto de Manejo de Agua y Medioambiente y Centro Bartolomé de las Casas). 2007. Zonificación Ecológica Económica de la provincia de Quispicanchi. Cusco, Perú, Gobierno Regional Cusco. 208 p.
- INEI (Instituto Nacional de Estadística e Informática, Perú). 2012. IV Censo Nacional Agropecuario 2012 (en línea, sitio web). Consultado 29 mar. 2018. Disponible en <http://censos.inei.gob.pe/cenagro/tabulados/>.
- INEI (Instituto Nacional de Estadística e Informática, Perú). 2013. Estado de la población peruana 2013 (en línea). Lima, Perú, INEI. 39 p. Consultado 1 nov. 2017. Disponible en

https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1095/libro.pdf

- INEI (Instituto Nacional de Estadística e Informática, Perú). 2014?. Departamento de Cusco: 8.3 Población total proyectada y ubicación geográfica de la capital legal, según provincia y distrito, 2014 (en línea, sitio web). Consultado 1 nov. 2017. Disponible en https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1159/cuadros/cusco/cusco_8_3.xls.
- INEI (Instituto Nacional de Estadística e Informática, Perú). 2018a. Directorio Nacional de Centros Poblados. Censos Nacionales 2017: XII de Población, VII de Vivienda y III de Comunidades Indígenas. Lima, Perú. t. 4, p. 1279-1828
- INEI (Instituto Nacional de Estadística e Informática, Perú). 2018b. Directorio Nacional de Centros Poblados. Censos Nacionales 2017: XII de Población, VII de Vivienda y III de Comunidades Indígenas. Lima, Perú. t. 2, p. 397-805.
- INEI (Instituto Nacional de Estadística e Informática, Perú). 2018c. Perú: Perfil Sociodemográfico. Informe nacional. Censos Nacionales 2017: XII de Población, VII de Vivienda y III de Comunidades Indígenas. Lima, Perú. 641 p.
- INEI (Instituto Nacional de Estadística e Informática, Perú). 2018d. Directorio Nacional de Centros Poblados. Censos Nacionales 2017: XII de Población, VII de Vivienda y III de Comunidades Indígenas. Lima, Perú. t. 1, p. 1-389.
- INRENA (Instituto Nacional de Recursos Naturales, Perú). 2000. Capacidad de uso mayor de la tierra, departamento de Cusco. Memoria y Mapa. Lima, Perú, INRENA.
- Irons, JG III; Miller, LK; Oswood, MW. 1993. Ecological adaptations of aquatic macroinvertebrates to overwintering in interior Alaska (U.S.A.) subarctic streams. *Canadian Journal of Zoology* 71:98–108.
- Jacobsen, D. 2000. Gill Size of Trichopteran Larvae and Oxygen Supply in Streams along a 4000-m Gradient of Altitude. *Journal of the North American Benthological Society* 19(2):329-343.

- Jacobsen, D. 2003. Altitudinal changes in diversity of macroinvertebrates from small streams in the Ecuadorian Andes. *Archiv fur Hydrobiologie* 158(2):145-167.
- Jacobsen, D. 2004. Contrasting patterns in local and zonal family richness of stream invertebrates along an Andean altitudinal gradient. *Freshwater Biology* 49(10):1293–1305.
- Jacobsen, D. 2008. Low oxygen pressure as a driving factor for the altitudinal decline in taxon richness of stream macroinvertebrates. *Oecologia* 154: 795–807.
- Jacobsen, D; Schultz, R; Encalada, A. 1997. Structure and diversity of stream macroinvertebrate assemblages: the effect of temperature with altitude and latitude. *Freshwater Biology*, 38, 247–261.
- Jacobsen, D; Brodersen, K. 2008. Are altitudinal limits of equatorial stream insects reflected in their respiratory performance? *Freshwater Biology* 53(11):2295-2308.
- Jesús, T; Vieira, N; Formigo, N. 2001. Case study of the colonisation of artificial substrates by benthic macroinvertebrates in the lagoons of a wastewater treatment plant and in the watercourse receiving the affluent. *Limnetica* 20(2):197-203.
- Klemm, DJ; Lewis, PA; Fulk, F; Lazorchak, JM. 1990. Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. Cincinnati, Ohio, USA, U.S. Environmental Protection Agency. 272 p. EPA-600-4-90-030.
- Kovalenko, KE; Brady, VJ; Ciborowski, JJ; Host, GE; Johnson, LB. 2020. Macroinvertebrate and Fish Community Metrics: Confounding Effects and Consistency over Time. *Wetlands* 40(9):1107–1116.
- König, R; Santos, S. 2013. Chironomidae (Insecta: Diptera) of different habitats and microhabitats of the Vacacaí-Mirim River microbasin, Southern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 85(3):975–985.
- Kuhn, J; Andino, P; Calvez, R; Espinosa, R; Hamerlik, L; Vie, S; Dangles, O; Jacobsen, D. 2011. Spatial variability in macroinvertebrate assemblages along and among neighbouring equatorial glacier-fed streams. *Freshwater Biology* 56(11):2226 - 2244.

- La Matta, F. 2020. Influencia del drenaje ácido de roca en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, índices bióticos de calidad de agua y grupos funcionales alimenticios en ríos y cabeceras de la Cordillera Blanca (subcuenca de Quillcay, Áncash). Tesis Lic. Lima, Perú, Universidad Peruana Cayetano Heredia. 118 p.
- Lamotte, M; Bourliere, F. 1971. Problèmes d'écologie: L'échantillonnage des peuplements animaux des milieux aquatiques. Paris, France, Masson et Cie. 294 p.
- Leaf Pack Network. 2017. Leaf Pack Network Manual Manual (en línea, sitio web). Consultado 8 dic. 2017. Disponible en <https://leafpacknetwork.org/resources/manual/>.
- Leaf Pack Network. 2020. Leaf Pack Network News, Spring 2016 (en línea, sitio web). Consultado 8 dic. 2020. Disponible en <https://leafpacknetwork.org/news/newsletter-spring-2016/>.
- Leibold, MA; Holyoak, M; Mouquet, N; Amarasekare, P; Chase, JM; Hoopes, MF; Loreau, M. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. Ecology letters 7(7):601-613.
- León, R. 2010. Perú-Brasil: Guía de la interoceánica sur. Lima, Perú, Odebrecht; Concesionaria IIRSA Sur. 235 p.
- Letras libres. 2014. No todo lo que brilla es oro (en línea, sitio web). Consultado 29 jun. 2018. Disponible en <https://www.letraslibres.com/mexico-espana/no-todo-lo-que-brilla-es-oro>.
- Li, L; Zheng, B; Liu, L. 2010. Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. Procedia Environmental Sciences 2:1510–1524.
- Llocclla, E. 2006. Distribución espacial de los centros poblados en el Perú. Documento de Trabajo N.º 3 (en línea, sitio web). Consultado 8 dic. 2020. Disponible en http://sinpad.indeci.gob.pe/IntranetOracle/Documentos/Distribucion_Espacial_Centros_Poblados.pdf.

- Loayza-Muro, R. 2013. Life at the edge: benthic invertebrates in high altitude Andean streams. Tesis doctoral. Amsterdam, Netherlands, Universiteit van Amsterdam. 127 p.
- Lomolino MV; Sax DF; Brown, JH. 2004. Foundations of biogeography: Classic papers with commentaries. Chicago, Illinois, USA, University of Chicago Press. 1328 p.
- Luque, K. 2020. Ojo a los bichitos de Espinar. Guía de monitoreo ambiental comunitario en el río Cañipía. Cusco, Peru, Derecho sin fronteras. 38 p.
- MAAP (Monitoring of the Andean Amazon Project). 2016. MAAP #28: Nuevo Hotspot de Deforestación a lo largo de la Interoceánica Sur en Madre de Dios. 25.03.2016 (en línea, sitio web). Consultado 8 dic. 2017. Disponible en https://maaproject.org/2016/hotspot_mdd/.
- MAAP (Monitoring of the Andean Amazon Project). 2017a. MAAP #68: Nuevos hotspots de deforestación del 2017, en la Amazonía peruana. 19.09.2017 (en línea, sitio web). Consultado 8 dic. 2017. Disponible en <https://maaproject.org/2017/hotspots-2017-2/>.
- MAAP (Monitoring of the Andean Amazon Project). 2017b. MAAP #75: Pope to visit Madre de Dios (Peru), region with Deforestation Crisis. 19.12.17 (en línea, sitio web). Consultado 29 mar. 2018. Disponible en https://maaproject.org/2017/mdd_pope/.
- MAAP (Monitoring of the Andean Amazon Project). 2018. MAAP #78: Deforestation Hotspots in the Peruvian Amazon, 2017. 05.02.18 (en línea, sitio web). Consultado 29 mar. 2018. Disponible en <https://maaproject.org/2018/hotspots-peru2017/>.
- Macchi, P. 2017. Macroinvertebrados acuáticos como indicadores ecológicos de cambios en el uso del suelo en mallines del sudoeste de la Provincia de Río Negro. Tesis doctoral. La Plata, Argentina, Universidad Nacional de La Plata. 228 p.
- Madrid, Y; Pedrero, Z. 2007. Water sampling: Traditional methods and new approaches in water sampling strategy. Trends in Analytical Chemistry 26(4):293–299.
- Mahato, M; Edds, D. 1993. Altitudinal distribution of odonate larvae in Nepal's Gandaki river. Odonatologica 22(2):213-221.

- Maibach, A; Meier, C. 1987. Atlas de distribution des libellules de Suisse (Odonata) (avec liste rouge). Neuchâtel, Suisse, Centre suisse de cartographie de la faune. 231 p.
- Maloney, K; Feminella, J. 2006. Evaluation of single- and multi-metric benthic macroinvertebrate indicators of catchment disturbance over time at the Fort Benning Military Installation, Georgia, USA. *Ecological Indicators* 6(3): 469–484.
- Manzo, V; Archangelsky, M. 2015. Austrelmis Brown (Coleoptera: Byrrhoidea: Elmidae) from Argentina: Five new species. *Zootaxa* 4058(3):403–416.
- Marchese, MR. 2009. Annelida, Oligochaeta. *In* Domínguez E; Fernández, HR (eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología. Primera edición. San Miguel de Tucumán, Argentina, Fundación Miguel Lillo. p. 551-565
- Mason, WT; Anderson, JB; Morrison, GE. 1967. A Limestone-Filled, Artificial Substrate Sampler-Float Unit for Collecting Macroinvertebrates in Large Streams. *The Progressive Fish-Culturist* 29(2):74–74.
- McCune, B; Mefford, MJ. 2011. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Mendivil, R; Arriaga, B; Castañeda, J. 2002. Gestión del agua en la cuenca del río Huatanay y la concertación para el tratamiento de problemas ambientales. Cusco, Perú, IMA (Instituto de Manejo de Agua y Medio Ambiente). 64 p.
- Mendoza, A; Passuni, S; De Echave, J. 2014. La minería en el sur andino: el caso de Cusco. Primera edición. CooperAcción – Acción Solidaria para el Desarrollo. Lima, Perú, Sonimágenes del Perú. 41 p.
- Merritt, R; Cummins, K. 1996. An Introduction to the Aquatic Insects of North America, 3rd ed. Dubuque, USA, Kendall/Hunt Publishing Co. 862 p.
- Meybeck M; Kuusisto E; Makela A; Malkki E. 1996. Water Quality. *In*: Bartram J; Balance, R. (eds.). Water Quality Monitoring: A practical guide to the design and implementation of fresh water quality studies and monitoring programme. London, England, Chapman & Hall. p. 9-34.
- Michaud, JP. 1991. A citizen's guide to understanding and monitoring lakes and streams. Washington, USA, Puget Sound Water Quality Authority. 66 p.

- Mill, P.J. 1974. Respiration: aquatic insects. *In*: Rockstein, M (ed.). *The Physiology of Insecta*. 2 nd ed. New York, USA, Academic Press. Vol 6. p. 403-467.
- MINAE (Ministerio Nacional de Ambiente y Energía, Costa Rica). 2007. Decreto N.º 33903-MINAE-S, Reglamento para la Evaluación y Clasificación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales: Capítulo IV: Monitoreo Biológico. Diario oficial La Gaceta 178:2-6. 17 set.
- MINAGRI (Ministerio de Agricultura, Perú). 2009. DS 017-2009-AG, Reglamento de clasificación de tierras por su capacidad de uso mayor. Diario Oficial El Peruano. 01 set.
- MINAM (Ministerio del Ambiente, Perú). 2017. Manual de buenas prácticas en minería aurífera aluvial para facilitar una adecuada recuperación de áreas. Lima, Perú, MINAM. 28 p.
- MINEM (Ministerio de Energía y Minas, Perú). 1994. Protocolo de Monitoreo de Calidad de Agua. Sub-Sector Minería. Dirección General de Asuntos Ambientales. Proyecto EMTAL. Lima, Perú, GUCALO. 57 p.
- MINEM (Ministerio de Energía y Minas, Perú). 2008. Decreto Supremo N.º 028-2008-EM, Aprueban el Reglamento de Participación Ciudadana en el Subsector Minero. Diario Oficial El Peruano. p. 372902-372906. 27 may.
- Miñano P; Olaya, M; Huamantínco, AA. 2019. Clave taxonómica de ninfas de Ephemeroptera (Insecta) del sudeste de Perú. *Revista peruana de biología* 26(4):411-428.
- Mittermeier R.A; Turner, WR; Larsen, FW; Brooks, TM; Gascon C. 2011. Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. *In*: Zachos F; Habel, J (eds.). *Biodiversity Hotspots*. Berlin, Germany, Springer. p. 3-22
- Moya, N; Tomanova, S; Oberdorff, T. 2007. Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Sécure Basin, Bolivian Amazon. *Hydrobiologia* 589(1):107-116.
- Moya, N; Gibon, FM; Oberdorff, T; Rosales, C; Domínguez, E. 2009. Comparison of aquatic macroinvertebrate communities from intermittent and perennial bolivian

headwater andean streams: implications for future climate change. *Ecología Aplicada* 8(1-2):105-114.

Mongabay. 2017. Preocupantes efectos de una carretera: la interoceánica y la deforestación que causa (en línea, sitio web). Consultado 8 dic. 2017. Disponible en <https://es.mongabay.com/2017/10/preocupantes-efectos-una-carretera-la-interoceanica-la-deforestacion-causa/>.

Mongabay, 2018. Camanti: el bosque que lucha contra la minería (en línea, sitio web). Consultado 1 nov. 2018. Disponible en <https://es.mongabay.com/2018/04/peru-camanti-bosque-mineria/>.

MTC (Ministerio de Transportes y Comunicaciones, Perú). 2015. Ministerio de Transportes y Comunicaciones: IIRSA (en línea, sitio web). Consultado 1 may. 2015. Disponible en <http://www.mtc.gob.pe/portal/especiales/promesa.htm>.

Municipalidad Distrital de Ocongate. 2007. Plan de desarrollo concertado del distrito de Ocongate (2007 - 2018). Cusco, Perú. 89 p. Informe técnico.

MVCS (Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento, Perú). 2014. Plan de acondicionamiento territorial Tambopata 2024: propuestas específicas. Municipalidad provincial de Tambopata. 79 p.

Nelson, SM. 2000. Leaf pack breakdown and macroinvertebrate colonization Bioassessment tools for a high-altitude regulated system? *Environmental Pollution* 110(2):321-329.

Ocharan, FJ; Torralba, A. 2004. La relación entre los odonatos y la altitud: el caso de Asturias (Norte de España) y la Península Ibérica (Odonata). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 35:103-116

OEFA (Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental, Perú). 2014. Resolución de Consejo Directivo N.º 032-2014-OEFA/CD, Reglamento de participación ciudadana en las acciones de monitoreo ambiental a cargo del OEFA. 12 p. 2 set.

OEFA (Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental, Perú). 2016. Resolución de Consejo Directivo N.º 003-2016-OEFA/CD, Modifican el Reglamento de

participación ciudadana en las acciones de monitoreo ambiental a cargo del Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental - OEFA. 7 p. 24 feb.

OEFA (Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental, Perú). 2017. Evaluación ambiental temprana en el área de influencia del Proyecto de desarrollo e instalaciones de producción del Lote 131, en el distrito de Alexander von Humboldt, provincia de Padre Abad, departamento de Ucayali, y en el distrito de Tournavista, provincia de Puerto Inca, departamento de Huánuco, durante el 2017. Lima, Perú, OEFA. 1313 p.

OEFA (Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental, Perú). 2018. Evaluación ambiental temprana en el área de influencia del proyecto minero Quellaveco de Anglo American Quellaveco S.A., en los distritos de Torata, Moquegua y Carumas, provincia de Mariscal Nieto, departamento de Moquegua, durante el 2017 y 2018. Lima, Perú, OEFA. 1996 p.

Ortega, H; Chocano, L; Palma, C; Samanez, I. 2010. Biota acuática en la Amazonia Peruana: diversidad y usos como indicadores ambientales en el Bajo Urubamba (Cusco - Ucayali). *Revista Peruana de Biología* 17(1):29-36.

Ossa, PA; Prat, N; Castaño, GJ; Ospina, EM; Rodriguez, GT; Rivera, FA. 2018. Genus 1 sp. 2 (Diptera: Chironomidae): The Potential Use of its Larvae as Bioindicators. *Environmental Analysis & Ecology Studies* 4(3):1-10.

Paisley, MF; Trigg, DJ; Walley, WJ. 2014 Revision of the biological monitoring working party (BMWP) score system: derivation of present-only and abundance-related scores from field data. *River Research and Applications* 30(7): 887–904.

Palma, A; Figueroa, R. 2008. Latitudinal diversity of Plecoptera (Insecta) on local and global scales. *Illiesia* 4(8):81–90.

Palomino, L. 2015. Calidad ambiental de las aguas del río Apacheta y sus principales tributarios. Ayacucho Julio - Noviembre 2013. Tesis Lic. Ayacucho, Perú, Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga. 96 p.

Patrick, R. 1966. The Catherwood Foundation Peruvian-Amazon Expedition. Academy of Natural Sciences. Philadelphia, USA, George W. Carpenter Fund. 495 p.

- Patrick, R; Palavage, DM. 1994. The Value of Species as Indicators of Water Quality. Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia 145(1):55-92.
- Peralta, MA; Isa, AV. 2019. A new species of *Hyaella* (Crustacea, Amphipoda, Hyaellidae) from the Puna biogeographic province in Argentina. ZooKeys 865:87–102.
- Peralta, M; Isa, AV. 2020. Crustáceo de agua dulce *Hyaella kochi*. In Scrocchi, GJ; Szumik, C (eds.). Universo Tucumano N.º 48. San Miguel de Tucumán, Argentina, Fundación Miguel Lillo. p. 1-10.
- Pessacq, P. 2009. A new Gripopterygidae (Plecoptera) species from southern Patagonia. Zootaxa 2264(1):51-57.
- Pinto, K. 2018. Influencia del bosque ribereño en la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en nueve quebradas como bioindicadores - Madre de Dios. Tesis, Ingeniero forestal. Cusco, Perú, Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco. 167 p.
- PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo). 2019. Comités de Monitoreo Ambiental Participativo en Contextos Mineros: Lecciones a Partir de Nueve Estudios de Casos en Cuatro Países de Latinoamérica. Vancouver, British Columbia, Canada, PNUD. 84 p.
- Podeniene, V; Gelhaus, J. 2015. Review of the last instar larvae and pupae of *Hexatoma* (*Eriocera*) and *Hexatoma* (*Hexatoma*) (Diptera, Limoniidae, Limnophilinae). Zootaxa 4021(1):93–118.
- Pont, A; Nikita, V; Werner, D. 2011. The hunter-flies of Armenia I. Some species of the genus *Limnophora* Robineau-Desvoidy, with the description of a new species. Zoology in the Middle East 52(1):89-103.
- Poff, N. 1997. Landscape Filters and Species Traits: Towards Mechanistic Understanding and Prediction in Stream Ecology. Journal of the North American Benthological Society 16(2):391-409.
- Posada, J; Abril, G; Parra, L. 2008. Diversidad de los macroinvertebrados acuáticos del páramo de Frontino (Antioquia, Colombia). Caldasia 30(2):441-455.

- Prado Filho, CRS. 2020. El «elefante blanco» de IIRSA Sur y Odebrecht en el Perú. In Toche, E (comp.). Perú Hoy, Corrupción, más allá de la ley. Lima, Perú, Desco. 234 p.
- Prat, N; Ríos, B; Acosta, R; Rieradevall, M. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. In Domínguez E; Fernández, HR (eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología. Primera edición. San Miguel de Tucumán, Argentina, Fundación Miguel Lillo. p. 631-651.
- Pronaturaleza (Fundación Peruana para la Conservación de la Naturaleza). 2015. Presentación de resultados de quinta campaña de Monitoreo Ambiental Participativo (MAP-5) época seca. Lima, Perú, Pronaturaleza. 97 p.
- Pulgar Vidal, J. 1987. Geografía del Perú. Novena edición. Lima, Perú, PEISA. 244 p.
- Queiroz, JF de; Silveira, MP; Sitton, M; Silva Marigo, AL; Zambon, GV; Silva, JR da; Carvalho, MP; Ribacinko, DB. 2007. Coletor de Macroinvertebrados Bentônicos com Substrato Artificial para Monitoramento da Qualidade da Água em Viveiros de Produção de Tilápia. Jaguariúna/SP, Brasil, Embrapa Meio Ambiente. 5 p. Circular Técnica n° 16.
- Quispe, R. 2015. Diversidad de la ictiofauna y macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad hídrica en dos tributarios del río Bajo Madre de Dios. Tesis Lic. Cusco, Perú, Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco. 139 p.
- Rae, J. 1989. Chironomid Midges as Indicators of Organic Pollution in the Scioto River Basin, Ohio. Ohio Journal of Science 89(1):5-9.
- Rafael, JA; Câmara, JT. 2012. Revision of Neotropical species of Empididae (Diptera) described by Mario Bezzi. XI. The species described in Empis Linnaeus. Zootaxa 3488(1):63–79.
- Rafael, JA; Marques, DWA. 2019. Five new species of Macrostomus Wiedemann and a checklist of Empididae (s. str.) (Diptera) from Bolivia. Zootaxa, 4567(2):251-275.
- Ramírez, A; Gutiérrez-Fonseca, PE. 2014. Estudios sobre macroinvertebrados acuáticos en América Latina: avances recientes y direcciones futuras. Revista de Biología Tropical 62(supl. 2):9-20.

- Ramírez, JJ; Roldán, G; Yepes, GA. 2004. Altitudinal variation of the numerical structure and biodiversity of the taxocenosis of Ephemeroptera in the South, North, and Central Regions of the Department of Antioquia, Colombia. *Acta Limnologica Brasiliensia* 16(4):329-339.
- Resende, PC; Resende, P; Pardal, M; Almeida, S; Azeiteiro, U. 2010. Use of biological indicators to assess water quality of the Ul River (Portugal). *Environmental Monitoring and Assessment* 170: 535–544
- Reynaga, MC; Dávalos, N; Molineri, C. 2017. Variaciones espaciales y ontogenéticas en la dieta de un plecóptero de amplia distribución *Claudioperla tigrina* (Plecoptera: Gripopterygidae). *Revista de Biología Tropical* 65(3):1174-1184.
- Reynel, C; Pennington, R; Sarniken, T. 2013. *Cómo se formó la diversidad ecológica del Perú*. Lima, Perú, Imprenta Bellido. 472 p.
- Ríos-Touma, B; Acosta, R; Prat, N. 2014. The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Revista de Biología Tropical* 62(supl. 2):249-273.
- Ríos-Villamizar. EA; Piedade, MTF; Da Costa, JG; Adeney, JM; Junk, WJ. 2014. Chemistry of different Amazonian water types for river classification: a preliminary review. *WIT Transactions on Ecology and The Environment* 178:17-28.
- Rodrigues Capítulo, A; Tangorra, M; Ocón, C. 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biologist status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35(2):109-119.
- Rodrigues, LFT; Leite, FS; Alves, RG. 2013. Inventory and distribution of Oligochaeta (Annelida, Clitellata) in first-order streams in preserved areas of the state of Minas Gerais, Brazil. *Biota Neotropica*, 13(1):245-254.
- Rojas, L. 2013. *Composición y estructura de la fauna de dípteros de la cuenca del río Alvarado (Tolima-Colombia)*. Tesis Lic. Ibagué, Colombia, Universidad del Tolima.

- Roldán, G; Builes, JJ; Trujillo, CM; Suárez, A. 1973. Efectos de la contaminación industrial y doméstica sobre la fauna béntica del río Medellín. *Actualidades Biológicas* 2(5):54-64.
- Roldán, G. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Santafé de Bogotá, Colombia. Presencia Ltda. 217 p.
- Roldán, G. 1996. Guía para el estudio de macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Primera reimpresión. Fondo Fen Colombia, Colciencias, Universidad de Antioquia. Bogotá, Colombia, Presencia Ltda. 217 p.
- Roldán, G. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales* 23 (88): 375-387.
- Roldán, G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Medellín, Colombia, Universidad de Antioquia. 170 p.
- Roldán, G. 2016. Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 40(155):254-274.
- Roque, FO; Corbi, JJ; Trivinho-Strixino, S. 2000. Considerações sobre a utilização de larvas de Chironomidae (Diptera) na avaliação da qualidade da água de córregos do estado de São Paulo, *In* Espíndola, ELG; Botta-Paschoal, CMR; Rocha, O; Boher, MBC; Oliveira-Neto, AL (eds.). *Ecotoxicologia: perspectivas para o século XXI*. São Carlos, Brasil, Rima Editora. p. 115-126.
- Roque, FO; Trivinho-Strixino, S. 2004. *Podonomus pepinellii* n. sp., first record of the genus and subfamily from Brazil (Diptera: Chironomidae: Podonominae). *Zootaxa* 689(1):1-7.
- Rosenberg, DM; Resh, VH. 1982. The use of artificial substrates in the study of freshwater benthic macroinvertebrates, *In* J. Cairns, Jr. (ed.). *Artificial substrates*. Michigan, USA, Ann Arbor Science. p. 175-235.
- Rosenberg, DM; Resh, VH. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York, USA, Chapman y Hall. 488 p.

- Rosso de Ferradás, B; Fernández, HR. 2009. Acari, Parasitengona, Hydrachnidia. In Domínguez E; Fernández, HR (eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología. Primera edición. San Miguel de Tucumán, Argentina, Fundación Miguel Lillo. p. 497-551.
- Rosso de Ferradás, B; Fernández, HR. 2005. Elenco y biogeografía de los ácaros acuáticos (Acari, Parasitengona, Hydrachnidia) de Sudamérica. Graellsia 61(2):181-224.
- RPP (Radio Programas del Perú). 2010. Actualidad: Presidente García inauguró último tramo de la carretera Interoceánica (en línea, sitio web). Consultado 1 may. 2015. Disponible en <http://rpp.pe/peru/actualidad/presidente-garcia-inauguro-ultimo-tramo-de-la-carretera-interoceanica-noticia-321189>.
- RSIS (Ramsar Sites Information Service). 2006. Humedal Lucre - Huacarpay (en línea, sitio web). Consultado 1 nov. 2017. Disponible en <https://rsis.ramsar.org/ris/1627>.
- Rubio-M, J; Meza-S, AM; Días-G, L. 2016. Colonización de macroinvertebrados acuáticos en hojas de *Miconia* sp. y *Eucalyptus* sp. en la subcuenca alta del río Chinchiná, Colombia. Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural 20(2):45-56.
- Sajamí, J; Huamantínco, A. 2016. Distribución espacial de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera y Coleoptera (Insecta) en una quebrada de primer orden, bosque montano, Junín, Perú. Revista Peruana de Biología 23(2):95-102
- Salas, G; Diez, A. 2018. Estado, concesiones mineras y comuneros. Los múltiples conflictos alrededor de la minería en las inmediaciones del Santuario de Qoyllurit'i (Cusco, Perú). Colombia Internacional (93):65-91.
- Salazar-Castellanos, D; Meza-Salazar, AM; Guevara G. 2020. Macroinvertebrados y pérdida de masa de hojas de *Eucalyptus* sp. y *Tibouchina lepidota* en una quebrada altoandina con influencia minera (Manizales, Colombia). Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales 44(171):593-605.
- Salcedo, S; Artica, L; Trama, AF. 2013. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad de agua en la microcuenca San Alberto, Oxapampa, Perú. Apuntes de ciencia y sociedad 3(2):124-139.

- Sambugar, B. 2007. Oligochetes from Alpine springs: a review. *In*: Cantonati, M.; Bertuzzi, E; Spitale, D (eds.). The spring habitat: biota and sampling methods. Trento, Italia, Museo Tridentino di Scienze Naturali. p. 185-192.
- Samways, M.J. 1989. Taxon turnover in Odonata across a 3000 m altitudinal gradient in southern Africa. *Odonatologica* 18(3):263-274.
- Sánchez, A. 2015. Migraciones Internas en el Perú. Organización Internacional para las Migraciones. Primera edición. Lima, Perú, Aleph Impresiones. 175 p.
- Santos, LB dos; Côrrea Bruno, CG; Santos, JC. 2016. Colonization by benthic macroinvertebrates in two artificial substrate types of a Riparian Forest. *Acta Limnologica Brasiliensia* 28(0). doi:10.1590/s2179-975x3616
- Segnini, S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos* 16(2):45-63.
- SENAMHI (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú). 2019. Mapa Climático del Perú (en línea, sitio web). Consultado 30 ago. 2019. Disponible en <https://www.senamhi.gob.pe/servicios/main.php?dp=la-libertad&p=mapa-climatico-del-peru>
- Shepard, W; Chaboo, C. 2015. Beetles (Coleoptera) of Peru: A survey of the families. Elmidae. *Journal of the Kansas Entomological Society* 88(2):167-168.
- Shilling, F; Sommarstrom, S; Kattelman, R; Washburn, B; Florsheim, J; Henly, R. 2005. California Watershed Assessment Manual: Volume I. Sacramento, USA, California Resources Agency and the California Bay-Delta Authority. 248 p.
- Silveira, MP; de Queiroz, JF. 2006. Uso de coletores com substrato artificial para monitoramento biológico de qualidade de água. Jaguariúna/SP, Brasil, Embrapa Meio ambiente. 5 p. Comunicado Técnico n° 39.
- Sinclair, BJ. 2008. The systematics of New World Clinocera Meigen (Diptera: Empididae: Clinocerinae). Ottawa, Canada, NRC Research Press. 245 p.
- Sioli, H. 1956. Über Natur und Mensch im brasilianischen Amazonasgebiet. *Erdkunde* 10:89–109.

- Siri, A; Donato, MH. 2012. Two new species of *Podonomus* (Diptera: Chironomidae: Podonominae) of the Brundin's decarthrus group from Ventania system, Argentina. *Zootaxa*; 3548(1):39-54.
- Smith, KG. 1989. Family Empididae. In Evenhuis, NL (ed.). Catalog of the Diptera of the Australasian and Oceanian Regions. Honolulu, USA, Bernice Pauahi Bishop Museum. p. 382-392.
- SPDA (Sociedad Peruana de Derecho Ambiental). 2014. La realidad de la minería ilegal en países amazónicos. Lima, Perú, Negrapata. 247 p.
- SPDA (Sociedad Peruana de Derecho Ambiental). 2015. Madre de Dios: La minería ilegal ya ingresó a la Reserva Nacional Tambopata. Actualidad ambiental (en línea, sitio web). Consultado 29 jun. 2018. Disponible en <http://www.actualidadambiental.pe/madre-de-dios-la-mineria-ilegal-ya-ingreso-a-la-reserva-nacional-de-tambopata/>
- SPDA (Sociedad Peruana de Derecho Ambiental). 2018. Voces de Madre de Dios #3: Mazuko como símbolo. Actualidad ambiental (en línea, sitio web). Consultado 29 jun. 2018. Disponible en <http://www.actualidadambiental.pe/?p=47850>.
- Springer, M. 2010. Capítulo 3: Biomonitorio acuático. *Revista de Biología Tropical* 58 (supl. 4): 53-59.
- Stark, BP. 2004. New species and records of Andean *Anacroneuria* (Insecta: Plecoptera: Perlidae). *Spixiana* 27(1):67-81.
- Stark, BP; Sivec, I. 1998. *Anacroneuria* of Peru and Bolivia (Plecoptera: Perlidae). *Scopelia* 40:1-64.
- SUNASS (Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento, Perú). 2015. Diagnóstico de las plantas de tratamiento de aguas residuales en el ámbito de operación de las entidades prestadoras de servicios de saneamiento. Cooperación Alemana, implementada por la GIZ Programa de Modernización y Fortalecimiento del Sector Agua y Saneamiento (PROAGUA II). Lima, Perú, Tarea Asociación Gráfica Educativa. 147 p.

- Suriani-Affonso, AL; França, RS; Marchese, M; Rocha, O. 2011. Environmental factors and benthic Oligochaeta (Annelida, Clitellata) assemblages in a stretch of the Upper São Francisco River (Minas Gerais State, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 71(2):437-446.
- Sweeney, BW; Battle, JM; Funk, DH; Flowers, WR; Gonzales Ojeda, T; Huamantínco, A; Jackson, JK; Arnold, M. 2020. Evaluating water quality for Amazonian streams along the Interoceanic Highway in Peru using macroinvertebrates collected by hand and with leaf packs. *Limnologia* 81:125759. doi:10.1016/j.limno.2020.125759.
- Talledo, J. 2015. La expansión de la ilegalidad. Mineros de La Rinconada controlan cerros del Cusco (en línea). *El Comercio*, Lima, Perú; 20 dic. Consultado 1 nov. 2018. Disponible en <http://www.actualidadambiental.pe/wp-content/uploads/2016/01/El-Comercio-20-12-2015-pp.12.pdf>.
- Tomanova, S; Tedesco, P. 2007. Tamaño corporal, tolerancia ecológica y potencial de bioindicación de la calidad del agua de *Anacroneturia* spp. (Plecoptera: Perlidae) en América del Sur. *Revista Biología Tropical* 55(1):67-81.
- Tomanova, S; Tedesco, PA; Campero, M; Van Damme, PA; Moya, N; Oberdorff, T. 2007. Longitudinal and altitudinal changes of macroinvertebrate functional feeding groups in nertropical streams: a test of the River Continuum Concept. *Fundamental and Applied Limnology, Archiv für Hydrobiologie* 170(3):233-241.
- Unión Europea. 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (DO L 327 de 22.12.2000, pp. 1-73).
- USEPA (United States Environmental Protection Agency, USA). 2020. Indicators: Benthic Macroinvertebrates (en línea, sitio web). Consultado 1 nov. 2020. Disponible en <https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/indicators-benthic-macroinvertebrates>.
- USGS (United States Geological Survey). 2019. Water Science School. Turbidity and Water (en línea, sitio web). Consultado 1 nov. 2019. Disponible en https://www.usgs.gov/special-topic/water-science-school/science/turbidity-and-water?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects.

- Valcárcel, D. 2011. Evaluación de la degradación de ecosistemas dulceacuícolas en la cuenca baja del río Utcubamba (Amazonas - Perú) mediante el uso de macroinvertebrados bentónicos. Tesis Lic. Lima, Perú, Universidad Nacional Mayor de San Marcos. 93 p
- Valdovinos, C. 2001. Riparian leaf litter processing by benthic macroinvertebrates in a woodland stream of central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 74(2):445-453.
- Valencia, L. 2015. Las rutas del oro ilegal: estudios de caso en cinco países amazónicos. Sociedad Peruana de Derecho Ambiental (SPDA). Primera edición. Lima, Perú, Negrapata. 161 p.
- Vannote, RL; Minshall, GW; Cummins, KW; Sedell, JR; Cushing, CE. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37 (1): 130-137.
- Váquiro-Capera, C; Reinoso-Flórez, G; Guevara, G. 2020. Estadios ninfales de *Anacroneuria* spp. (Plecoptera: Perlidae) y su relación con variables fisicoquímicas en tres microcuencas del río Combeima (Ibagué, Colombia). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 44(171): 458-470.
- Vargas, M; Ramírez, J. 1988. *Gigantodax bierigi* & *G. willei* (Diptera: Simuliidae), two black fly species from Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 36(2B):457-469.
- Vásquez, E; Chujandama, M; García, C; Alcántara, F. 2000. Caracterización del hábitat del camarón *Macrobrachium brasiliense* en ambientes acuáticos de la carretera Iquitos-Nauta. *Folia Amazónica* 10(1-2):57-71.
- Vásquez-Ramos, JM; Reinoso, G. 2012. Estructura de la fauna béntica en corrientes de los Andes colombianos. *Revista Colombiana de Entomología* 38(2):351-358.
- Villamarín, C. 2012. Estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos altoandinos del Ecuador y Perú. Diseño de un sistema de medida de la calidad del agua con índices multimétricos. Tesis doctoral. Barcelona, España, Universidad de Barcelona. 207 p.

- Vinebrooke, RD; Leavitt, PR. 1999. Differential responses of littoral communities to ultraviolet radiation in an alpine lake. *Ecology* 80(1):223-237.
- Volkmer-Ribeiro, C; Guadagnin, DL; De Rosa-Barbosa, R; Silva, MM; Drügg-Hahn, S; Lopespitoni, VL; Gastal, HA de O; Barros, MP; Demaman, LV. 2004. A polyethyleneterephthalate (PET) device for sampling freshwater benthic macroinvertebrates. *Brazilian Journal of Biology* 64(3A):531-541.
- Von Ellenrieder, N. 2007. Composition and structure of aquatic insectassemblages of Yungas mountain cloud forest streams in NWArgentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 66(3-4):57-76.
- Vuille, M. 2011. Climate Variability and High Altitude Temperature and Precipitation. *In: Singh VP; Singh, P; Haritashya, UK (eds.). Encyclopedia of Snow, Ice and Glaciers. Encyclopedia of Earth Sciences Series. Dordrecht, The Netherlands, Springer. p. 153-156.*
- Wagner, R. 1997. Diptera Empididae, dance flies. *In Nilsson, A (ed.). Aquatic Insects of North Europe-A taxonomic Handbook. Stenstrup, Denmark, Apollo Books. p. 333-344.*
- Wallace JB; Webster JR. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology* 41(1):115–139.
- Wantzen, KM; Pinto-Silva, V. 2006. Uso de substratos artificiais para a avaliação do impacto do assoreamento sobre macroinvertebrados bentônicos em um córrego de cabeceira no Pantanal do Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 11(1):99-107.
- Ward, JV. 1994. Ecology of alpine streams. *Freshwater Biology* 32(2):277–294.
- Wiederholm, T. 1984. Incidence of deformed chironomid larvae (Diptera: Chironomidae) in Swedish lakes. *Hydrobiologia* 109(3):243–249.
- Wiggins, GB. 1996. Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera). Second Edition. Toronto, Canada, University of Toronto Press. 457 p.

- Wilkerson, RC; Fairchild, GB. 1985. A Checklist and Generic Key to the Tabanidae (Diptera) of Peru with special reference to the Tambopata Reserved Zone, Madre de Dios. *Revista Peruana de Entomología* 27: 37-53.
- Wygodzinsky, P; Coscarón, S. 1989. A revision of the blackfly genus *Gigantodax* Enderlein (Simuliidae, Diptera, Insecta). *Bulletin of the American Museum of Natural History* 189:1-269.
- Zegarra, E; Gayoso, JP. 2015. Cambios en la agricultura y deforestación en la selva peruana: análisis basado en el IV Censo Agropecuario. *In*: Escobal, J; Fort, R; Zegarra, E (eds.). *Agricultura peruana: nuevas miradas desde el Censo Agropecuario*. Grupo de Análisis para el Desarrollo (GRADE) Lima, Perú, Arteta. 286 p.
- Zúñiga, MC. 2009. Bioindicadores de calidad de agua y caudal ambiental. *In*: Cantera Kintz, JR.; Carvajal Escobar, Y; Castro Heredia, LM. (eds). *El caudal ambiental: conceptos, experiencias y desafíos*. Cali, Colombia, Universidad del Valle. p. 167-197.
- Zúñiga MC; Dias, L; Martinez, D; Zabala, G; Bacca, T. 2009. The first record of *Claudioperla* Illies (Plecoptera: Gripopterygidae) from Colombia. *Aquatic Insects* 31(sup1):743-744.

VIII. ANEXOS

Anexo 1: Puntajes de familias de macroinvertebrados para los índices bióticos y valoración de la calidad del agua.

1. Índice BMWP/Col (Roldán, 2003).

Tabla A1: Puntajes de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP/Col.

Familias	Puntajes
Anomalopsychidae, Atriplectididae, Blepharoceridae, Calamoceratidae, Ptilodactylidae, Chordodidae, Gomphidae, Hydridae, Lampyridae, Lymnessiidae, Odontoceridae, Oligoneuriidae, Perlidae, Polythoridae, Psephenidae	10
Ampullariidae, Dytiscidae, Ephemeridae, Euthyplociidae, Gyrinidae, Hydraenidae, Hydrobiosidae, Leptophlebiidae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Polymitarcyidae, Xiphocentronidae	9
Gerridae, Hebridae, Helicopsychidae, Hydrobiidae, Leptoceridae, Lestidae, Palaemonidae, Pleidae, Pseudothelpusidae, Saldidae, Simuliidae, Veliidae	8
Baetidae, Caenidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Corixidae, Dixidae, Dryopidae, Glossosomatidae, Hyalellidae, Hydroptilidae, Hydropsychidae, Leptohiphidae, Naucoridae, Notonectidae, Dugesiidae, Psychodidae, Scirtidae	7
Aeshnidae, Ancyliidae, Corydalidae, Elmidae, Libellulidae, Limnichidae, Lutrochidae, Megapodagrionidae, Sialidae, Staphylinidae	6
Belostomatidae, Gelastocoridae, Mesoveliidae, Nepidae, Planorbiidae, Pyralidae, Tabanidae, Thiaridae	5
Chrysomelidae, Stratiomyidae, Haliplidae, Empididae, Dolichopodidae, Sphaeridae, Lymnaeidae, Hydrometridae, Noteridae	4
Ceratopogonidae, Glossiphoniidae, Cyclobdellidae, Hydrophilidae, Physidae, Tipulidae	3
Culicidae, Chironomidae, Muscidae, Sciomyzidae, Syrphidae	2
Tubificidae	1

Fuente: Roldán (2003).

Tabla A2: Clases de calidad de agua, valores BMWP/Col., significado y colores para representaciones cartográficas

Clase	Calidad	Valor BMWP/Col	Significado	Color
I	Buena	> 150 101 - 120	Aguas muy limpias	Azul
II	Aceptable	61 - 100	Aguas ligeramente contaminadas	Verde
III	Dudosa	36 - 60	Aguas moderadamente contaminadas	Amarillo
IV	Crítica	16 - 35	Aguas muy contaminadas	Naranja
V	Muy crítica	< 15	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo

Fuente: Roldán (2003).

2. Índice ABI (Acosta *et al.*, 2009; Ríos *et al.*, 2014)

Tabla A3: Puntuaciones propuestas para el Índice Biótico Andino (ABI) para evaluar la calidad del agua de los ríos andinos.

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

Fuente: Acosta *et al.* (2009) y Ríos *et al.* (2014).

Tabla A4: Valoración de la calidad biológica con el índice ABI

Clase	Puntuaciones	Calidad biológica
1	> 74	Excelente
2	45 – 74	Buena
3	27 – 44	Moderada
4	11 – 26	Mala
5	< 11	Pésima

Fuente: Adaptado de Acosta *et al.* (2009) y Ríos *et al.* (2014).

3. Índice IBF (Hilsenhoff, 1988)

Tabla A5: Valores de tolerancia para familias de artrópodos considerados en el índice IBF.

PLECOPTERA-Capniidae 1, Chloroperlidae 1, Leuctridae 0, Nemouridae 2, Perlidae 1, Perlodidae 2, Pteronarcyidae 0, Taeniopterygidae 2
EPHEMEROPTERA-Baetidae 4, Baetiscidae 3, Caenidae 7, Ephemerellidae 1, Ephemeridae 4, Heptageniidae 4, Leptophlebiidae 2, Metretopodidae 2, Oligoneuriidae 2, Polymitarcyidae 2, Potomanthidae 4, Siphonuridae 7, Tricorythidae 4
ODONATA-Aeshnidae 3, Calopterygidae 5, Coe-nagrionidae 9, Cordulegastridae 3, Corduliidae 5, Gomphidae 1, Lestidae 9, Libellulidae 9, Macromiidae 3
TRICHOPTERA-Brachycentridae 1, Glossosomatidae 0, Helicopsychidae 3, Hydropsychidae 4, Hydroptilidae 4, Lepidostomatidae 1, Leptoceridae 4, Limnephilidae 4, Molannidae 6, Odontoceridae 0, Philopotamidae 3, Phryganeidae 4, Polycentropodidae 6, Psychomyiidae 2, Rhyacophilidae 0, Seri-costomatidae 3
MEGALOPTERA-Corydalidae 0, Sialidae 4
LEPIDOPTERA-Pyralidae 5
COLEOPTERA-Dryopidae 5, Elmidae 4, Psephenidae 4
DIPTERA-Athericidae 2, Blephariceridae 0, Ceratopogonidae 6, Blood-red Chironomidae (Chironomini) 8, other (including pink) Chironomidae 6, Dolichopodidae 4, Empididae 6, Ephydriidae 6, Psychodidae 10, Simuliidae 6, Muscidae 6, Syrphidae 10, Tabanidae 6, Tipulidae 3
AMPHIPODA-Gammaridae 4, Talitridae 8
ISOPODA-Asellidae 8

Fuente: Hilsenhoff (1988).

Tabla A6: Clases de calidad de agua según índice IBF

Family Biotic Index	Water Quality	Degree of Organic Pollution
0.00-3.75	Excellent	Organic pollution unlikely
3.76-4.25	Very good	Possible slight organic pollution
4.26-5.00	Good Some	organic pollution probable
5.01-5.75	Fair Fairly	substantial pollution likely
5.76-6.50	Fairly poor	Substantial pollution likely
6.51-7.25	Poor Very	substantial pollution likely
7.26-10.00	Very poor	Severe organic pollution likely

Fuente: Hilsenhoff (1988).

Anexo 2: Taxa identificados en el sector amazónico del área de evaluación, Cusco – Madre de Dios, 2013

TAXA		MAQ	LIT	ESR	MZK	PMZ	PMT	LIM	LIA	CHI	YMG	CHA
ODONATA												
Aeshnidae	<i>Aeshna</i> sp.	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0
Calopterygidae	<i>Iridyction</i> sp.	15	3	0	0	33	1	0	0	1	6	0
Coenagrionidae	<i>Argia</i> sp.	7	23	6	0	82	13	0	0	0	8	0
Corduliidae	<i>Navicordulia</i> sp.	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gomphidae	<i>Agriogomphoides</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gomphidae	<i>Gomphoides</i> sp.	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gomphidae	<i>Previogomphus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Libellulidae	<i>Brechmorhoga</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Libellulidae	<i>Elasmothemis</i> sp.	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Libellulidae	<i>Elga</i> sp.	41	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
Libellulidae	<i>Erythrodiplax</i> sp.	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Libellulidae	<i>Micrathyria</i> sp.	0	6	0	0	1	0	0	0	1	1	0
Libellulidae	<i>Perithemis</i> sp.	67	16	0	0	5	2	1	0	0	2	0
Libellulidae	<i>Tauriphila</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Megapodogronidae	<i>Heteragrion</i> sp.	0	16	0	0	22	9	0	0	3	16	0
Megapodogronidae	<i>Oxystigma</i> sp.	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Megapodogronidae	<i>Philogenia</i> sp.	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polythoridae	<i>Chalcopteryx</i> sp.	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polythoridae	<i>Polythore</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Protoneuridae	<i>Epipleoneura</i> sp.	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0
EPHEMEROPTERA												
Baetidae	<i>Andesiops</i> sp.	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	29
Baetidae	<i>Americabaetis</i> sp.	25	63	5	0	47	0	14	0	83	33	24
Baetidae	<i>Baetodes</i> sp.	0	0	0	0	0	0	6	0	2	1	4
Baetidae	<i>Camelobaetidius</i> sp.	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
Baetidae	<i>Cryptonympha</i> sp.	0	14	0	0	3	0	0	0	2	2	8
Baetidae	<i>Mayobaetis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Baetidae	<i>Waltzohyphius</i> sp.	24	8	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Caenidae	<i>Caenis</i> sp.	21	2	0	0	7	9	0	0	0	0	0
Euthyphlocidae	<i>Campylocia</i> sp.	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Leptophlebiidae	<i>Farroses</i> sp.	230	101	33	0	13	2	12	3	61	287	4
Leptophlebiidae	<i>Meridialaris</i> sp.	4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Leptophlebiidae	<i>Miroculis</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptophlebiidae	<i>Terpides</i> sp.	0	3	1	0	29	0	11	0	25	19	0
Leptophlebiidae	<i>Thraulodes</i> sp.	0	0	1	0	5	0	9	0	26	22	0
Leptophlebiidae	<i>Traverella</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Leptohiphidae	<i>Amanahyphes</i> sp.	0	2	0	0	3	0	2	0	0	0	0
Leptohiphidae	<i>Haplohyphes</i> sp.	0	0	0	0	2	0	0	0	0	4	0
Leptohiphidae	<i>Leptohiphes</i> sp.	0	79	5	0	49	0	14	4	50	138	17
Leptohiphidae	<i>Leptohiphodes</i> sp.	3	0	0	0	4	0	0	0	0	1	0
Leptohiphidae	<i>Traverhyphes</i> sp.	0	2	1	0	2	0	0	0	0	2	0
Leptohiphidae	<i>Tricorythodes</i> sp.	1	0	0	0	77	62	3	0	0	18	0
Leptohiphidae	<i>Tricorythopsis</i> sp.	0	20	0	0	4	1	0	0	0	0	1
Leptohiphidae	<i>Yaurina</i> sp.	0	0	0	0	54	8	0	0	0	16	3
Polymitarcyidae	<i>Campsurus</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
PLECOPTERA												
Perlidae	<i>Anacroneuria</i> sp.	0	266	134	0	4	0	16	4	148	115	102
TRICHOPTERA												
Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i> sp.	0	1	2	0	7	0	3	1	20	65	2
Glossosomatidae	<i>Mortoniella</i> sp.	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i> sp.	1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	40

TAXA		MAQ	LIT	ESR	MZK	PMZ	PMT	LIM	LIA	CHI	YMG	CHA
Hydropsychidae	<i>Blepharophus</i> sp.	164	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsychidae	<i>Leptonema</i> sp.	30	50	4	0	1	0	2	0	36	39	9
Hydropsychidae	<i>Macronema</i> sp.	3	11	0	0	0	0	0	0	3	28	0
Hydropsychidae	<i>Smicridea</i> sp.	260	106	35	0	35	40	3	0	4	16	9
Hydroptilidae	<i>Metrichia</i> sp.	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydroptilidae	<i>Neotrichia</i> sp.	13	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydroptilidae	<i>Ochrotrichia</i> sp.	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydroptilidae	<i>Oxyethira</i> sp.	8	87	0	0	0	0	3	0	0	0	0
Hydroptilidae	<i>Agraylea</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptoceridae	<i>Grumichella</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i> sp.	0	2	64	0	0	0	4	1	711	360	1
Leptoceridae	<i>Oecetis</i> sp.	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odontoceridae	<i>Marilia</i> sp.	0	0	1	0	3	0	0	0	1	1	0
Philopotamidae	<i>Chimarra</i> sp.	0	1	6	0	0	0	0	0	5	1	0
Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i> sp.	1	8	0	0	0	0	0	0	0	10	70
Polycentropodidae	<i>Polyplectropus</i> sp.	2	5	0	0	0	0	1	0	2	14	0
BLATTODEA												
Blaberidae	<i>Epilampra</i> sp.	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
MEGALOPTERA												
Corydalidae	<i>Corydalus</i> sp.	0	12	0	0	1	0	1	2	1	1	12
COLEOPTERA												
Dryopidae	<i>Onopelmus</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0
Dytiscidae	<i>Hydaticus</i> sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Dytiscidae	<i>Celina</i> sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Dytiscidae	Bidessini	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elmidae	<i>Austrolimnius</i> sp.	0	0	0	0	0	0	4	0	1	2	0
Elmidae	<i>Cylloepus</i> sp.	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	1
Elmidae	<i>Gyrelmis</i> sp.	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elmidae	<i>Heterelmis</i> sp.	0	107	37	0	4	0	14	3	159	42	11
Elmidae	<i>Hexacylloepus</i> sp.	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elmidae	<i>Hexanchorus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0
Elmidae	<i>Hintonelmis</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Elmidae	<i>Huleechius</i> sp.	0	10	0	0	0	0	0	0	2	2	0
Elmidae	<i>Macrelmis</i> sp.	0	0	1	0	2	0	1	0	8	5	0
Elmidae	<i>Microcylloepus</i> sp.	0	0	0	0	6	0	0	0	2	0	0
Elmidae	<i>Neelmis</i> sp.	3	2	0	0	0	0	2	0	15	4	0
Elmidae	<i>Notelmis</i> sp.	1	1	0	0	0	0	0	0	4	1	0
Elmidae	<i>Pharceonus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0
Elmidae	<i>Xenelmis</i> sp.	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Gyrinidae	<i>Andogyrus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Gyrinidae	<i>Gyrinus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Hydraenidae	<i>Hydraena</i> sp.	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0
Hydrophilidae	<i>Helochares</i> sp.	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Hydrophilidae	<i>Phaenonotum</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Lutrochidae	<i>Lutrochus</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Noteridae	<i>Hydrocanthus</i> sp.	44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Noteridae	<i>Mesonoterus</i> sp.	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ptilodactylidae	<i>Anchytarsus</i> sp.	0	4	0	0	0	0	1	0	1	5	1
Ptilodactylidae	Ptilodactylidae 1	0	0	1	0	6	1	3	1	18	5	0
Staphylinidae	Staphylinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
HETEROPTERA												
Naucoridae	<i>Ambrysus</i> sp.	3	3	4	0	0	1	3	0	0	2	0
Naucoridae	<i>Cryphocricos</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	9	2	0
Naucoridae	<i>Limnocoris</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIPTERA												
Athericidae	Athericidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0

TAXA		MAQ	LIT	ESR	MZK	PMZ	PMT	LIM	LIA	CHI	YMG	CHA
Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i> sp.	2	4	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	<i>Ceratopogon</i> sp.	28	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Ceratopogonidae	Ceratopogoninae	13	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	<i>Culicoides</i> sp.	8	2	1	0	1	0	0	0	0	0	4
Ceratopogonidae	Forcipomyiinae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	<i>Palpomyia</i> sp.	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	<i>Probezzia</i> sp.	44	3	0	0	1	5	1	7	0	6	8
Chironomidae	<i>Alotanypus</i> sp.	4	1	2	0	3	1	0	0	9	0	1
Chironomidae	<i>Corynoneura</i> sp.	2	3	0	0	0	0	0	0	2	0	2
Chironomidae	<i>Chironomus</i> sp.	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
Chironomidae	<i>Cricotopus</i> sp.	3	17	1	0	14	3	2	0	62	13	20
Chironomidae	<i>Harnischia</i> sp.	7	7	0	0	1	1	0	0	0	0	11
Chironomidae	<i>Larsia</i> sp.	0	10	0	1	64	18	0	0	14	0	0
Chironomidae	<i>Lopescladius</i> sp.	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Chironomidae	<i>Nanocladius</i> sp.	23	12	0	0	1	1	1	0	0	0	0
Chironomidae	<i>Onconeura</i> sp.	15	7	2	0	0	1	0	0	0	2	3
Chironomidae	<i>Paraheptagvia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Chironomidae	<i>Parametriocnemus</i> sp.	52	0	37	15	129	7	6	0	133	28	597
Chironomidae	<i>Parochlus</i> sp.	257	6	42	0	31	0	0	0	2	3	302
Chironomidae	<i>Pentaneura</i> sp.	272	124	6	2	69	108	0	4	10	41	46
Chironomidae	<i>Polypedilum</i> sp.	330	195	35	27	91	48	6	7	11	40	66
Chironomidae	<i>Rheotanytarsus</i> sp.	112	17	18	0	1	2	0	0	2	14	20
Chironomidae	<i>Stenochironomus</i> sp.	83	50	16	8	209	107	2	0	7	16	2
Chironomidae	<i>Tanytarsus</i> sp.	288	280	41	5	256	31	0	3	62	67	178
Dixidae	<i>Dixella</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	4
Empididae	<i>Chelifera</i> sp.	6	0	0	0	5	2	0	0	0	0	3
Empididae	<i>Neoplasta</i> sp.	3	2	1	0	2	0	0	0	0	0	0
Ephydriidae	<i>Scatella</i> sp.	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Simuliidae	<i>Gigantodax</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	49	19	0	1	4	1	2	0	12	7	1
Psychodidae	<i>Psychoda</i> sp.	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0
Shyrphidae	Syrphidae	0	0	0	4	0	0	1	0	0	0	0
Tipulidae	<i>Hexatoma</i> sp.	39	20	11	0	0	0	1	0	6	8	2
Tipulidae	<i>Limonia</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	<i>Molophilus</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	Tipulidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
LEPIDOPTERA												
Crambidae	<i>Petrophila</i> sp.	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pyralidae	Pyralidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
COLLEMBOLA												
Entomobryidae	<i>Entomobrya</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Oncopoduridae	<i>Oncopodura</i> sp.	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0
SUBPHYLUM CRUSTACEA												
Palaemonidae	<i>Macrobrachium rosebergii</i>	0	0	3	0	4	2	0	0	1	1	1
Trichodactylidae	<i>Trichodactylus</i> sp.	0	0	0	0	4	5	0	0	0	0	0
CLASE ARACHNIDA												
Hydracarina	<i>Hydrozetes</i> sp.	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0
Hydracarina	Hydracarina	2	0	0	0	0	1	0	0	1	10	0
PHYLUM MOLLUSCA												
Ancylidae	Ancylidae	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0
Sphaeriidae	Sphaeriidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PHYLUM ANNELIDA												
Oligochaeta	Haplotaxidae	316	50	1	331	2	25	1	0	0	1	6
Glossiphoniidae	Glossiphoniidae	104	2	0	67	1	33	0	0	0	0	0
PHYLUM NEMATODA												
PHYLUM PLATYHELMINTHES												

TAXA		MAQ	LIT	ESR	MZK	PMZ	PMT	LIM	LIA	CHI	YMG	CHA
Dugesiidae	<i>Girardia</i> sp.	122	38	7	0	29	3	0	0	32	34	1
Riqueza (S)		56	82	44	15	66	41	36	13	54	64	47
Abundancia (N)		3164	2036	582	480	1475	564	158	41	1782	1601	1636

Anexo 3: Taxa identificados en el sector andino del área de evaluación, Cusco - Madre de Dios, 2013

FAMILIA	TAXA	MUA	AJU	JOL	MUP	CPA	LUC	LUA	HUA
EPHEMEROPTERA									
Baetidae	<i>Andesiops</i> sp.	5	8	849	803	76	471	448	0
Baetidae	<i>Baetodes</i> sp.	0	0	0	0	0	0	5	0
Leptophlebiidae	<i>Meridialaris</i> sp.	31	1	827	7	2	0	32	0
PLECOPTERA									
Gripopterygidae	<i>Claudioperla</i> sp.	1676	2	97	36	3	3	71	0
TRICHOPTERA									
Glossosomatidae	<i>Mortoniella</i> sp.	0	0	0	0	0	0	7	0
Helicopsycheidae	<i>Helicopsyche</i> sp.	0	0	0	0	3	0	0	0
Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i> sp.	0	0	3	0	0	14	47	0
Hydrobiosidae	<i>Cailloma</i> sp.	1	25	41	10	13	0	5	0
Hydropsychidae	<i>Smicridea</i> sp.	0	0	0	16	0	15	5	0
Hydroptilidae	<i>Metrichia</i> sp.	1	555	19	102	72	19	41	0
Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i> sp.	0	0	1	0	0	1	289	0
Limnephilidae	<i>Anomalocosmoecus</i> sp.	7	6	5	0	0	0	0	0
Limnephilidae	<i>Anctarctoeicia</i> sp.	3	0	0	0	0	0	0	0
Sericostomatidae	Sericostomatidae	0	0	0	0	0	0	1	0
COLEOPTERA									
Dytiscidae	<i>Hydaticus</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0
Dytiscidae	<i>Lancetes</i> sp.	0	0	0	6	0	0	0	0
Dytiscidae	<i>Liodessus</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0
Elmidae	<i>Austrelmis</i> sp.	58	231	299	164	216	37	196	0
Elmidae	<i>Neelmis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	2	0
Hydrophilidae	<i>Paracymus</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0
Scirtidae	<i>Prionocyphon</i> sp.	0	0	0	0	0	1	1	0
Staphylinidae	<i>Philonthus</i> sp.	0	0	0	20	0	2	1	0
DIPTERA									
Blephariceridae	<i>Blepharicera</i> sp.	0	0	3	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	Ceratopogoninae	0	0	0	2	0	0	0	1
Ceratopogonidae	<i>Culicoides</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	0
Ceratopogonidae	<i>Palpomyia</i> sp.	1	5	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	<i>Probezzia</i> sp.	0	6	1	0	1	0	2	0
Chironomidae	<i>Alotanypus</i> sp.	0	0	2	9	53	13	14	0
Chironomidae	<i>Cardiocladius</i> sp.	0	0	2	5	1	0	0	0
Chironomidae	<i>Corynoneura</i> sp.	0	0	0	0	39	1	4	0
Chironomidae	<i>Chironomus</i> sp.	0	0	0	0	3	0	0	0
Chironomidae	<i>Cricotopus</i> sp.	12	963	1089	1352	1719	648	36	3
Chironomidae	<i>Harnischia</i> sp.	0	0	0	0	1	1	4	0
Chironomidae	<i>Larsia</i> sp.	2	2	1	0	15	66	49	0
Chironomidae	<i>Lopescladius</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	0
Chironomidae	<i>Metriocnemus</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0
Chironomidae	<i>Nanocladius</i> sp.	0	0	0	1	1	0	0	1
Chironomidae	<i>Onconeura</i> sp.	0	0	0	2	3	414	4	0
Chironomidae	<i>Paraheptagvia</i> sp.	2	1	19	14	16	1	8	0
Chironomidae	<i>Parametriocnemus</i> sp.	3	17	34	1110	1564	165	177	3
Chironomidae	<i>Parochlus</i> sp.	17	23	14	345	312	209	189	0
Chironomidae	<i>Pentaneura</i> sp.	0	14	0	131	350	622	258	0
Chironomidae	<i>Podonomopsis</i> sp.	5	1	21	0	0	0	0	0
Chironomidae	<i>Podonomus</i> sp.	12	99	33	14	17	0	1	0
Chironomidae	<i>Polypedilum</i> sp.	3	0	0	47	8	329	14	0
Chironomidae	<i>Rheotanytarsus</i> sp.	0	3	0	31	30	164	1	0
Chironomidae	<i>Stenochironomus</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	0
Chironomidae	<i>Tanytarsus</i> sp.	2	2	5	206	175	55	12	0

FAMILIA	TAXA	MUA	AJU	JOL	MUP	CPA	LUC	LUA	HUA
Chironomidae	<i>Thienemanniella</i> sp.	0	0	0	0	2	0	0	0
Dolichopodidae	Dolichopodidae	0	0	0	0	0	1	0	0
Empididae	<i>Chelifera</i> sp.	0	0	4	1	0	0	0	0
Empididae	<i>Clinocera</i> sp.	2	0	0	6	1	3	2	0
Empididae	<i>Neoplasta</i> sp.	0	1	14	8	10	0	3	0
Empididae	Empididae 1	0	0	0	7	3	2	0	0
Empididae	Empididae 2	0	0	0	1	0	2	0	0
Ephyridae	<i>Scatella</i> sp.	0	1	0	0	0	1	0	0
Muscidae	<i>Limnophora</i> sp.	1	0	2	6	2	9	3	2
Simuliidae	<i>Gigantodax</i> sp.	9	0	23	69	10	0	54	0
Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	0	0	17	127	113	79	31	0
Psychodidae	<i>Psychoda</i> sp.	1	0	0	0	0	0	1	24
Phoridae	Phoridae	0	0	0	0	0	0	0	1
Shyrphidae	Syrphidae	0	0	0	0	0	0	0	1
Tabanidae	<i>Tabanus</i> sp.	3	0	0	6	2	3	17	0
Tipulidae	<i>Limonia</i> sp.	0	0	2	26	1	0	0	0
Tipulidae	<i>Tipula</i> sp.	0	0	0	0	5	0	0	0
COLLEMBOLA									
Entomobryidae	<i>Entomobrya</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0
SUBPHYLUM CRUSTACEA									
Ostracoda	Ostracoda	0	0	0	0	1	0	0	0
Hyalellidae	<i>Hyalella</i> sp.	27	248	4	5	0	18	207	0
CLASE ARACHNIDA									
Hydracarina	<i>Hydrozetes</i> sp.	0	1	0	0	1	0	0	0
Hydracarina	Hydracarina	1	97	45	16	197	7	15	0
PHYLUM MOLLUSCA									
Physidae	<i>Physa</i> sp.	0	0	0	0	0	114	2	0
PHYLUM ANNELIDA									
Oligochaeta	Haplotaxidae	10	2708	183	329	7585	813	211	1
Glossiphoniidae	Glossiphoniidae	0	0	0	0	0	6	9	0
PHYLUM NEMATODA									
PHYLUM PLATYHELMINTHES									
Dugesidae	<i>Girardia</i> sp.	1	12	1	0	7	125	8	0
Riqueza (S)		27	28	32	40	43	36	45	9
Abundancia (N)		1896	5034	3661	5045	12636	4434	2489	37

Anexo 4: Taxa identificados para el análisis del paquete de hojas como herramienta de vigilancia de calidad de agua en el sector amazónico, agosto 2013

TAXA		MAQ	LIT	ESR	MZK	PMZ	PMT	LIA	CHI	YMG	CHA
ODONATA											
Calopterygidae	<i>Iridyction</i> sp.	0	2	0	0	22	0	0	1	2	0
Coenagrionidae	<i>Argia</i> sp.	4	12	4	0	12	1	0	0	2	0
Corduliidae	<i>Navicordulia</i> sp.	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Gomphidae	<i>Previogomphus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Libellulidae	<i>Elga</i> sp.	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Libellulidae	<i>Perithemis</i> sp.	17	8	0	0	0	2	0	0	2	0
Megapodagrionidae	<i>Heteragrion</i> sp.	0	5	0	0	3	5	0	0	5	0
Megapodagrionidae	<i>Oxystigma</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Protoneuridae	<i>Epipleoneura</i> sp.	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0
EPHEMEROPTERA											
Baetidae	<i>Andesiops</i> sp.	0	0	0	0	2	0	0	0	0	23
Baetidae	<i>Americabaetis</i> sp.	17	19	0	0	0	0	0	40	20	2
Baetidae	<i>Cryptonympha</i> sp.	0	8	0	0	2	0	0	2	1	1
Baetidae	<i>Waltzohyphius</i> sp.	8	6	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenidae	<i>Caenis</i> sp.	4	1	0	0	0	5	0	0	0	0
Leptophlebiidae	<i>Farrodes</i> sp.	26	35	9	0	0	2	1	20	108	0
Leptophlebiidae	<i>Meridialaris</i> sp.	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptophlebiidae	<i>Terpides</i> sp.	0	0	0	0	15	0	0	6	6	0
Leptophlebiidae	<i>Thraulodes</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Leptohiphidae	<i>Haplohyphes</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Leptohiphidae	<i>Leptohiphys</i> sp.	0	24	0	0	26	0	3	33	69	7
Leptohiphidae	<i>Leptohiphodes</i> sp.	0	0	0	0	4	0	0	0	1	0
Leptohiphidae	<i>Traverhyphes</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Leptohiphidae	<i>Tricorythodes</i> sp.	1	0	0	0	4	7	0	0	17	0
Leptohiphidae	<i>Tricorythopsis</i> sp.	0	12	0	0	0	0	0	0	0	1
PLECOPTERA											
Perlidae	<i>Anacroneuria</i> sp.	0	40	56	0	2	0	0	44	10	20
TRICHOPTERA											
Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i> sp.	0	0	0	0	5	0	1	7	20	0
Glossosomatidae	<i>Mortoniella</i> sp.	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	6
Hydropsychidae	<i>Blepharophus</i> sp.	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsychidae	<i>Leptonema</i> sp.	0	0	2	0	0	0	0	4	0	1
Hydropsychidae	<i>Macronema</i> sp.	0	2	0	0	0	0	0	2	24	0
Hydropsychidae	<i>Smicridea</i> sp.	24	7	9	0	6	0	0	1	10	6
Hydroptilidae	<i>Metrichia</i> sp.	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydroptilidae	<i>Neotrichia</i> sp.	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydroptilidae	<i>Ochrotrichia</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydroptilidae	<i>Oxyethira</i> sp.	0	62	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydroptilidae	<i>Agraylea</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptoceridae	<i>Grumichella</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i> sp.	0	0	36	0	0	0	1	372	37	0
Leptoceridae	<i>Oecetis</i> sp.	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Odontoceridae	<i>Marilia</i> sp.	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0
Philopotamidae	<i>Chimarra</i> sp.	0	0	4	0	0	0	0	1	0	0
Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i> sp.	1	3	0	0	0	0	0	0	2	11
Polycentropodidae	<i>Polyplectropus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	2	6	0
BLATTODEA											
Blaberidae	<i>Epilampra</i> sp.	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
MEGALOPTERA											

TAXA		MAQ	LIT	ESR	MZK	PMZ	PMT	LIA	CHI	YMG	CHA
Corydalidae	<i>Corydalus</i> sp.	0	1	0	0	0	0	2	0	1	3
COLEOPTERA											
Dryopidae	<i>Onopelmus</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Dytiscidae	<i>Hydaticus</i> sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Elmidae	<i>Cylloepus</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0
Elmidae	<i>Heterelmis</i> sp.	0	24	6	0	0	0	3	72	9	2
Elmidae	<i>Hexacylloepus</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Elmidae	<i>Hexanchorus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Elmidae	<i>Macrelmis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0
Elmidae	<i>Microcylloepus</i> sp.	0	0	0	0	3	0	0	2	0	0
Elmidae	<i>Neoelmis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
Elmidae	<i>Notelmis</i> sp.	1	1	0	0	0	0	0	4	0	0
Hydraenidae	<i>Hydraena</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Hydrophilidae	<i>Helochares</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Noteridae	<i>Mesonoterus</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ptilodactylidae	Ptilodactylidae 1	0	0	0	0	1	0	1	2	0	0
Staphylinidae	Staphylinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
HETEROPTERA											
Naucoridae	<i>Ambrysus</i> sp.	2	1	2	0	0	0	0	0	0	0
Naucoridae	<i>Cryphocricos</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0
DIPTERA											
Ceratopogonidae	<i>Ceratopogon</i> sp.	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	Ceratopogoninae	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	<i>Culicoides</i> sp.	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	<i>Palpomyia</i> sp.	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	<i>Probezzia</i> sp.	0	1	0	0	0	5	7	0	2	0
Chironomidae	<i>Alotanypus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0
Chironomidae	<i>Corynoneura</i> sp.	0	2	0	0	0	0	0	2	0	1
Chironomidae	<i>Cricotopus</i> sp.	3	8	1	0	4	3	0	62	0	6
Chironomidae	<i>Harnischia</i> sp.	6	0	0	0	0	1	0	0	0	4
Chironomidae	<i>Larsia</i> sp.	0	0	0	1	21	0	0	14	0	0
Chironomidae	<i>Nanocladius</i> sp.	10	6	0	0	1	1	0	0	0	0
Chironomidae	<i>Onconeura</i> sp.	0	2	1	0	0	1	0	0	1	0
Chironomidae	<i>Parametricnemus</i> sp.	0	0	27	15	60	2	0	115	9	112
Chironomidae	<i>Parochlus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Chironomidae	<i>Pentaneura</i> sp.	121	56	0	2	10	27	4	10	14	11
Chironomidae	<i>Polypedilum</i> sp.	64	63	17	12	16	8	7	3	9	8
Chironomidae	<i>Rheotanytarsus</i> sp.	38	10	14	0	0	0	0	1	7	2
Chironomidae	<i>Stenochironomus</i> sp.	10	8	9	8	13	5	0	2	2	0
Chironomidae	<i>Tanytarsus</i> sp.	49	77	26	5	55	5	3	57	33	14
Dixidae	<i>Dixella</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Ephydriidae	<i>Scatella</i> sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	4	0	0	1	0	1	0	5	0	0
Psychodidae	<i>Psychoda</i> sp.	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0
Shyrphidae	Syrphidae	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	<i>Hexatoma</i> sp.	16	1	7	0	0	0	0	1	1	2
LEPIDOPTERA											
Crambidae	<i>Petrophila</i> sp.	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
COLLEMBOLA											
Entomobryidae	<i>Entomobrya</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
SUBPHYLUM CRUSTACEA											
Palaemonidae	<i>Macrobrachium rosebergii</i>	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0
Trichodactylidae	<i>Trichodactylus</i> sp.	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0

TAXA		MAQ	LIT	ESR	MZK	PMZ	PMT	LIA	CHI	YMG	CHA
CLASE ARACHNIDA											
Hydracarina	Hydracarina	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
PHYLUM MOLLUSCA											
Ancylidae	Ancylidae	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
PHYLUM ANNELIDA											
Oligochaeta	Haplotaxidae	44	3	0	141	0	4	0	0	0	0
Glossiphoniidae	Glossiphoniidae	20	0	0	6	1	20	0	0	0	0
PHYLUM NEMATODA											
		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PHYLUM PLATYHELMINTHES											
Dugesiidae	<i>Girardia</i> sp.	38	20	7	0	8	0	0	5	5	0
	Riqueza (S)	33	44	26	11	28	24	12	38	39	21
	Abundancia (N)	572	556	246	202	322	115	34	912	452	243

Anexo 5: Taxa identificados para el análisis del paquete de hojas como herramienta de vigilancia de calidad de agua en el sector andino, agosto 2013

FAMILIA	TAXA	MUA	AJU	JOL	MUP	CPA	LUC	LUA
EPHEMEROPTERA								
Baetidae	<i>Andesiops</i> sp.	3	1	149	134	4	8	70
Baetidae	<i>Baetodes</i> sp.	0	0	0	0	0	0	5
Leptophlebiidae	<i>Meridialaris</i> sp.	14	0	151	3	0	0	11
PLECOPTERA								
Gripopterygidae	<i>Claudioperla</i> sp.	307	1	34	16	2	2	35
TRICHOPTERA								
Glossosomatidae	<i>Mortoniella</i> sp.	0	0	0	0	0	0	3
Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i> sp.	0	0	1	0	0	0	6
Hydrobiosidae	<i>Cailloma</i> sp.	0	12	4	5	0	0	3
Hydropsychidae	<i>Smicridea</i> sp.	0	0	0	13	0	0	4
Hydroptilidae	<i>Metrichia</i> sp.	0	13	2	52	25	1	14
Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i> sp.	0	0	0	0	0	0	129
Limnephilidae	<i>Anomalocosmoecus</i> sp.	2	0	1	0	0	0	0
Limnephilidae	<i>Anctarctoecia</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0
COLEOPTERA								
Dytiscidae	<i>Lancetes</i> sp.	0	0	0	3	0	0	0
Elmidae	<i>Austrelmis</i> sp.	4	78	68	133	53	8	35
DIPTERA								
Blephariceridae	<i>Blepharicera</i> sp.	0	0	2	0	0	0	0
Ceratopogonidae	Ceratopogoninae	0	0	0	1	0	0	0
Ceratopogonidae	<i>Culicoides</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0
Ceratopogonidae	<i>Probezzia</i> sp.	0	0	1	0	0	0	1
Chironomidae	<i>Alotanypus</i> sp.	0	0	0	1	10	0	5
Chironomidae	<i>Cardiocladius</i> sp.	0	0	2	4	0	0	0
Chironomidae	<i>Corynoneura</i> sp.	0	0	0	0	18	1	4
Chironomidae	<i>Cricotopus</i> sp.	5	270	350	667	750	24	10
Chironomidae	<i>Harnischia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1
Chironomidae	<i>Larsia</i> sp.	1	0	0	0	15	65	10
Chironomidae	<i>Lopescladius</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0
Chironomidae	<i>Metriocnemus</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0
Chironomidae	<i>Onconeura</i> sp.	0	0	0	2	0	14	1
Chironomidae	<i>Paraheptagyia</i> sp.	0	0	13	0	1	0	0
Chironomidae	<i>Parametriocnemus</i> sp.	0	0	26	609	865	16	41
Chironomidae	<i>Parochlus</i> sp.	7	0	3	10	44	0	9
Chironomidae	<i>Pentaneura</i> sp.	0	3	0	55	92	22	64
Chironomidae	<i>Podonomopsis</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0
Chironomidae	<i>Podonomus</i> sp.	2	19	5	4	1	0	0
Chironomidae	<i>Polypedilum</i> sp.	2	0	0	13	0	19	1
Chironomidae	<i>Rheotanytarsus</i> sp.	0	0	0	7	11	30	0
Chironomidae	<i>Stenochironomus</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0
Chironomidae	<i>Tanytarsus</i> sp.	2	0	0	34	24	9	5
Chironomidae	<i>Thienemanniella</i> sp.	0	0	0	0	2	0	0
Empididae	<i>Clinocera</i> sp.	2	0	0	5	0	0	2
Empididae	<i>Neoplasta</i> sp.	0	0	4	3	2	0	0
Empididae	Empididae 1	0	0	0	2	1	2	0
Ephydriidae	<i>Scatella</i> sp.	0	0	0	0	0	1	0
Muscidae	<i>Limnophora</i> sp.	1	0	0	2	2	0	0
Simuliidae	<i>Gigantodax</i> sp.	0	0	17	53	0	0	9
Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	0	0	4	98	0	1	11

FAMILIA	TAXA	MUA	AJU	JOL	MUP	CPA	LUC	LUA
Tabanidae	<i>Tabanus</i> sp.	1	0	0	4	2	0	6
Tipulidae	<i>Limonia</i> sp.	0	0	1	2	0	0	0
SUBPHYLUM CRUSTACEA								
Hyalellidae	<i>Hyalella</i> sp.	5	42	2	0	0	16	85
CLASE ARACHNIDA								
Hydracarina	Hydracarina	0	6	1	7	86	0	9
PHYLUM MOLLUSCA								
Physidae	<i>Physa</i> sp.	0	0	0	0	0	68	0
PHYLUM ANNELIDA								
Oligochaeta	Haplotaxidae	6	153	34	223	2479	127	64
Glossiphoniidae	Glossiphoniidae	0	0	0	0	0	0	1
PHYLUM NEMATODA								
PHYLUM PLATYHELMINTHES								
Dugesiidae	<i>Girardia</i> sp.	0	2	0	0	1	62	3
Riqueza (S)		18	13	23	31	26	20	32
Abundancia (N)		366	601	875	2167	4493	496	657

Anexo 6: Métricas bioindicadoras consideradas para el análisis del paquete de hojas como herramienta de vigilancia de calidad de agua en el sector amazónico, agosto 2013

Métrica bioindicadora	Sector amazónico									
	Estaciones control					Estaciones impactadas				
	LIT	ESR	PMZ	CHI	YMG	MAQ	MZK	PMT	LIA	CHA
Riqueza	44	26	28	38	39	33	11	24	12	21
Riqueza EPT	18	8	10	14	17	10	0	3	4	10
Riqueza EIPT	14	7	5	15	12	5	0	0	3	6
Abundancia	556	246	322	912	452	572	202	115	34	243
% Ephemeroptera	19	4	16	11	50	10	0	12	12	14
% Plecoptera	7	23	1	5	2	0	0	0	0	8
% Trichoptera	16	21	4	43	22	5	0	0	6	10
% Elmidae	5	3	1	9	3	0	0	0	9	1
% Chironomidae	42	39	56	30	17	53	21	46	41	65
%EPT	42	48	21	59	74	16	0	12	18	32
Calidad de agua	Regular	Regular	Malo	Bueno	Bueno	Malo	Malo	Malo	Malo	Regular
ABI	N. A	N. A	N. A	N. A	N. A	N. A	N. A	N. A	N. A	N. A
Calidad biológica	N. A	N. A	N. A	N. A	N. A	N. A	N. A	N. A	N. A	N. A
BMWP/Col	133	97	111	133	156	99	21	76	71	66
Calidad de agua	Muy buena	Aceptable	Buena	Muy buena	Muy buena	Aceptable	Crítica	Aceptable	Aceptable	Aceptable
IBF	4	3	3	3	4	2	0	0	3	4
Calidad de agua	Sano	Sano	Sano	Sano	Sano	Perturbado	Perturbado	Perturbado	Sano	Sano

N. A.: No aplica

Anexo 7: Métricas bioindicadoras consideradas para el análisis del paquete de hojas como herramienta de vigilancia de calidad de agua en el sector andino, agosto 2013

Métrica bioindicadora	Sector andino						
	Estaciones control				Estaciones impactadas		
	MUA	AJU	JOL	LUA	MUP	CPA	LUC
Riqueza	18	13	23	32	31	26	20
Riqueza EPT	5	4	7	10	6	3	3
Riqueza EIPT	4	4	6	8	5	3	3
Abundancia	366	601	875	657	2167	4493	496
% Ephemeroptera	5	0	34	13	6	0	2
% Plecoptera	84	0	4	5	1	0	0
% Trichoptera	1	4	1	24	3	1	0
% Elmidae	1	13	8	5	6	1	2
% Chironomidae	5	49	46	23	65	41	40
%EPT	89	4	39	43	10	1	2
Calidad de agua	Muy Bueno	Malo	Regular	Regular	Malo	Malo	Malo
ABI	55	51	91	101	82	51	53
Calidad biológica	Bueno	Bueno	Muy bueno	Muy bueno	Muy bueno	Bueno	Bueno
BMWP/Col	N. A	N. A	N. A	N. A	N. A	N. A	N. A
Calidad de agua	N. A	N. A	N. A	N. A	N. A	N. A	N. A
IBF	3	3	3	3	3	3	3
Calidad de agua	Sano	Sano	Sano	Sano	Sano	Sano	Sano

N. A.: No aplica