



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS AGROPECUARIAS

VARIABILIDAD DE LOS FACTORES FÍSICO-QUÍMICOS
DEL AGUA Y SU INFLUENCIA SOBRE LA COMUNIDAD DE
MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS EN DOS
MICROCUENCAS DEL RÍO EL ÁNGEL

AUTORA

María Emilia Santos Valdivieso

AÑO

2017



FACULTAD DE INGENIERÍAS Y CIENCIAS AGROPECUARIAS

VARIABILIDAD DE LOS FACTORES FÍSICO-QUÍMICOS DEL AGUA Y SU
INFLUENCIA SOBRE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS
ACUÁTICOS EN DOS MICROCUENCAS DEL RÍO EL ÁNGEL

Trabajo de Titulación presentado en conformidad con los requisitos
establecidos para optar por el título de Ingeniera Ambiental en Prevención y
Remediación

Profesor Guía

Ph.D. Cristián Patricio Villamarín Flores

Autora

María Emilia Santos Valdivieso

Año

2017

DECLARACIÓN PROFESOR GUÍA

“Declaro haber dirigido este trabajo a través de reuniones periódicas con la estudiante, orientando sus conocimientos y competencias para un eficiente desarrollo del tema escogido y dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación.”

Christián Patricio Villamarín Flores

Ph.D. en Ecología Fundamental y Aplicada

C.I.: 1002339404

DECLARACIÓN PROFESOR CORRECTOR

“Declaro haber revisado este trabajo, dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los trabajos de titulación.”

Indira Fernanda Black Solís

Magister en Conservación y Gestión del Medio Natural

C.I.: 171127356-3

DECLARACIÓN DE AUTORÍA DEL ESTUDIANTE

“Declaro que este trabajo es original, de mi autoría, que se han citado las fuentes correspondientes y que en su ejecución se respetaron las disposiciones legales que protegen los derechos de autor vigentes.”

María Emilia Santos Valdivieso

C.I.: 171754011-4

AGRADECIMIENTOS

A mi mamá por darme tanto, por ser mi soporte, mi pilar. A la vida por tenerle. A mi hermano por su fortaleza, por su ejemplo de vida, por ser mi maestro. A mi abuela por enseñarme que el amor es accionar. A mi papá por encaminarme y apoyarme. Gracias a todos.

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue establecer las diferencias ecosistémicas en cuanto a parámetros físico-químicos e hidromorfológicos de dos ríos altoandinos en la cuenca de El Ángel, y su influencia sobre las características ecológicas de las poblaciones de macroinvertebrados acuáticos existentes en lugares con distintos tipos y niveles de intervención antrópica. Los parámetros analizados fueron conductividad eléctrica, pH, oxígeno disuelto, turbidez y temperatura, además de los índices IHF y QBR que evalúan el estado hidromorfológico de los ríos. Las muestras estudiadas fueron recogidas en puntos adyacentes al área natural tomada como referencia, y a las áreas relacionadas con cultivos de papa y pasto para su comparación. Se encontró que las muestras correspondientes al área de referencia, poseen las características más óptimas para el desarrollo de macroinvertebrados en cuanto a parámetros físico-químicos e hidromorfológicos. Los resultados referentes a la abundancia y taxa dominante, indicaron que existe variabilidad entre las tres zonas estudiadas; la zona de papa presentó una abundancia 28% mayor a la zona de pasto, y de 35% mayor a la de referencia aproximadamente. Se pudo observar que la familia Chironomidae, conocida por su elevado nivel de tolerancia a la contaminación, fue menos abundante en las muestras de referencia y de pasto; la abundancia encontrada en las muestras relacionadas a la vegetación natural, se redujo casi a la mitad con respecto a las muestras del área de papa. El patrón general en cuanto a la estructura trófica fue similar, el grupo funcional alimenticio (GFA) de los colectores-recolectores fue el dominante en las tres zonas de estudio; se encontró predadores-recolectores presentes únicamente en referencia, y carnívoros-rasgadores y detritívoros-filtradores presentes únicamente en papa. Con este estudio se pudo confirmar el importante papel del bosque ripario en un ecosistema acuático. La presencia del bosque de ribera, disminuye los efectos del cambio del uso del suelo, motivo por el cual su preservación es de suma importancia para la conservación de los ecosistemas.

ABSTRACT

The objective of this study was to establish the ecosystem differences in terms of physical-chemical and hydromorphological parameters of two rivers of the Ángel basin, and its influence on the ecological characteristics of aquatic macroinvertebrate populations in places with different types and levels of anthropic intervention. The parameters analyzed were electrical conductivity, pH, dissolved oxygen, turbidity and temperature. In addition the IHF and QBR indexes that evaluate the hydromorphological state of the rivers were analyzed. The samples studied were collected at parallel points to the natural area taken as a reference, and the areas related to potato and pasture crops. It was found that the samples corresponding to the reference area, possess the most optimal characteristics for the development of macroinvertebrates in terms of physical-chemical parameters and hydromorphological characteristics. The results referring to the abundance and dominant taxa, indicated that there is variability among the three zones studied; The potato area showed an abundance 28% greater than the pasture area, and 35% higher than the reference area. It was observed that the Chironomidae family, known for its high level of contamination tolerance, was less abundant in reference and grazing samples; the abundance found in samples related to natural vegetation was reduced by almost half with respect to samples from the potato area. The general pattern regarding the trophic structure was similar, the food functional group (GFA) of the collector-recollectors was dominant in the three study areas; predators-collectors were present only in the reference points, and carnivores-rippers and detritus-filterers were present only in potatoes samples points. This study confirmed the important role of the riparian forest in an aquatic ecosystem. The presence of the riverbank forest diminishes the effects of the land use changes, reason why its preservation is of paramount importance for the conservation of the aquatic ecosystems.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Antecedentes.....	1
1.2 Alcance	3
1.3 Justificación	3
1.4 Objetivos.....	4
1.4.1 Objetivo General.....	4
1.4.2 Objetivos Específicos	4
2. MARCO TEÓRICO	4
2.1 Ecosistemas Acuáticos: Ríos Altoandinos	4
2.1.1 Parámetros físico-químicos del agua y características hidromorfológicas	6
2.2 Macroinvertebrados acuáticos	14
2.2.1 Características generales	15
2.2.2 Macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos	17
2.2.3 Grupos funcionales Alimenticios.....	19
3. METODOLOGÍA	21
3.1 Área de estudio.....	22
3.2 Parámetros físico-químicos e hidromorfológicos	23
3.3 Macroinvertebrados	25
3.4 Análisis de datos.....	26
3.4.1 Estructura, riqueza y biodiversidad.....	26
3.4.2 Grupos Funcionales Alimenticios.....	27
3.4.3 Variabilidad de factores ambientales y su relación con macroinvertebrados acuáticos	28
4. RESULTADOS	29
4.1 Estructura	29
4.2 Riqueza y biodiversidad.....	33
4.3 Grupos funcionales de alimentación (GFA)	34

4.4	Parámetros físico químicos e hidromorfológicos	36
4.5	Variabilidad de los factores ambientales (Análisis de Componentes Principales)	39
4.6	Análisis macroinvertebrados y su relación con las variables ambientales (Análisis de Correspondencia Canónica).....	42
5.	DISCUSIÓN	44
6.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	51
	REFERENCIAS	53

ÍNDICE DE FIGURAS

<i>Figura 1.</i> Densidad total, y densidad de los géneros y familia dominantes en cada área de estudio.....	31
<i>Figura 2.</i> Taxa dominante. a) Familia Chironomidae. b) Género Ochrotrichia (Hydroptilidae). c) Género Camelobaetidius (Baetidae).	32
<i>Figura 3.</i> Riqueza de los GFA dentro de las tres zonas estudiadas.....	35
<i>Figura 4.</i> Resultados del análisis de componentes principales.	41
<i>Figura 5.</i> Resultado de análisis de correspondencia canónica, mostrando ubicación de taxa, con respecto a variables ambientales	43
<i>Figura 6.</i> Localización de zonas de muestreo dentro del ACC.....	44

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Recopilación de bibliografía utilizada para el análisis de GFA.	20
Tabla 3. Rangos de calificación de los parámetros hidromorfológicos.	24
Tabla 4. Clasificación de grupos alimenticios según el orden. Modificado de Grimaldo, 2004.	27
Tabla 5. Abundancia promedio de la taxa menos predominante y poco frecuente dentro de los tres tipos de uso de suelo.	32
Tabla 6. Taxa promedio encontrada (riqueza) e Índice de Margalef (biodiversidad).	34
Tabla 7. GFA encontrados en los tres usos de suelo y el promedio de su abundancia y riqueza.	35
Tabla 8. Máximos, mínimos y promedios de los parámetros físico-químicos en los tres tipos de uso de suelo.	37
Tabla 9. Máximos, mínimos y promedios del índice de hábitat fluvial (IHF) e Índice de calidad de bosque de ribera (QBR).	38
Tabla 10. Valores de Análisis de Componentes Principales.	39
Tabla 11. Representatividad de variables ambientales en componentes principales.	40
Tabla 12. Análisis de correspondencia canónica y el porcentaje de varianza en cada eje.	42

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes

Los macroinvertebrados son uno de los indicadores biológicos más utilizados para la evaluación de ecosistemas fluviales en el mundo, gracias a sus características, requisitos especiales y adaptaciones evolutivas bajo determinadas condiciones ambientales, convirtiéndolos en organismos con límites de tolerancia específicos y con necesidades ecosistémicas para desarrollarse dentro de sus hábitats (Encalada, 2000). Es por este motivo que factores como la estructura de comunidades y la abundancia de biota acuática, pueden reflejar global e integralmente el estado ecológico del agua, es decir, a través de los mismos, se puede determinar su estado químico, físico y biológico (Jovanovi, Milosevi, Stojkovi, 2015). Cuando existe algún tipo de cambio en el medio, se produce una pérdida de taxones, y el número de especies oportunistas es cada vez más dominante, por lo tanto, los cambios en las estructuras de comunidades integran los efectos de diferentes factores de estrés que pueden actuar sobre el medio y pueden ser un aspecto crucial a la hora de analizar la degradación de ecosistemas (Jovanovi, et al., 2015).

En la actualidad, globalmente existe un interés creciente en cuanto a la preservación y conservación de los ecosistemas fluviales, pero lamentablemente Latinoamérica presenta una constante degradación de los mismos debido a sus características como continente en vías de desarrollo (Acosta, Ríos, y Rieradevall, 2009). Los ecosistemas fluviales altoandinos son de singular importancia ya que proporcionan el suministro de agua a centros urbanos y rurales y la generación de energía eléctrica (Acosta, et al., 2009). Sin embargo, en el Ecuador la expansión de la frontera agrícola y el aumento de la población son los principales factores que provocan presión sobre los ecosistemas altoandinos causando un gran impacto sobre la calidad del agua y

sobre la biodiversidad (Acosta, et al., 2009). La problemática radica en que existen deficiencias dentro de los estudios de impacto ambiental realizados en Latinoamérica, debido a que estos se centran únicamente en los aspectos físico-químicos del agua y no se cubren todos los aspectos biológicos que deberían ser tomados en cuenta, por lo que hay una ausencia de un análisis global que resuma integralmente a los efectos de la degradación de ecosistemas acuáticos (Acosta et al., 2009).

Los procesos de transformación de los parámetros físico-químicos e hidromorfológicos de ecosistemas acuáticos, inician con la destrucción de bosques y persiste debido a la predominancia de monocultivos como el pasto; sin embargo no existe suficiente conocimiento que pueda explicar globalmente cómo estos cambios de uso de suelo afectan a la composición de los macroinvertebrados acuáticos, y que proporcione información guía para gestionar óptimamente a los recursos (Giraldo et al., 2014). Estas transformaciones continuas de bosque natural a cultivos y pasturas, y el uso de agroquímicos, son los mayores precursores de la perturbación del suelo y generadores de daños sobre los ecosistemas acuáticos (Giraldo et al., 2014). Los cambios de uso de suelo influyen sobre la variación natural entre fuentes alóctonas y autóctonas de materia orgánica, así como la deforestación, la urbanización, entre otros; de esta manera, la hidrología superficial y la relación entre fuentes de energía son sensibles a alteraciones, afectando directamente al hábitat físico (Pardo et al., 2004).

En América Latina se cuenta con pocos estudios puntuales sobre las consecuencias del cambio de uso de suelo sobre las comunidades de macroinvertebrados, realizados en Venezuela, Colombia, México, Ecuador, Bolivia, Argentina y Chile (Segnini, 2003). En el Ecuador existe poca información relacionada a índices biológicos, taxonomía y metodologías apropiadas para el estudio de fauna bentónica (Encalada, 2000).

1.2 Alcance

El presente estudio analizó y correlacionó a las características y parámetros físico-químicos e hidromorfológicos de los Ríos Cariyaqu y Huarmiyaqu de la cuenca del río El Ángel con la composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos. Con el fin de definir cómo las actividades relacionadas al uso de suelo influyen sobre los mismos. Estableció la relación entre la estructura, riqueza y abundancia, de los macroinvertebrados (a nivel de género) con las características abióticas presentes en los distintos puntos de la zona estudiada.

1.3 Justificación

El creciente deterioro de los ecosistemas acuáticos y terrestres han provocado la necesidad del desarrollo de estudios y métodos que nos permitan saber su estado de degradación (Acosta et al., 2009). Las carencias existentes en la ecología de los ecosistemas acuáticos dentro del país son los principales limitantes para la toma de decisiones en cuanto al manejo y conservación de territorios de interés ecológico y económico, y comprenden la principal problemática existente dentro de los estudios de impacto ambiental desarrollados en América latina, en donde los análisis de aspectos biológicos de cuerpos hídricos son deficientes, provocando un deterioro en la formación de criterios integrales y globales sobre las causas y el alcance de la degradación (Ladrera, 2012).

Es por esto que el siguiente estudio determinó los cambios existentes sobre la composición de la comunidad de macroinvertebrados en dos ríos altoandinos, en relación a la calidad del agua en zonas en donde existe una fuerte presión sobre el recurso suelo por el sector agrícola dentro del país, de manera en que

se pueda analizar integralmente a los impactos ocasionados por la agricultura, y que se pueda establecer la importancia de los macroinvertebrados para los estudios afines y relacionados al manejo y conservación de cuerpos hídricos.

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivo General

Analizar las características físico-químicas del agua y su influencia sobre la composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos.

1.4.2 Objetivos Específicos

- Describir los cambios de los factores físico-químicos del agua en relación al uso del suelo en las microcuencas de los Ríos Cariyaqu y Huarmiyaqu.
- Analizar la variabilidad a nivel de géneros de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en relación al cambio de uso del suelo de los Ríos Cariyaqu y Huarmiyaqu.
- Relacionar los factores bióticos y los abióticos con respecto a los cambios de uso del suelo.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 Ecosistemas Acuáticos: Ríos Altoandinos

Los ecosistemas acuáticos están constituidos por parámetros bióticos y abióticos, que conjuntamente, conforman y crean medios armoniosos en donde

la vida se desenvuelve (Acosta et al., 2009). Además de albergar una gran cantidad de flora y fauna esencial para un sinnúmero de procesos físico-químicos y biológicos de la naturaleza, comprenden una fuente fundamental de recursos para el desarrollo de civilizaciones enteras: de la cercanía de una población humana a fuentes de agua, ha dependido el grado de su desarrollo económico, por un lado, y social por el otro, a través de la historia (Sachs, 2006).

Desde este enfoque, se ha planteado y ha crecido el interés por la conservación y preservación de los ecosistemas fluviales alrededor del mundo (Acosta et al., 2009). La diversidad de ríos a nivel mundial y el estudio de los parámetros ecológicos, hidrológicos, geomorfológicos y bioquímicos, nos proporcionan una perspectiva amplia en el conocimiento y entendimiento de ecosistemas acuáticos. Sin embargo, la mayoría de estos estudios han sido desarrollados en zonas templadas con un mayor número de investigaciones y un adelanto significativo en la recopilación de información y en el impulso y mejora de mecanismos de estudio, análisis y conocimiento de los mismos; mientras que en zonas tropicales la investigación e información de ecosistemas fluviales es relativamente escasa (Ríos, 2008).

Como consecuencia a la falta de investigación y conocimiento, la conservación de cuencas hidrográficas no es un factor que prime y la explotación de los recursos es indiscriminada, como sucede en Latinoamérica respecto a países europeos y norteamericanos (Acosta et al., 2009). Los diferentes tipos de actividades productivas antrópicas son la principal causa de la degeneración de estos ecosistemas; actualmente las amenazas que producen alteraciones más frecuentes de los ecosistemas andinos son las que provienen de los efectos de la agricultura, la deforestación, la minería y la construcción de caminos (Villamarín, 2012).

Los sistemas fluviales altoandinos tropicales son probablemente uno de los menos estudiados a nivel mundial, presentan una gran amenaza por la presión de actividades antrópicas, y son caracterizados por su alta vulnerabilidad debido a la escasa o inadecuada gestión de recursos (Acosta, 2009). Son precursores de grandes ríos, su estudio contribuye al conocimiento de la sumatoria de procesos que tiene lugar en las regiones bajas de la cuenca Amazónica (Molina y Pinto, 2008). Además, proporcionan el suministro de agua a centros urbanos y rurales y la generación de energía eléctrica, entre otros beneficios directos (Acosta et al., 2009). Pese a esta realidad, a su importancia ecológica y económica, son pocos los estudios que se han realizado respecto a sus características faunísticas y medioambientales, como se mencionó anteriormente, y poca es la preocupación y la urgencia de su preservación (Molina y Pinto, 2008).

Es sustancial que se desarrollen sistemas y tecnologías que promuevan la conservación y gestión consciente de este tipo de ecosistemas, no solo por el valor potencial que representan para países en vías de desarrollo, sino también por el valor netamente ecológico que constituyen. Los principales servicios que los ríos altoandinos proporcionan son la manutención de una buena calidad y cantidad de agua, la recarga de acuíferos, la retención de sedimentos, el reciclado de nutrientes, la disponibilidad de hábitat para la biota y el aporte de recursos tróficos para los ecosistemas aguas abajo (Villamarín, 2012). La preservación de zonas vegetales naturales influyen en los procesos ecológicos y proveen una variedad de bienes y servicios; se convierten en zonas de amortiguamiento que protegen el suelo, mejoran la calidad del aire y del agua y mejoran el hábitat y microhábitats de numerosas especies, además de mejorar el paisaje (Bentrup, 2008).

2.1.1 Parámetros físico-químicos del agua y características hidromorfológicas

Conocer la variabilidad de los parámetros físico-químicos de los ríos, es muy importante para entender la influencia que éstos tienen sobre la biodiversidad de un ecosistema en diferentes niveles espaciales (Jacobsen, 2004). La Cordillera de los Andes es considerada como una zona de alta biodiversidad y con variables ambientales muy distintas y cambiantes (Villamarín, Prat, y Rieradevall, 2014). La topografía de la cordillera, la altitud, y su fisiografía, tienen una influencia directa sobre los regímenes hidrológicos ya que éstas rigen o condicionan a la circulación de aire y al clima (Villamarín et al., 2014). De esta manera, se puede explicar la complejidad ecosistémica de los ríos, cuyas características y particularidades físico-químicas tales como la temperatura, caudal, pH, oxígeno disuelto, entre otras, fluctúan constantemente (Jacobsen y Brodersen, 2008).

El factor con mayor incidencia sobre la heterogeneidad de estos factores en los ríos altoandinos es la altitud y su variación a lo largo de la cordillera (Jacobsen, 2004). A estas condiciones naturales, se le puede adicionar los cambios producidos por las distintas actividades antrópicas que afectan e influyen en la variabilidad del pH, la conductividad, oxígeno disuelto, en las concentraciones de fosfatos, nitritos, nitratos, amonio y metales pesados, y en las características hidromorfológicas de los ríos; teniendo mayor incidencia la pérdida de cobertura vegetal natural de un bosque de Riviera y a lo largo de una cuenca, la explotación agrícola y ganadera y la descarga de aguas residuales de origen doméstico (Villamarín et al., 2014).

2.1.1.1 Oxígeno Disuelto

El fuerte gradiente altitudinal de Los Andes es considerado el factor más importante y determinante de la variabilidad de las características físicas y químicas de los ríos altoandinos (Burneo y Gunkel, 2003). Se ha insistido especialmente en la importante disminución de la concentración de oxígeno y

de la temperatura a medida que aumenta la altitud; varios estudios indican que a mayor altura, los registros tanto de temperatura como de oxígeno disuelto, son los más bajos. Asimismo, los resultados arrojados de estos estudios, muestran la influencia del oxígeno disuelto en agua sobre las poblaciones de macroinvertebrados acuáticos (Molina y Pinto, 2008).

Factores como el incremento de materia orgánica en el agua, producen una proliferación de microorganismos encargados de su descomposición, generando una reducción de la concentración de oxígeno disuelto en el agua y un aumento de la concentración de nutrientes inorgánicos; y como consecuencia de la sensibilidad de la mayoría de invertebrados a estos cambios, su abundancia se reduce o desaparecen (Alonso y Camargo, 2005). Existe una relación directa entre la disminución del oxígeno disuelto en el agua y el aumento de la concentración de amonio, como consecuencia de esta reducción, con la disminución de familias de macroinvertebrados acuáticos susceptibles a estos cambios, y con la disminución de índices indicadores de la calidad del agua como el índice de Biological Monitoring Water Quality (BMWQ) (Alonso y Camargo, 2005).

2.1.1.2 Conductividad

Los ríos altoandinos muestran una amplia variabilidad en sus factores ambientales fisicoquímicas como hidromorfológicas. Esta variabilidad se debe principalmente a la mineralización y la heterogeneidad del hábitat natural (altitud y latitud), y a la producida por las actividades antrópicas (Villamarín, 2012). La conductividad eléctrica está muchas veces regida por la composición litográfica de una zona que determinará la cantidad de iones disueltos en el agua (Villamarín, 2012). También, las diferentes actividades productivas influyen sobre este parámetro que puede ser utilizado como un buen indicador

de tipos específicos de contaminación; vertidos de aguas residuales, por ejemplo, suelen provocar el aumento de este factor (Pérez y Garrido, 2009).

De igual manera, los cambios de temperatura a lo largo del día, provocan su fluctuación, debido a que el flujo de iones se incrementa junto con la temperatura (Acosta, 2009). La pluviosidad es otro factor que influencia en la conductividad, estudios indican que las variaciones en la conductividad además de ser atribuidas a cambios en las concentraciones de bicarbonatos, Ca^{+2} y Mg^{+2} , en situaciones de flujo constante y en ausencia de eventos de lluvia y/o granizo, modifica la relación teórica entre la conductividad y los principales iones. Por efectos de la lluvia, las tendencias de la conductividad, los bicarbonatos y el Ca^{+2} dejan de presentar tendencias similares y las variaciones de la conductividad se debe a otros iones como el Mg^{+2} , Na^{+} y el Cl^{-} que se incorporaron al sistema por escorrentía (Acosta, 2009).

2.1.1.3 pH

Distintos aspectos tienen una influencia sobre la alcalinidad, neutralidad o acidez de un cuerpo de agua; el tipo de vegetación de ribera afecta a la formación y precipitación de travertinos (rocas sedimentarias formadas por depósitos de carbonato de calcio hidrotermal, finamente laminados y con crecimientos bacterianos de forma arborescente, producidos por la precipitación físico-química y microbial provenientes de fuentes de agua dulce (Echeveste, 2005), los suelos provenientes de comunidades arbóreas y arbustivas aportan concentraciones más altas de CO_2 a los sistemas fluviales que los suelos con pastizales, debido a la mayor actividad biológica en los suelos forestados y al mayor contenido de humedad (Acosta, 2009).

La liberación del CO₂ a la atmósfera y la posterior deposición del carbonato se originan en la diferencia de las presiones parciales del CO₂ de la atmósfera y del agua emergente que concentra el CO₂ infiltrado proveniente de la respiración del suelo de las riberas (Acosta, 2009). El pH está directamente relacionado a la liberación o captura de CO₂, teóricamente, mientras exista una mayor liberación de CO₂, el pH incrementa. De igual manera, las variaciones de pH en un cuerpo de agua, están relacionadas con las variaciones estacionales, debido principalmente a la pluviosidad y su influencia en el ingreso del CO₂ del suelo de la ribera y el balance con el CO₂ del agua subterránea (Acosta, 2009).

2.1.1.4 Temperatura

Las zonas tropicales presentan una disminuida variación de la temperatura, determinada principalmente por la altura en metros sobre el nivel del mar (Casallas y Gunkel, 2001). La estacionalidad de esta zona es menos pronunciada en relación a la zona templada, presenta únicamente dos estaciones o regímenes: régimen de lluvias y régimen de sequías (Ramírez y Díaz, 1995).

La presencia de picos elevados en la cadena montañosa de los Andes, causa que la temperatura decrezca, debido a que existe una relación directa entre el aumento en altitud y la disminución en temperatura. La temperatura es el principal factor que determina la diversidad de especies, elevadas temperaturas conducen a altas tasas de mutación y cortas generaciones (Carvacho, 2012). Junto con la heterogeneidad del hábitat, juega un papel importante sobre la composición de la comunidad de los ríos altoandinos (Villamarín, 2012). La temperatura tiene una relación inversamente proporcional con el oxígeno disuelto, aguas tibias o calientes contienen menor cantidad de oxígeno disuelto

que aguas frías (Goyenola, 2007). En contraste, la conductividad eléctrica posee una relación directa con la temperatura, el aumento de temperatura provoca aumento de la conductividad y viceversa (Fuentes y Massol-Deyá, 2002). Los estudios realizados mencionan que si analizamos las características ambientales desde los polos hacia zonas más ecuatoriales, los cambios en la biodiversidad podrían estar relacionados con el aumento de la productividad, temperatura y mayor incidencia de la luz, así como una reducción en la estacionalidad (Carvacho, 2012).

2.1.1.5 Turbidez

La turbiedad provee información sobre la claridad del agua expresada en unidades nefelométricas de turbiedad (NTU) (López, Nevels, y Kading, 2010). Es un indicador de la calidad del agua que incluye a la existencia de sustancias o microorganismos (Dailey, 2015). Dentro de un ecosistema acuático, el papel más importante que desempeña este parámetro, es el relacionado a la transmisión de luz y a su incidencia directa sobre la producción primaria y en flujo de energía dentro del ecosistema; a mayor turbidez, la penetración lumínica disminuye (Roldán y Ramírez, 2008).

2.1.1.6 QBR

El entorno inmediato del río, que incluye a las terrazas aluviales y a la zona de crecidas, son elementos claves para el estudio del estado ecológico de un ecosistema fluvial debido a que contienen información relevante sobre la salud del bosque ribereño (Fernández, 2000). El índice de la calidad del bosque de ribera es un índice rápido para la evaluación de los Ecosistemas de Ribera. Puede incluir datos sobre: características físico-químicas del agua; las

comunidades biológicas que alberga y la situación de las riberas (Fernández, 2000).

Evalúa cuatro atributos: cobertura de la vegetación de ribera; la estructura o grado de madurez de la vegetación; complejidad de la vegetación; y el grado de alteración del canal fluvial (Fernández, 2000). Cada uno de los apartados se pondera con un valor máximo de 25 puntos y la sumatoria del valor de cada atributo dará el valor total del índice. Los valores permiten establecer cinco rangos de calidad de la zona de ribera (>95: estado natural; 90-75: calidad buena; 70-55: calidad aceptable; 30-50: calidad mala; < 25: calidad pésima) (Munné y Prat, 2003).

Existe una adaptación de este índice creada para la aplicación en ríos altoandinos realizada por Acosta, Ríos y Rieradevall (2009), en donde se incluyen a los cuatro apartados antes mencionados, y se toma en cuenta a las principales formaciones vegetales andinas y sus tipos de riberas, categorizándolas en 3 distintos tipos: tipo 1, ribera de tipo rocoso, que no permite el desarrollo de una comunidad vegetal; tipo 2, ribera típica de páramos y punas, conformada por pajonal de gramíneas, con matorrales bajos, almohadillas y turberas de altura; y tipo 3, ribera conformada por comunidades arbóreas y/o arbustivas muy diversas. Los apartados se analizan o valoran, de acuerdo al tipo de formaciones vegetales del ecosistema estudiado, tomando en consideración a las principales características de cada tipo de formación vegetal, y a las actividades de mayor influencia para su modificación (Acosta et al., 2009)

2.1.1.7 IHF

La heterogeneidad del hábitat fluvial se considera actualmente como uno de los principales factores de influencia de la riqueza de especies de invertebrados acuático (Voelz y McArthur, 2000). El Índice de Hábitat Fluvial es una herramienta que evalúa las características de una zona, analizando el estado general del ecosistema, y a los aspectos que pueden influir en la composición de las comunidades bióticas. Valora a los aspectos físicos del cauce relacionados con la heterogeneidad de hábitats, tomando en cuenta su dependencia de la hidrología y del sustrato existente (la frecuencia de rápidos, la existencia de distintos regímenes de velocidad y profundidad, el grado de inclusión del sustrato y sedimentación en pozas, y la diversidad y representación de sustratos) (Pardo et al., 2002). Además, evalúa a los factores o elementos que favorecen a incrementar la diversidad de hábitat físico y de las fuentes alimenticias, materiales autóctonos y alóctonos, como la presencia de diversos grupos morfológicos de productores primarios (Pardo et al., 2002).

Los elementos alóctonos, provienen principalmente de la vegetación de ribera y contribuyen energéticamente al funcionamiento de estos sistemas aportando materia orgánica (hojas, madera, frutos, entre otros) y limitando a la entrada de luz a los cauces. Por otro lado, la vegetación acuática autóctona de los ríos está determinada por las condiciones de exposición a la luz, hidrología, nutrientes y la existencia de un sustrato apropiado (Pardo et al., 2004).

La variación natural entre fuentes alóctonas y autóctonas de materia orgánica puede verse modificada por cambios en el uso del suelo, deforestación, urbanización; estos cambios pueden influir sobre la hidrología superficial, la relación natural entre las fuentes alternativas de energía características de cada sistema fluvial y como consecuencia el hábitat físico (Pardo et al., 2004). A una mayor heterogeneidad y diversidad de estructuras físicas del hábitat le corresponde una mayor diversidad de las comunidades biológicas que lo

ocupan. El IHF consta de siete bloques o apartados en los que se valora de manera independiente la presencia de distintos componentes en el cauce fluvial. La puntuación final del índice es el resultado de la suma de la puntuación obtenida en cada uno de los bloques y nunca puede ser mayor que 100 (Pardo et al., 2004).

2.2 Macroinvertebrados acuáticos

Los macroinvertebrados constituyen importantes comunidades biológicas cuyo estudio puede proporcionar una caracterización de los cursos de aguas en las regiones altoandinas (Molina y Pinto, 2008). Los patrones de la variabilidad temporal en el caudal de los ríos, dentro de las cadenas montañosas de los Andes, además de tener un gran efecto en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, inciden sobre las dinámicas poblacionales de macroinvertebrados acuáticos (Prat, Ríos, Acosta, y Rieradevall, 2006). Estos cambios y la variabilidad del sustrato, provocan una distribución espacial de macroinvertebrados compleja, y generan cambios en la disponibilidad de los recursos como la materia orgánica alóctona; también tienen efectos en el funcionamiento de los ríos y en procesos relacionados con la persistencia de las comunidades de macroinvertebrados, como es la colonización del sustrato del río (Prat et al., 2006).

Los macroinvertebrados son los organismos más ampliamente usados como bioindicadores en la actualidad debido a varias características tales como:

- Poseer una gran riqueza de especies cuyas respuestas a distintos gradientes y factores ambientales son ampliamente diversas;
- Ser ampliamente distribuidos, geográficamente y ambientalmente;
- Ser en gran parte sedentarios, lo que nos permite analizar espacialmente la contaminación, o en otros casos se puede analizar a su reacción de huida como un indicador de contaminación;

- Tener, ciertas especies, ciclos de vida largo, facilitando la integración de los efectos de la contaminación en el tiempo;
- Ser, generalmente, ampliamente conocidos taxonómicamente a nivel familiar y de género;
- Ser un mecanismo de análisis del agua barato y sencillo;
- Ser susceptibles a diferentes tipos de contaminación, y por el conocimiento general que se tiene sobre esta sensibilidad; entre otras (Prat et al., 2006).

2.2.1 Características generales

Los macroinvertebrados controlan la productividad primaria de los ecosistemas acuáticos (Ríos, 2008). Son consumidores de algas y de otros microorganismos asociados con el perifiton en ríos, o con el plancton en lagos. En consecuencia, este consumo aumenta a la productividad primaria, eliminando tejido no productivo y mineralizando nutrientes (Allan y Castillo, 2007). En sistemas en donde predomina el material alóctono proveniente del suelo ripario, como es el caso de la hojarasca, los macroinvertebrados fragmentadores son vitalmente importantes porque permiten el movimiento de esta energía a otros niveles tróficos (Hanson, Springer, y Ramírez, 2010). Estos insectos degradan partículas de gran tamaño y generan fragmentos pequeños de materia orgánica, accesibles a otros organismos, como los recolectores y filtradores. A su vez, los macroinvertebrados filtradores, como las larvas de la familia Simuliidae, remueven partículas finas del agua y las convierten en partículas fecales más densas que se hunden y proveen alimento para otros invertebrados acuáticos. Todos estos procesos garantizan que los nutrientes provenientes del material alóctono, sean mantenidos en el ecosistema, y no sean llevados por la corriente al mar (Hanson et al., 2010).

Los macroinvertebrados acuáticos de agua dulce presentan una gran variedad de adaptaciones al medio (Hanson et al., 2010). Estas variaciones pueden centrarse en el ciclo de vida, por ejemplo, algunos grupos pasan todo, o casi todo, su ciclo dentro del agua. Tal es el ejemplo de los chinches del orden Hemíptera; la mayoría de especies del orden Coleóptera, considerando que el estado inmaduro o pupa, es generalmente terrestre; los crustáceos, moluscos, sanguijuelas y planarias. Por otro lado, los órdenes de insectos Lepidóptera, Ephemeroptera, Díptera, Megalóptera, Plecóptera, Trichóptera y Odonata tienen adultos terrestres (Hanson et al., 2010). El tiempo de desarrollo varía de acuerdo a la especie y a las condiciones del medio, factores como la temperatura y la disponibilidad de alimento y oxígeno, condicionan el ciclo de vida. En ambientes tropicales, los ciclos de vida son generalmente multivoltinos, es decir, hay varias generaciones en un año; en zonas templadas, en cambio predominan los ciclos univoltinos o semivoltinos, es decir, hay únicamente una o dos generaciones al año (Hanson et al., 2010).

De acuerdo al lugar en donde se encuentran en un cuerpo de agua, pueden clasificarse en plancton, si están suspendidos en la columna del agua; o necton, si son nadadores activos (Hanson et al., 2010). Generalmente, los insectos dulceacuícolas viven sobre algún tipo de sustrato, ya sea en el fondo del cuerpo de agua, o en los tallos de plantas acuáticas, madera o rocas. Su alimentación puede tener ser de origen autóctono, o provenir del suelo ripario, es decir, alóctono. Existen especies herbívoras y carnívoras, que se alimentan de otros organismos vivos; detritívoros, cuya alimentación se basa en materia orgánica en descomposición; y omnívoros, los cuales adaptan su dieta a los alimentos disponibles (Hanson et al., 2010).

En cuanto a su sistema respiratorio, poseen una serie de aberturas llamadas espiráculos en el cuerpo, donde el aire entra directamente en un sistema de tubos conocidos como traqueolos, que se encuentran ramificados por todo el

cuerpo (Hanson et al., 2010). Estos espiráculos pueden encontrarse abiertos para utilizar aire directamente o indirectamente, o pueden estar cerrados y efectuar el intercambio de gases por la cutícula. Entre los que tienen los espiráculos abiertos, podemos clasificar cuatro grupos según su estrategia para obtener oxígeno: un grupo utiliza únicamente el aire atmosférico manteniéndose en contacto con la superficie; otro grupo utiliza el aire de la atmósfera y el oxígeno disuelto en el agua, llevando un suministro de aire de la superficie y difundiéndolo a través de una branquia, el tiempo que pueden mantenerse sumergidos va a depender directamente de la cantidad de oxígeno en el agua y en menor medida, del tamaño del insecto, y la cantidad de oxígeno disuelto va a depender de la temperatura, si existe un aumento de la temperatura la cantidad de oxígeno en el agua disminuye; y por último, existen dos grupos que utilizan solamente el oxígeno disuelto en el agua, que están constituidos por una película permanente de aire, o plastrón, encima de su cuerpo que tienen la función de una branquia física extraedora del oxígeno del agua. Estos insectos pueden quedarse sumergidos indefinidamente, siempre y cuando el contenido de oxígeno disuelto en el agua, sea el apropiado (Hanson et al., 2010).

2.2.2 Macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos

Los posibles efectos ocasionados por cualquier tipo de alteración en el medio donde una comunidad habita, pueden evidenciarse a diferentes niveles (Prat et al., 2006). Si la contaminación produce una perturbación alta, como es el caso del agotamiento del oxígeno del agua por vertimiento de aguas residuales de origen doméstico, los efectos pueden ser percibidos a nivel de la comunidad entera, a excepción de pocas especies que muestran resistencia y tolerancia; si las perturbaciones son intermedias, como un incremento de nutrientes, los cambios pueden ser menos drásticos, puede ocurrir una desaparición de pocas especies, incrementarse la densidad de otras, o aparecer nuevas cuyos niveles de tolerancia al factor de estrés es más alto; y si las perturbaciones provocan

únicamente, por ejemplo, un ligero incremento de las sales del agua, la estructura de la comunidad puede no ser modificada, pero sí pueden ocurrir otros cambios no tan perceptibles a nivel comunidad mas sí a nivel individual (Prat et al., 2006). Éste último es el caso de la presencia de tóxicos en el agua que provoca respuestas metabólicas nuevas en los organismos o cambios en las propiedades del material genético, que compensen el problema generado por la alteración en las condiciones del medio. A los indicadores que no producen cambios estructurales se les denomina biomarcadores para diferenciarlos de los bioindicadores que sí revelan o manifiestan estos cambios estructuralmente (Prat et al., 2006).

Por otro lado, es importante tomar en cuenta el nivel taxonómico más adecuado para los análisis y estudios de bioindicación (Prat et al., 2006). Preferiblemente trabajar en nivel especie es ideal, pero la taxonomía de ciertos grupos hace el trabajo inviable en términos económicos y de tiempo; tal es el caso del orden de los dípteros, especialmente de la familia Chironomidae, debido al trabajo de preparación e identificación, incluso a nivel de género, que hace de su estudio económicamente muy costoso por el tiempo; por este motivo, es muy recomendado en varios protocolos de estudio, el uso del nivel taxonómico de la familia; o en algunos casos, se recomienda el uso de niveles taxonómicos de género en ordenes como Tricóptera, Plecóptera o Efemeróptera, y familia en Dípteros y Oligoquetos (Prat et al., 2006).

Para analizar a los macroinvertebrados como bioindicadores, se utilizan diferentes tipos de métricas que utilizan como factor clave a la tolerancia de los mismos a una perturbación determinada en el medio, relacionando al número de organismos tolerantes e intolerantes a la contaminación (Prat et al., 2006). A través de la aplicación de estas métricas, también se puede obtener información de la funcionalidad de comunidades, obteniendo un análisis sistémico relacionado a la perturbación del medio, como es el caso de la producción secundaria, o la tasa de descomposición de la hojarasca (Prat et al., 2006).

2.2.3 Grupos funcionales Alimenticios

A través del análisis de los grupos funcionales alimenticios se puede inferir el grado de integridad biológica de un ecosistema acuático (Rodríguez, Ospina, y Turizo, 2011). El estudio de la dinámica trófica dentro de un ecosistema provee información valiosa sobre el equilibrio de las estrategias de alimentación de los macroinvertebrados (Barbour et al., 1998). Estos grupos se dividen generalmente en: raspadores, trituradoras, recolectores, filtradores, y depredadores. La ausencia de una dinámica alimenticia estable, desequilibra a los grupos funcionales alimenticios, reflejando posibles condiciones de estrés en el medio. Mediante este tipo de métricas alimenticias, se puede obtener un análisis de las condiciones alimenticias de un ecosistema, sin tener que analizar factores más complejos como las interacciones tróficas, interacción, producción o disponibilidad de recursos (Barbour et al., 1998). Cierta tipo de organismos, los pertenecientes a grupos alimenticios especialistas, tales como los raspadores, perforadores, y trituradores son más sensibles y su presencia o ausencia puede proporcionar información valiosa de la salud de un ecosistema (Barbour et al., 1998). Por otro lado, los organismos pertenecientes a los grupos generalistas como los colectores y filtradores, tienen una amplia gama de alimentos, convirtiéndoles en organismos más tolerantes a la contaminación y a los causantes de perturbaciones en la disponibilidad de alimentos (Barbour et al., 1998).

Existen varias investigaciones en Latinoamérica en donde se han analizado a los grupos funcionales alimenticios. La Tabla 1 indica los autores y temas tomados como referencia para la clasificación de los macroinvertebrados analizados en el presente estudio.

Tabla 1.

Recopilación de bibliografía utilizada para el análisis de GFA.

Autor(es)	Tema	Año
Javier Rodríguez	Grupos funcionales	2011
R. Ospina	alimentarios de	
R. Turizo	macroinvertebrados acuáticos en el Río Gaira, Colombia	
Marcos Ferrú	Estructura de	2015
P. Pierro	macroinvertebrados acuáticos y grupos funcionales tróficos en la cuenca del río Lluta, desierto de Atacama, Arica y Parin	
Ricardo Munguia M. Pérez Francisco López	Estructura trófica de las asociaciones de macroinvertebrados acuáticos de manantiales cársticos en la Huasteca Mexicana	2004
Raúl Acosta	Estudio de la cuenca altoandina del río cañete (Perú): distribución altitudinal de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y caracterización hidroquímica de sus cabeceras cársticas	2009
Christián Villamarín	Estructura y composición	2012

	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	
Wilson Grimaldo	Aspectos Tróficos y Ecológicos de los Macroinvertebrados Acuáticos.	2004
Paul Hanson Monika Springer Alonso Ramírez	Introducción a los Grupos de Macroinvertebrados Acuáticos	2010
Julieta Sganga	Variabilidad espacial y estructura de las comunidades de Trichoptera (Insecta) en arroyos del Parque Provincial Salto Encantado del Valle	2011

3. METODOLOGÍA

Es de suma importancia recalcar que las muestras y parámetros analizados en el presente trabajo fueron financiados por la Universidad de las Américas, y ejecutados en el proyecto “Impacto del cambio de uso del suelo sobre las características físico-químicas y biológicas del suelo y agua de dos microcuencas del río El Ángel”. Los datos físico-químicos, las muestras, y las

características hidromorfológicas fueron tomados por el equipo de investigación y estudiantes (tesistas y pasante). La información fue transferida y analizada con el único fin de ampliar y a aportar con la investigación.

3.1 Área de estudio

Los ríos de la cuenca del río El Ángel nace en los páramos de la cordillera Andina al norte del país, y desciende unos 50 km hasta unirse con el Río Chota, cerca de la población de Mascarilla, donde se transforma en el Río Mira, que drena al Pacífico a través de la cuenca binacional del río “San Juan” en Colombia (Espín, 2011). Se encuentra dentro de la provincia del Carchi, en donde los suelos son bien dotados para la agricultura debido a su fertilidad. De los cultivos agrícolas más importantes dentro de la provincia y de la cuenca de El Ángel, la papa ocupa uno de los primeros lugares en la producción a nivel provincial y nacional (Espín, 2011).

Las actividades de agricultura y ganadería conforman la base de la economía de la provincia en general; el 66,89% de la población se dedica a estas actividades, y el 33,19% del territorio se destina a la producción de cultivos y pastos siendo la agricultura la principal actividad (Espín, 2011). Debido a las actividades económicas que se desarrollan en esta zona, durante la última década se han transformado 645 hectáreas de bosque en cultivos (Cerón, 2015). Por esta razón, el área de estudio se centró en tres distintos puntos dentro de los ríos analizados:

- un segmento de río paralelo a suelo con cultivo de papa,
- un segmento de río paralelo a suelo con pasto,
- y un segmento de río paralelo a vegetación natural para tomarlo como referencia.

La nomenclatura utilizada para nombrar a los distintos puntos de muestreo se encuentra detallada en la Tabla 2 mostrada a continuación:

Tabla 2.

Nomenclatura utilizada para puntos muestreados.

Papa	Pasto	Referencia
CA-01 Papa	CA-01Pasto	CA-03 Ref
CA-02 Papa	CA-02Pasto	CA-04 Ref
CA-03 Papa	CA-03Pasto	CA-05 Ref
HA-02 Papa	HA-02 Pasto	HA-01 Ref
HA-03 Papa	HA-03 Pasto	HA-02 Ref
-	-	HA-03 Ref

3.2 Parámetros físico-químicos e hidromorfológicos

Los datos analizados fueron tomados en tres distintos puntos de los ríos Cariyaqu y Huarmiyaqu ubicados en las zonas mencionadas anteriormente. Para su procesamiento y análisis, se obtuvieron los promedios y los valores máximos y mínimos de cada parámetro de cada área estudiada. Las características ambientales tomadas en campo fueron:

- oxígeno disuelto,
- conductividad eléctrica,
- pH,
- temperatura,
- y turbidez.

Estos parámetros fueron tomados en los meses de marzo y abril del año 2015 con el uso de una sonda multimétrica marca Hanna, modelo HI9829, serie B0071225. Las características hidromorfológicas fueron evaluadas dentro de los mismos meses, tomando en cuenta a los componentes de los distintos puntos estudiados que influyen sobre el estado general del ecosistema, al igual que los aspectos que pueden incidir directamente en la composición de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos, con el fin de obtener los índices de calidad de bosque de ribera.

Para el Índice de Hábitat Fluvial (IHF) se consideró a la composición del sustrato, la cobertura de vegetación acuática, los elementos de heterogeneidad, la velocidad y profundidad del cauce, el porcentaje de sombra del cauce, y la inclusión y frecuencia de rápidos. La sumatoria de cada valor asignado a los siete apartados antes mencionados debe sumar un total de cien, de esta manera se valora al bosque de rivera utilizando a los rangos de calificación descritos en la Tabla 3. Por otro lado, para el cálculo del índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR), se tomó en cuenta al grado de cobertura en la zona de ribera, la estructura y calidad de la cubierta y al grado de naturalidad del canal fluvial. Cada parámetro no debe tener un valor mayor a veinticinco y el total de los mismos debe sumar cien.

En la Tabla 3 se encuentran detallados los rangos de calificación de los parámetros hidromorfológicos utilizados en el presente estudio.

Tabla 3.

Rangos de calificación de los parámetros hidromorfológicos.

ÍNDICE	RANGO DE CALIFICACIÓN	CALIFICACIÓN
IHF	≥60	Adecuado
	40-60	Con limitaciones
	≤40	Limitado
QBR	≥95	Muy Buena
	75-90	Buena
	55-70	Intermedia
	30-50	Mala
	≤25	Pésima

Adaptado de (Acosta, 2009).

3.3 Macroinvertebrados

Para la toma de muestras de macroinvertebrados acuáticos en los ríos Cariyaqu y Huarmiyaqu, se siguió el mismo patrón de muestreo, obteniendo un total de dieciséis muestras para el análisis:

- cinco muestras en el área paralela a los cultivos de papa,
- cinco muestras en el área paralela a la zona con pasto,
- y seis muestras paralelas al área de vegetación natural tomada como referencia.

El muestreo se realizó siguiendo el procedimiento del protocolo MIQU, en el que se usa como unidad de muestreo a una red Surber de 30 x 30cm. Este protocolo toma en cuenta a los sustratos presentes en un tramo de cien metros dentro del área de estudio, separándolos entre sustratos dominantes (aquellos cuyo porcentaje de recubrimiento posee un área $>$ al 5%) y marginales (con un porcentaje de recubrimiento \leq al 5%). En los sustratos dominantes se muestrea utilizando ocho redes surbers, y en los sustratos marginales se utilizan cuatro. Mediante este protocolo se pueden obtener datos cuantitativos ya que se conoce al área muestreada, así como el cálculo de índices cualitativos ya que se recogen muestras que consideran el total de la diversidad de una zona (Ladrera, 2012).

Las muestras fueron conservadas en alcohol al 70% y transportadas al laboratorio de investigación de la Universidad de las Américas, para realizar la identificación. Cada muestra fue colocada en una caja petri con agua y observada en un estereoscopio de luz polarizada, y en un microscopio para el montaje de muestras de las que se necesitaban observar detalles morfológicos específicos. En los montajes, se utilizaron pinzas para realizar las disecciones pertinentes, las mismas que fueron colocadas en portaobjetos húmedos. La identificación se realizó usando bibliografía como Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos, sistemática y biología (Domínguez y Fernández,

2009), Manual for the identification of aquatic crane fly larvae for southeastern United States (Gelhaus, 2002) y An introduction to the aquatic insects of North America (Merritt, Cummins, y Berg, 2008), llegando a nivel de género, exceptuando a las familias Chironomidae, Muscidae, Chantariidae, Staphylinidae, Sphaeriidae, Planariidae, Oligochaeta e Hydracarina. Estas familias y subórdenes no fueron identificados a nivel de género principalmente por la complejidad y el tiempo que su análisis taxonómico requiere. Una vez identificados los géneros y contabilizados, las muestras se etiquetaron y conservaron en alcohol al %70.

3.4 Análisis de datos

3.4.1 Estructura, riqueza y biodiversidad

Para la determinación de la estructura de las comunidades de macroinvertebrados se estudió la densidad de cada género y familia. Se agruparon a las muestras en las tres áreas estudiadas y se obtuvieron los promedios del total de puntos analizados. La densidad se obtuvo aplicando la siguiente fórmula:

$$\text{Densidad} = \frac{\text{número de individuos}}{\text{área total}} \quad \text{Ecuación 1}$$

$$\text{Área Total} = (\text{Área de red Surber})(\text{número de muestras}) \quad \text{Ecuación 2}$$

Para la determinación de la riqueza específica, se eliminó a la muestra menos representativas de la zona de referencia para que los datos puedan ser comparables, y se contabilizó el total de taxones encontrados en cada área estudiada. Para el análisis de la biodiversidad se aplicó el índice de Margalef:

$$R = \frac{S-1}{\ln(n)}$$

Ecuación 3

En donde S es la riqueza o número total de taxones, y n es el número total de individuos observados (Alonso y Camargo, 2005). La bibliografía estipula que valores menores a 2 indican una baja diversidad, mientras que valores mayores a 5, muestran una biodiversidad elevada (Martella et al., 2012).

3.4.2 Grupos Funcionales Alimenticios

Para determinar la composición trófica de las comunidades de macroinvertebrados se analizó la bibliografía de estudios similares efectuados en Latinoamérica (Tabla 2.), en donde se clasificaron a los macroinvertebrados acuáticos de acuerdo a su funcionalidad trófica. En primer lugar se realizó una clasificación general, tomando en cuenta a la Tabla 4, en donde se muestra a los órdenes de macroinvertebrados más comunes y su funcionalidad alimenticia. De esta manera se logró ubicar a los macroinvertebrados dentro de un grupo para analizar y comparar posteriormente con los estudios antes mencionados.

Tabla 4.

Clasificación de grupos alimenticios según el orden.

Orden	Grupo Funcional Alimenticio
Ephemeroptera	Fragmentadores-Recolectores

Plecóptera	Predadores
Trichóptera	Filtradores, fragmentadores, perforadores, predadores
Díptera	Fragmentadores, predadores, filtradores
Coleóptera	Colectores- recolectores, predadores

Adaptado de (Grimaldo, 2004).

Los factores tomados en cuenta para realizar la comparación con la bibliografía existente y determinar la clasificación fueron:

- semejanzas entre las referencias bibliográficas analizadas, con el área de estudio en cuanto a parámetros físico-químicos y características hidromorfológicas;
- y similitudes en la composición de las comunidades de macroinvertebrados encontrados en el estudio con la bibliografía existente.

Mediante este análisis se logró ubicar con mayor certeza a géneros de macroinvertebrados cuya funcionalidad dentro de un ecosistema es de tipo generalista debido a su facilidad de adaptación.

3.4.3 Variabilidad de factores ambientales y su relación con macroinvertebrados acuáticos

Se realizó un Análisis de Componentes principales (ACC) en el programa Past v3.12, el cual analizó la importancia y representatividad de los

parámetros físico químicos e hidromorfológicos estudiados (Carvacho, 2012). Previo a este análisis, se normalizaron a los datos ingresados para que la comparación entre cada dato sea válida.

Adicionalmente, se realizó un Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC) mediante la utilización del programa Past v3.12, el mismo que estableció las relaciones entre la variabilidad de las comunidades de macroinvertebrados y las condiciones ambientales estudiadas (Villamarín, 2012). Para el desarrollo de este análisis se normalizaron los datos ambientales, y se obtuvo la densidad de macroinvertebrados convirtiéndola a $\log(x+1)$ (Carvacho, 2012).

4. RESULTADOS

4.1 Estructura

Dentro de la zona de estudio se encontraron un total de 25 familias de las cuales se identificaron 29 géneros. Se contabilizaron 5253 individuos, en donde el 29,4% perteneció a la familia de los Chironomidae con 1544 individuos, el 25,4% al género *Ochrotrichia* (Hydroptilidae) con 1334 individuos, y el 13,8% al género *Camelobaetidius* (Baetidae) con 723 individuos.

En el área de papa se encontró una densidad total de 1980 individuos/m² y se observó que las taxa dominantes fueron comprendidas por la familia Chironomidae en primer lugar, con una densidad promedio de 128 individuos/m²; en segundo lugar el género *Ochrotrichia* con 79 individuos/m²; y finalmente el género *Camelobaetidius* con una densidad de 56 individuos/m².

Dentro del área relacionada a pasto se observaron 1416 individuos/m², y se encontró que la familia Chironomidae fue la predominante con una densidad promedio de 77 individuos/m². En segundo lugar se posicionó el género *Camelobaetidius* con 70 individuos/m², y por último, el género *Ochrotrichia* con una densidad de 55 individuos/m².

Por otro lado, en la zona tomada como referencia se observaron 1488,89 individuos/m², y se encontró que el género *Ochrotrichia* predominó con una densidad promedio de 94 individuos/m², la familia Chironomidae en segundo lugar con una densidad de 67 individuos/m², y el género *Camelobaetidius* en tercer lugar con 17 individuos/m².

En la Figura 1 se ilustra la densidad total de cada zona analizada y la densidad promedio de la taxa más representativa en individuos/m². El sector relacionado a sembrío de papa presentó un mayor número de individuos por área con un valor de 1980 individuos/m², seguido por la zona tomada como referencia con 1489 individuos/m², y finalmente la zona de pasto con 1416 individuos/m².

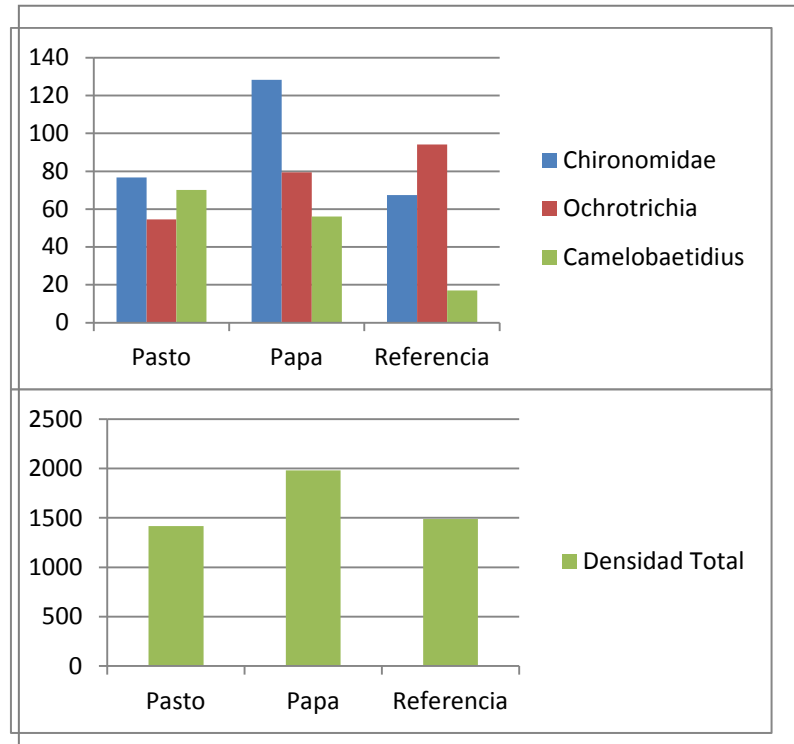


Figura 1. Densidad total, y densidad de los géneros y familia dominantes en cada área de estudio.

En la Figura 2 se puede observar a los ejemplares de los taxones predominantes en tres áreas de estudio.

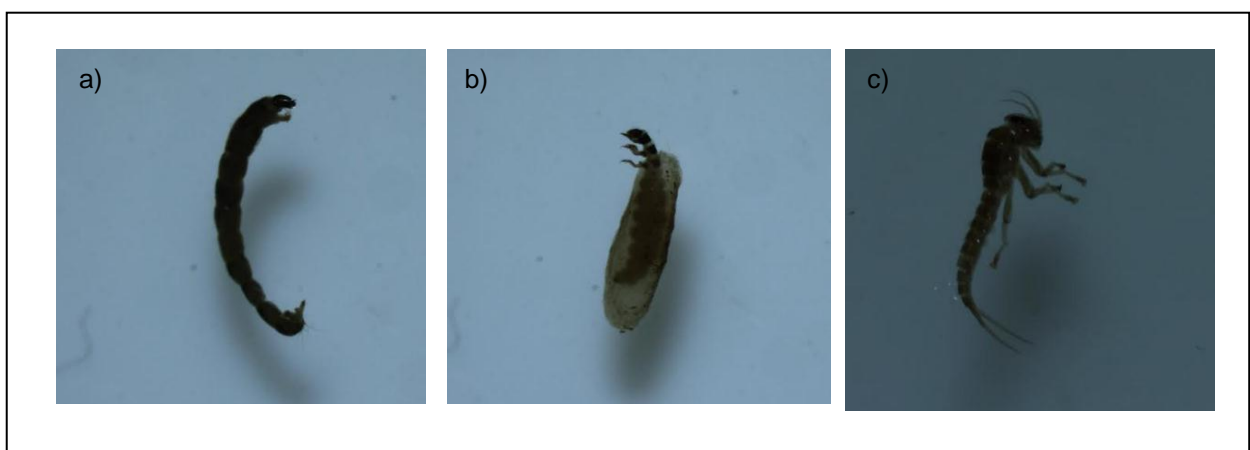


Figura 2. Taxa dominante. a) Familia Chironomidae. b) Género Ochrotrichia (Hydroptilidae). c) Género Camelobaetidius (Baetidae).

También se puede destacar a la taxa con menos densidad, detallada en la Tabla 5. Dentro del área de estudio de papa se encontraron taxones únicos respecto a las demás zonas. Tal es el caso del género *Megistocera* (Tipulidae), *Blephariceridae Sp2* (Blephariceridae), *Cylloepus* (Elmidae), la familia Staphylinidae, el género *Anomalocosmoecus* (Limnephilidae), *Olivella* (Veliidae), *Physella* (Physidae) y la familia Sphaeriidae. Asimismo, dentro del área de referencia se apreciaron géneros y familias únicas, tales como *Atrichopogon* (Ceratopogonidae), *Eripterini* (Tipulidae), Muscidae y *Hagenulopsis* (Leptophlebiidae). También, se encontró al género *Mastigopsila* (Glossosomatidae) únicamente dentro de la zona de pasto.

De igual manera se pudo observar géneros distribuidos dentro de las zonas de pasto y de referencia, como el género *Heterelmis* (Elmidae), *Hexanchorus* (Elmidae) y *Claudioperla* (Gripopterigidae); y géneros presentes únicamente dentro de pasto y papa, como *Blephariceridae Sp1* (Blephariceridae) y *Hyaella* (Hyaellidae).

Tabla 5.

Densidad de taxa menos dominante dentro de las tres zonas de estudio en individuos/m².

Orden	Género	Pasto	Papa	Referencia	TOTAL
Díptera	<i>Atrichopogon</i>			2	2
	<i>Megistocera</i>		1		0,93
	<i>Eripterini</i>			0	0
	Muscidae			2	2
	<i>Blephariceridae Sp1</i>	2	5		7
	<i>Blephariceridae Sp2</i>		2		2
Coleóptera	<i>Scirtidae Sp</i>		3	2	5
	<i>Heterelmis</i>	2		6	8
	<i>Cylloepus</i>		1		1

Veneroidea Amphipoda Physidae Veliidae Trichóptera Plecóptera Ephemeroptera	<i>Hexanchorus</i>	1		1	2
	<i>Cantharidae</i>			1	1
	<i>Staphylinidae</i>		1		1
	<i>Hagenulopsis</i>			1	1
	<i>Claudioperla</i>	4		8	12
	<i>Anomalocosmoecus</i>		1		1
	<i>Mastigoptila</i>	0			0
	<i>Olivella</i>		1		1
	<i>Physella</i>		1		1
	<i>Hyalella</i>	1	1		2
	<i>Sphaeriidae</i>		1		1

4.2 Riqueza y biodiversidad

La riqueza específica encontrada en toda la zona de estudio fue 37, valor que abarca tanto a géneros como a familias. Los valores de riqueza dentro de cada área de estudio fueron 23 para pasto, 28 en papa y 26 en referencia.

Con respecto a la biodiversidad, se observó que la zona de pasto obtuvo un valor de 7,77, la zona de papa un valor de 9, y la zona de referencia un valor de 9,62.

De acuerdo al rango de posicionamiento de biodiversidad según el índice de Margalef, la zona

de papa, pasto y referencia presentan una biodiversidad alta, siendo la zona de referencia la más biodiversa.

Tabla 6.

Riqueza e Índice de Margalef.

	Pasto	Papa	Referencia
Índice de Margalef	7,77	9	9,62
Riqueza	23	28	26

4.3 Grupos funcionales de alimentación (GFA)

La Figura 3 ilustra la riqueza de los grupos funcionales encontrados en las 3 áreas estudiadas, en donde se puede observar que hay mayor riqueza dentro del GFA perteneciente a los predadores seguido por los colectores-recolectores. La zona de papa presentó nueve GFA, la zona de referencia presentó ocho, y la zona de pasto siete. Se puede apreciar que la estructura de la zona de referencia en cuanto a GFA, difiere de la zona de pasto y papa. La zona de papa presentó mayor riqueza de grupos funcionales, siendo el grupo con mayor número de géneros el de los predadores; la zona de pasto tuvo una estructura semejante a la de papa, sin embargo, dentro de esta zona no se encontró taxa que represente a los grupos de carnívoro-rasgador y detritívoro filtrador. En la zona de referencia se ausentó el GFA perteneciente a los ramoneadores, trituradores y detritívoro-filtradores; sin embargo, esta zona fue la única que presentó al grupo funcional predadores-recolectores.

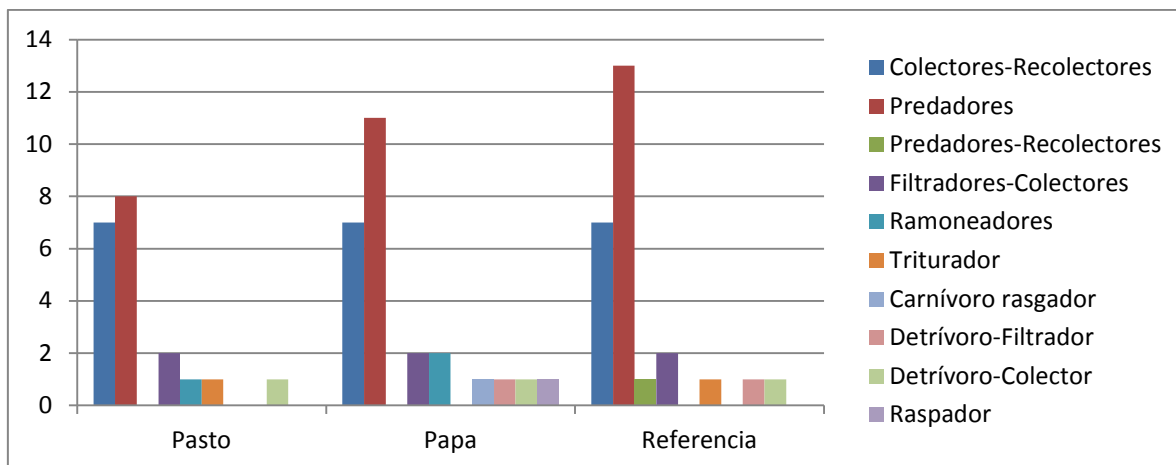


Figura 3. Riqueza de los GFA dentro de las tres zonas estudiadas.

En la Tabla 7 se encuentra detallada la densidad y riqueza de los grupos funcionales alimenticios (GFA). Se evidencia que el GFA con mayor densidad dentro de las 3 zonas, corresponde al de Colectores-Recolectores (CR); grupo al que pertenecen la familia Chironomidae, el género *Ochrotrichia* y el género *Camelobaetidius* (grupos predominantes). Además se puede apreciar que los predadores (P), son el segundo grupo con mayor riqueza, a pesar de que su densidad es bastante baja en contraste al grupo de colectores-recolectores. Se puede observar que dentro de la localidad de referencia, el número de colectores-recolectores es menor en relación a las otras zonas, que el grupo de predadores es el mayor y que es la única zona que presenta al grupo predadores-recolectores. Por otro lado, se puede apreciar que la zona de papa presenta el mayor número de CR y el menor número de P, y que alberga a GFA únicos como carnívoros-rasgadores, detrívoros-filtradores y raspadores.

Tabla 7.

Promedio de abundancia y riqueza de los GFA.

GFA	Pasto		Papa		Referencia	
	Riqueza	Densidad	Riqueza	Densidad	Riqueza	Densidad

Colectores- Recolectores	7	1208	7	1734	7	1217
Predadores	8	98	11	100	13	125
Predadores- Recolectores	-	-	-	-	1	11
Filtradores- Colectores	2	56	2	106	2	178
Ramoneadores	1	9	2	32	-	-
Triturador	1	19	-	-	1	50
Carnívoro rasgador	-	-	1	5	-	-
Detrívoro- Filtrador	-	-	1	5	-	-
Detrívoro- Colector	1	81	1	17	1	80
Raspador	-	-	1	5	-	-

4.4 Parámetros físico químicos e hidromorfológicos

Las características físico-químicas de los ríos en las distintas zonas se muestran en la Tabla 8, en donde se pueden observar los valores mínimos, máximos y promedios en cuanto a temperatura, oxígeno disuelto, turbidez, pH y conductividad eléctrica. La localidad relacionada a la siembra de pasto tiene un valor mínimo de temperatura de 8,6 °C y un valor máximo de 13,5; el oxígeno disuelto presenta un valor mínimo de 51,7% y un máximo de 98%; en cuanto a la turbidez, se encontró un valor mínimo de 3,31 FNU y un máximo de 6,06; el pH mínimo fue neutro con un valor de 7, y neutro con una leve tendencia a alcalinidad en el valor máximo de 7,3; la conductividad eléctrica encontrada fue de 0,04 $\mu\text{S}/\text{cm}$ como valor mínimo, y 2,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ como máximo. Por otro lado, dentro de la zona relacionada al cultivo de papa, se observó un valor mínimo de temperatura de 8,8 °C y un máximo de 12,5; un valor mínimo de 35% en cuanto a oxígeno disuelto, y un máximo de 97,6%; una turbidez de 3,68 FNU mínima y 7,2 máxima; el pH mínimo fue neutro con un valor de 7, y su valor máximo fue de 7.4; la conductividad presentó un valor mínimo de 0,04,

y máximo de 4 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Finalmente, dentro de la zona tomada como referencia, se encontró una temperatura mínima de 8°C y una máxima de 11,3; el valor mínimo de oxígeno disuelto fue de 85,2% y el máximo de 117%; la turbidez presentó un mínimo de 4,21 y un máximo de 11 FNU; el pH mínimo fue 7 y el máximo casi alcalino con un valor de 7,8; y por último, la conductividad presentó un mínimo de 0,01 y un máximo de 0,04 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Se puede observar que las zonas pertenecientes al cultivo de papa y pasto, presentan porcentajes de oxígeno disuelto bajos, en relación a las zonas de referencia. Además, los valores de conductividad eléctrica indican que la zona referencial presenta el menor valor promedio (0,03 $\mu\text{S}/\text{cm}$), y la de papa el mayor (0,86 $\mu\text{S}/\text{cm}$). En contraste, los valores de turbidez de la zona de papa y pasto, presentan valores menores a los de referencia, el menor encontrado fue de 5,12 FNU en la zona de pasto, seguido por la zona de papa con 5,30 FNU, y el mayor valor fue de 6,92 FNU en la localidad referencial. Los valores del pH no difieren mucho en las tres localidades, en pasto se encontró un valor promedio de 7,12, en papa de 7,16, y en referencia de 7,27.

Tabla 8.

Máximos, mínimos y promedios de los parámetros físico-químicos en los tres tipos de uso de suelo.

		Pasto	Papa	Referencia
TEMPERATURA (C°)	Máx	13,5	12,5	11,3
	Mín	8,6	8,8	8
	Promedio	11,08	11	9,45
OXÍGENO DISUELTO (%)	Máx	98	97,6	117
	Mín	51,7	35	85,2
	Promedio	74,64	72,56	99,9
TURBIDEZ (FNU)	Máx	6,06	7,2	11
	Mín	3,31	3,68	4,21
	Promedio	5,12	5,30	6,92
pH	Máx	7,3	7,4	7,8
	Mín	7	7	7

CE ($\mu\text{S/cm}$)	Promedio	7,12	7,16	7,27
	Máx	2,3	4	0,04
	Mín	0,04	0,04	0,01
	Promedio	0,50	0,86	0,03

Referente a las características hidromorfológicas de los ríos estudiados, en la Tabla 9 se puede observar que en general los usos de suelo presentan un hábitat fluvial con condiciones adecuadas para el desarrollo de la biota. Sin embargo, observando los valores máximos y mínimos, se evidencia que dentro de las localidades de pasto y papa, existen puntos donde las condiciones del hábitat fluvial tienen limitaciones, debidas principalmente a la ausencia de elementos que brinden un ambiente heterogéneo y a la falta o limitada cobertura de vegetación acuática. Se puede observar que la localidad de papa tiene 2 puntos menos que la de pasto en cuanto al valor máximo, y 6 puntos menos al de referencia. De igual manera, el valor mínimo identificado en papa tiene 3 puntos menos que el de pasto, y 8 menos que al de referencia. Sin embargo, el promedio indica que la zona de papa posee 2 puntos más que el de pasto y 4,4 menos que el de referencia. Como resultado se podría decir que, basándonos en el IHF, el área con las condiciones menos óptimas para el desarrollo de la biota es la perteneciente al cultivo de pasto.

Tabla 9.

Máximos, mínimos y promedios del índice de hábitat fluvial (IHF) e Índice de calidad de bosque de ribera (QBR).

		Pasto	Papa	Referencia
IHF	Máx	72	70	76
	Min	57	53	61
	Promedio	60,8	62,8	67,4
QBR	Máx	90	90	100
	Mín	10	20	80
	Promedio	59	64	92

En cuanto al índice de calidad del bosque de ribera o QBR, se puede observar que las localidades de pasto y papa en promedio tienen una calidad intermedia, mientras que la zona de referencia presenta una calidad muy buena. Los valores mínimos de las zonas de papa y pasto, se encuentran ubicados dentro del rango intermedio, debido principalmente a las bajas condiciones de la estructura de la cubierta vegetal y al deteriorado grado de naturalidad del canal fluvial. Al igual que con el IHF, se puede concluir que las condiciones de la localidad de pasto, son las menos óptimas para el desarrollo de la biota, éste presenta un valor promedio menor con 5 puntos a la zona de papa y de 31 puntos a la zona de referencia.

4.5 Variabilidad de los factores ambientales (Análisis de Componentes Principales)

El análisis de componentes principales (ACP) se desarrolló con todas las variables ambientales (físico-química e hidromorfológicas) y permitió relacionarlas con las diferentes localidades muestreadas. El análisis indicó que los dos primeros ejes explican el 64,6% de la varianza acumulada (Tabla 10).

Tabla 10.

Valores de Análisis de Componentes Principales.

PC	Eigenvalue	%Varianza
1	2,76817	39,545
2	1,75707	25,101
%Varianza acumulada		64,646

En la Tabla 11 Se puede apreciar las variables ambientales y su representatividad en los ejes 1 y 2. El eje 1 se relacionó con los parámetros de

IHF, QBR, temperatura y oxígeno disuelto. Mientras que en el eje 2, las variables con mayor peso fueron el QBR, la turbidez, el pH y la conductividad eléctrica. Debido a que el QBR sobresale en los dos ejes, es la variable con mayor representatividad.

Tabla 11.

Representatividad de variables ambientales en componentes principales.

	PC1	PC2
IHF	0,50559	-0,10252
QBR	0,33698	0,36428
Temperatura	-0,5526	0,015187
OD	0,53453	-0,059098
Turbidez	-0,097602	0,64877
pH	0,15938	0,42237
CE	0,069358	-0,50375

En la Figura 4 se puede observar que en el primer cuadrante se encuentran ubicados la mayoría de los puntos de referencia, los mismos que presentaron una mayor relación en cuanto al QBR y al IHF, en comparación a las localidades de papa y pasto, debido a que la puntuación dada a los índices dentro de este suelo son los más altos. Se puede apreciar que en el cuarto cuadrante hay un aumento de temperatura para los puntos C-01 papa, C-01 pasto, C-02 papa y C-02 pasto, los mismos que presentaron los valores más bajos de oxígeno disuelto. En el tercer cuadrante, se encuentra la conductividad eléctrica, relacionada estrechamente con los puntos H-02 pasto y H-02 papa, en donde se encontraron los valores más altos. También se puede apreciar que la turbidez, no tiene mayor relación con ninguno de los puntos de muestreo.

4.6 Análisis macroinvertebrados y su relación con las variables ambientales (Análisis de Correspondencia Canónica)

Mediante el Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) se pudieron establecer las relaciones entre las variables ambientales estudiadas y las familias y géneros de macroinvertebrados presentes dentro de las localidades muestreadas. Para este análisis, se tomaron en cuenta al total de las variables ambientales y a toda la taxa encontradas. La Tabla 12 indica que el primer y segundo eje del ACC explicaron una varianza acumulada baja con un porcentaje del %52,38.

Tabla 12.

Análisis de correspondencia canónica y el porcentaje de varianza en cada eje.

Axis	Eigenvalue	%Varianza
1	0,16471	32,96
2	0,097065	19,42
%Varianza acumulada		52,38

El primer eje canónico explicó por sí solo casi el doble del segundo eje con un porcentaje de 32,96%, eje relacionado principalmente con el QBR, el oxígeno disuelto y la temperatura. En esta dimensión, al extremo derecho se situaron los géneros *Anomalocosmoecus* (Limnephilidae), *Austrelmis* (Elmidae), Scirtidae Sp, la familia Cantharidae, *Atrichopogon* (Ceratopogonidae), *Hagenulopsis* (Leptophlebiidae), *Prionocyphon* (Scirtidae) y *Claudioperla* (Gryopterigidae), taxa registrada en localidades relacionadas a un alto QBR como los puntos H1-REF y H2-REF, y con porcentajes elevados de oxígeno disuelto como los puntos H2-PAPA, H2-PASTO, H1-REF. Mientras que en el extremo opuesto, se ubicaron los géneros *Megistocera* (Tipulidae), la familia Chironomidae, *Camelobaetidius* (Baetidae), *Ochrotrichia* (Hydroptilidae), *Blephariceridae* Sp1, *Blephariceridae* Sp1, *Hyaella*, *Baetods* (Baetiidae), las familias *Muscidae*, *Mastigoptila* (Glossosomatidae), que coinciden con las

localidades de pasto y papa cuyos parámetros físico-químicos (temperatura y pH), y parámetros hidromorfológicos (IHF y QBR bajos) presentan variaciones en relación a la localidad de referencia (valores de OD bajos, valores de temperatura relativamente más altos). Este sector del primer eje, se encuentra relacionado principalmente con los puntos de muestreo C1-PAPA, C2-PAPA, C3-PAPA, C1-PASTO y C2-PASTO. El resto de familias, se ubicaron en posiciones intermedias a lo largo de esta primera dimensión (*Figura 5 y 6*).

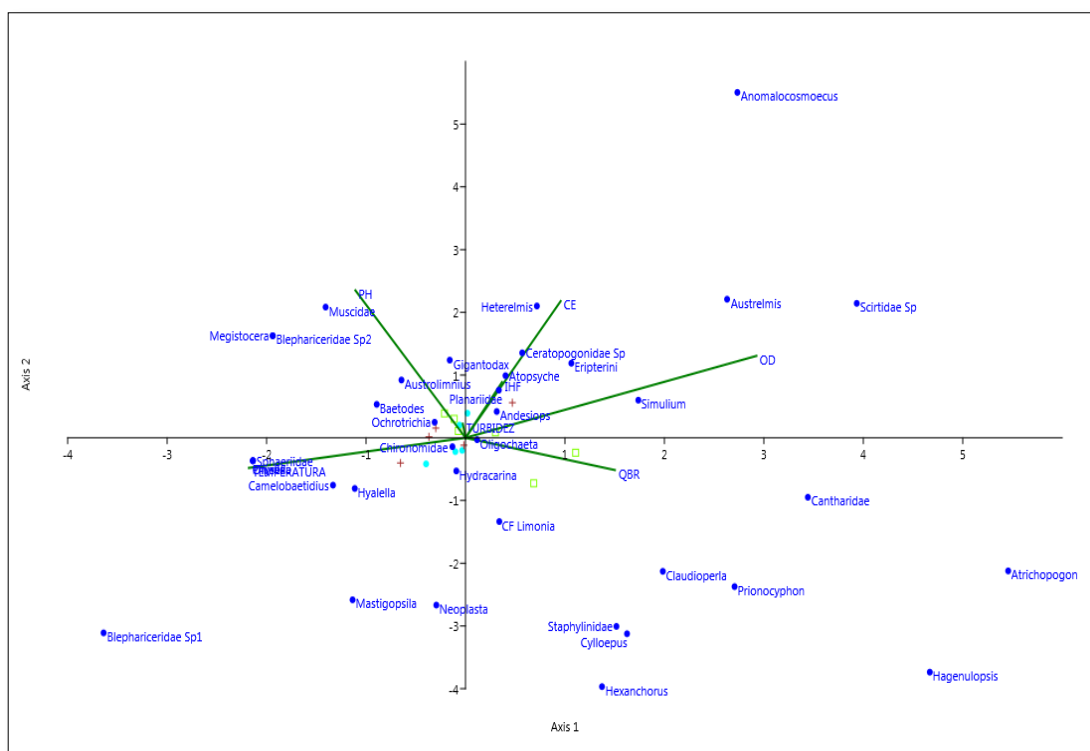


Figura 5. Resultado de análisis de correspondencia canónica, mostrando ubicación de taxa, con respecto a variables ambientales.

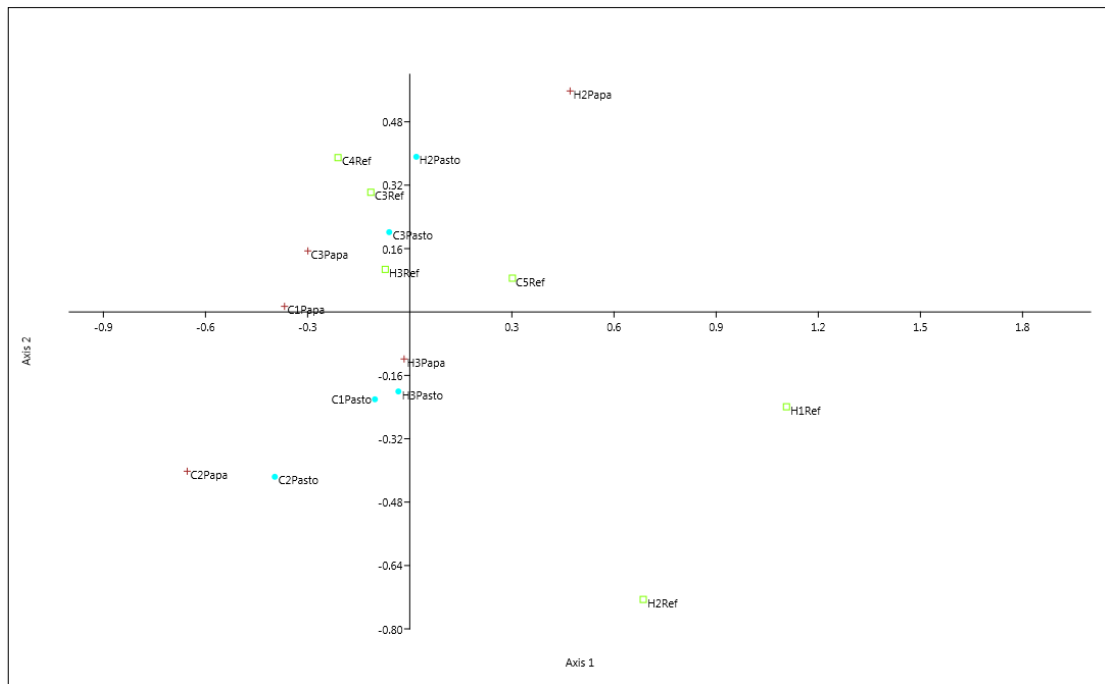


Figura 6. Localización de zonas de muestreo dentro del ACC.

5. DISCUSIÓN

El principal objetivo de este estudio fue establecer las diferencias ecosistémicas en cuanto a parámetros físico-químicos e hidromorfológicos del agua, y su influencia sobre las características ecológicas de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos existentes en lugares con distintos tipos y niveles de intervención antrópica por el uso del suelo, dentro de la cuenca de El Ángel en los ríos Cariyaqu y Huarmiyaqu.

La variabilidad de los parámetros ambientales dentro de un ecosistema ocurre naturalmente: la biosfera, la naturaleza, es capaz de controlar flujos, recursos y residuos, y de aprovechar la energía solar para que estos cambios se produzcan (Lovelock, 2007). Sin embargo, los cambios o ciclos que se dan en la hidrósfera, pueden ser alterados por las actividades antrópicas, que afectan

principalmente a parámetros hidromorfológicos y a físico-químicos en el agua, tales como el pH, la conductividad eléctrica, el oxígeno disuelto y a la concentración de nitratos, nitritos, fosfatos, amonio y metales pesados (Acosta, 2009; Acosta et al., 2009; Prat et al., 2009; Villamarín et al., 2014). Se puede considerar que las actividades con mayor influencia sobre ecosistemas acuáticos son las relacionadas a la reducción de vegetación, a los aportes de materia orgánica de origen doméstico, a la explotación agrícola y ganadera, y a la explotación minera (Villamarín et al., 2014; Prat et al., 2009). En este estudio se pudo constatar, mediante el análisis de los índices hidromorfológicos y los parámetros físicos químicos del agua, que la falta de vegetación influye en el estado ecológico de los ríos estudiados.

Los cambios de uso de suelo principalmente relacionados a la deforestación, producen un gran impacto sobre la biota debido a la relación directa existente entre el bosque ripario y el ecosistema acuático, ya que de esta relación depende el aporte y suministro de material alóctono al mismo (Ferrú y Fierro, 2015). La heterogeneidad de sustratos presentes en ecosistemas con zonas ribereñas favorece a la estabilidad de los ríos, mientras que la ausencia de bosque ripario, provoca la entrada de sedimentos que se acumulan en el fondo y homogenizan el canal, cubriendo a los espacios entre piedras que sirven de hábitat para la biota acuática (Herbst, Bogan, Roll, y Safford, 2012; Giraldo et al., 2014). Esto pudo verse claramente reflejado en los índices hidromorfológicos analizados; en donde la zona de referencia, comprendida por vegetación natural, obtuvo los mejores valores.

En el presente estudio se encontró que el tramo de río tomado como referencia posee características óptimas para el desarrollo de macroinvertebrados en cuanto a parámetros físico-químicos e hidromorfológicos, en comparación a los puntos tomados dentro del área de pasto y de cultivo de papa. La posible presencia de contaminación en el agua por el uso de fertilizantes en la zona de papa puede provocar el aumento de la producción primaria, y el agotamiento del oxígeno disuelto (Roldán y Ramírez, 2008), y los cambios de uso de suelo

en la zona de pasto pueden influir sobre la variación natural entre fuentes alóctonas y autóctonas en los ríos, afectando al hábitat físico (Pardo et al., 2004). Estudios realizados demuestran que características como pH, conductividad, oxígeno disuelto y temperatura, ejercen una importante influencia sobre la distribución y composición de comunidades de macroinvertebrados (Carvacho, 2012).

Los árboles del bosque de ribera que además de proporcionar altos niveles de sombra en un río influenciando directamente en la entrada y salida de energía, proveen material alóctono que puede asociarse a niveles altos de turbidez y producción de sedimentos (Gregory y Park, 1974). Es así como en del área de referencia, la turbidez arrojó los valores más altos (25% más que pasto y 23% más que papa) en donde los índices hidromorfológicos aplicados, relacionados principalmente a la presencia de vegetación de ribera, presentaron los mejores resultados.

El cambio de uso de suelo interfiere directamente en el intercambio energético dentro en un ecosistema; la sombra que proporciona el bosque de ribera influye sobre la morfología de un río debido a que controla el tipo y vigorosidad de la vegetación (Quinn et al., 2010). El deterioro del bosque ribereño, y en su defecto, la ausencia del mismo dentro de las zonas de papá y pasto, se vieron reflejados en los bajos resultados obtenidos en los índices hidromorfológicos. La falta de sombra influye sobre la entrada de luz solar al sistema, siendo éste un factor determinante para el control de biomasa de algas y productividad (Boston y Hill, 1991), y un parámetro con gran influencia sobre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos (Quinn et al., 2010).

En el presente estudio se encontró que la variable con mayor influencia fue el índice de calidad de bosque de ribera (QBR), factor que tuvo los mejores

resultados dentro del área de referencia y los más bajos en pasto, seguido por papa. Variables como la temperatura, se mantienen bajas en presencia de un bosque de ribera bien dotado, y en consecuencia los valores de oxígeno disuelto son elevados y la conductividad eléctrica se mantiene baja (Hanson et al., 2010). Es por esto motivo que en la zona de referencia se obtuvieron los valores más altos de oxígeno disuelto y los más bajos de temperatura; por otro lado, la zona de papa obtuvo los valores más bajos de oxígeno disuelto y similares en temperatura a la zona de pasto. Es importante recalcar que el oxígeno disuelto es un requisito esencial para ciertos géneros y familias, dados los procesos vitales con los que se desarrollan tales como la generación de energía y la movilización del carbono en la célula, los procesos de fotosíntesis, oxidación-reducción, solubilidad de minerales y la descomposición de materia orgánica (Ferrú y Fierro, 2015).

Pese a las diferencias ambientales entre el las tres zonas de estudio, géneros como *Blephariceridae Sp1* (Blephariceridae) y *Hyaella* (Hyaellidae), se encontraron dentro de las localidades de pasto y papa, y se ausentaron en la localidad de referencia. La familia Blephariceridae, está comprendida por macroinvertebrados cuyo estadio larvario, requiere niveles altos de oxígeno disuelto en el agua, razón por la que presentan adaptaciones morfológicas específicas como las ventosas que les permiten adherirse a sustratos con corrientes fuertes (Ladrera, 2012b). A pesar de esta condición para su desarrollo, los puntos en donde se encontró esta familia presentaron niveles de oxígeno disuelto bastante bajos (%35.6 en la zona de papa y %57.5 en la zona de pasto) y características hidromorfológicas limitantes. Los Blephariceridae pertenecen al grupo alimenticio de ramoneadores (Ferrú y Fierro, 2015), siendo su principal fuente de alimento las algas bentónicas (Chará-Serna, Chará, Zúiga, Pedraza, y Giraldo, 2010). La presencia de las mismas tiene una relación directa con la radiación solar como se explicó anteriormente, y es por esta razón que puede atribuírsele su presencia en zonas con oxígeno disuelto

bajo en donde el bosque de ribera está deteriorado y la radiación solar es directa a la corriente provocando la proliferación de algas.

En relación a los GFA, se encontró que la composición trófica estuvo dominada por organismos colectores-recolectores (CR) y predadores (P). En cuanto a la densidad, los macroinvertebrados colectores-recolectores se posicionaron en primer término y predadores en segundo, aunque los últimos presentaron una mayor riqueza en su composición. La influencia de la vegetación riparia y el aporte de material alóctono provoca que la estructura funcional de macroinvertebrados sea dominada por organismos colectores (Munguia, Pérez, y López, 2004).

La dominancia de colectores-recolectores refleja la importancia de la materia orgánica particulada gruesa (hojas, ramas), como recurso alimentario para los macroinvertebrados (Chará-Serna et al., 2010). El patrón general en la distribución de la zona de estudio es similar, encontrando que GFA de predadores-recolectores estuvieron presentes únicamente en referencia y los ramoneadores ausentes dentro de la misma, y que los carnívoros-rasgadores y detritívoros-filtradores estuvieron solamente en papa. Los carnívoros-rasgadores tienen la función de alimentarse de tejido animal vivo y de perifitón-algas adheridas a sustratos duros; por otro lado los detritívoros filtradores, se alimentan de materia orgánica particulada fina (MOPF) en descomposición (Sganga, 2011). La posible presencia de contaminación por el uso de fertilizantes orgánicos en la zona de papa puede provocar el aumento de la producción primaria por el proceso de eutrofización, provocando la presencia de más algas y materia orgánica en descomposición (Roldán y Ramírez, 2008). Por esta razón, puede atribuírsele la presencia de estos grupos tróficos, únicamente en papa, en donde el aporte de fertilizantes y la falta de vegetación que regula el paso de luz solar, pueden promover la presencia de estos grupos como un medio de estabilización por presencia.

Los resultados obtenidos referentes a la densidad y taxa dominante nos indican que existe variabilidad entre los tres usos de suelo estudiados. La zona de papa presentó una densidad 28% mayor a la zona de pasto, y de 35% mayor a la de referencia aproximadamente. La densidad de la familia Chironomidae encontrada en el área de referencia, se reduce casi a la mitad con un porcentaje 48% con respecto a la zona de papa, y con un porcentaje de 12% en cuanto a pasto. La familia Chironomidae es dominante en la fauna béntica, en densidad y riqueza de especies, por lo que juega un papel importante en la cadena alimenticia y en el flujo de energía en los ecosistemas acuáticos (Villamarín, 2012). Además, los quironómidos, son organismos considerados como especies oportunistas (Cepeda, 2015), que generalmente aparecen o se reproducen exponencialmente en respuesta a ciertas modificaciones que sufre el hábitat (Cárdenas, Borabe y Goldaracena, 2007).

La familia Chironomidae está caracterizada por su tolerancia a niveles altos de contaminación (Paggi, 1999), se ha reportado que a pesar del uso de pesticidas en zonas agrícolas en períodos largos de tiempo, la población de quironómidos aumenta (Wallace, 1990). Los ciclos de vida cortos que presentan ciertas especies de quironómidos, pueden incrementar la probabilidad de adaptación de estos organismos a la contaminación (Wallace, 1990). Otros estudios han reportado mayor presencia de moluscos y Chironomidae en quebradas desprotegidas (Giraldo et al., 2014). Dentro del área de estudio de papa se encontró la única familia perteneciente al orden de moluscos Sphaeriidae, en donde se observó que los índices hidromorfológicos analizados obtuvieron valores muy bajos en comparación al área de referencia.

Las comunidades de macroinvertebrados cambian en riqueza de especies, diversidad y productividad, dependiendo del grado de perturbación en un ecosistema acuático (Roldán, 1999). La riqueza del área de papa fue la mayor,

seguida por la referencia y finalmente pasto, y el índice de Margalef demostró que el área de referencia es más biodiversa. Se esperaría que la zona tomada como referencia posea una mayor riqueza, sin embargo, la zona de papa presentó mayor riqueza que referencia y mayor diversidad que pasto. Este fenómeno puede ser explicado desde un punto de vista ecológico en donde se analice a la presencia de contaminación como un factor que promueva la existencia de una mayor riqueza para enfrentar a los cambios que sufre el medio y poder estabilizarlos (Marchese y Paggi, 2001). Así mismo, puede tomarse en cuenta a la hipótesis del disturbio intermedio que propone que la máxima riqueza de un comunidad se alcanza con intensidades medias de disturbio (Connell, 1978), considerando en este caso a un disturbio como el resultado del cambio de uso de suelo dentro de la zona estudiada. Es por esta razón que puede atribuirse la presencia de los géneros *Megistocera* (Tipulidae), *Blephariceridae Sp2* (Blephariceridae), *Cylloepus* (Elmidae), la familia Staphylinidae, el género *Anomalocosmoecus* (Limnephilidae), *Olivella* (Veliidae), *Physella* (Physidae) y la familia Sphaeriidae, exclusivamente dentro de las muestras del uso de suelo de papa.

Asimismo, se observó que géneros como *Heterelmis* (Elmidae), *Hexanchorus* (Elmidae) y *Claudioperla* (Gripopterygidae), se encontraron únicamente dentro de las áreas de pasto y referencia. La familia Elmidae está considerada como un grupo medianamente sensible a la contaminación (Garc, 2000); por otro lado, el género *Claudioperla*, es considerado un género con niveles elevados de sensibilidad a la contaminación (Ríos, 2008), sustentando la idea de que sí existen diferencias ecosistémicas por el cambio de uso de suelo entre las tres zonas estudiadas, que influyen sobre la distribución de macroinvertebrados, considerando que a pesar de la presencia de este género en pasto, su densidad es mucho menor a la de referencia.

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1 Conclusiones

En el presente trabajo se evaluó la influencia de las características físico-químicas e hidromorfológicas del agua sobre la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en los Ríos Cariyaqu y Huarmiyaqu.

Se pudo apreciar cierta variabilidad entre los parámetros físico-químicos e hidromorfológicos de las tres zonas, y se pudo constatar su influencia sobre las comunidades de macroinvertebrados. Sin embargo, es importante mencionar que la zona estudiada no presenta una contaminación puntual, por lo que los efectos de cambio de uso de suelo sobre las características físico-químicas en el agua y sobre las comunidades de macroinvertebrados, son de difícil apreciación debido a que la contaminación de la zona es dispersa y a que los ecosistemas altoandinos presentan una variabilidad natural de parámetros físico-químicos.

El oxígeno disuelto, el IHF y el QBR fueron los componentes con cambios más representativos dentro de los tres usos de suelo estudiados. Los mismos influenciaron en cierta medida a la estructura de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos encontradas; géneros como *Claudioperla*, cuya sensibilidad a la contaminación es alta, se encontraron únicamente en los puntos de usos de suelo de pasto y referencia, en donde los parámetros estudiados eran óptimos; de igual manera, la familia *Chironomidae*, caracterizada por su resistencia a niveles altos de contaminación, presentó mayor abundancia dentro del área de papa.

La importancia del suelo ripario radica en la influencia que presentó el mismo sobre la estructura física de la zona estudiada y sobre los parámetros físico-

químicos, debido a la relación de la vegetación con la turbidez; y la radiación solar, relacionada a su vez con la temperatura, el oxígeno disuelto, la conductividad y el pH. De esta manera, la presencia de bosque de ribera, disminuye los efectos del cambio del uso del suelo, motivo por el cual su preservación es de suma importancia para la conservación ecológica de los ecosistemas.

6.2 Recomendaciones

Se recomienda que estudios de este tipo se efectúen durante períodos largos de tiempo, con la finalidad de poder estudiar y considerar a las fluctuaciones naturales de los parámetros físico-químicos que los ecosistemas altoandinos presentan. Además, es recomendable ampliar y profundizar los conocimientos en cuanto a los grupos funcionales alimenticios, que establezcan las relaciones tróficas dentro de los ecosistemas acuáticos y su relación sobre los parámetros hidromorfológicos.

Sería preciso profundizar el conocimiento taxonómico a nivel de especies ya que de esta manera, se podría explicar con mayor exactitud la existencia de taxones en zonas específicas y su relación con la variabilidad de parámetros locales. De igual manera, sería interesante analizar el comportamiento y desarrollo de la familia Blephariceridae dentro de ecosistemas con características distintas a las de su hábitat normal.

REFERENCIAS

- Acosta, R. (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.
- Acosta, R., Blanca, R., y Rieradevall, M. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú.
- Aguayo, M., Pauchard, A., y Parra, O. (2009). Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX . Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista Chilena de Historia Natural*. Recuperado el 06 de septiembre del 2016 de <http://doi.org/10.4067/S0716-078X2009000300004>
- Allan, D., y Castillo, M. (2007). *Stream Ecology Structure and Function of Running Waters*. Springer. Recuperado el 06 de septiembre del 2016 de <https://books.google.es/books?hl=es&lr=yid=4tDNEFcQh7ICyoi=fndypg=PR13ydq=allan+y+castillo+2007yots=CQvklu6k9Sysig=g93WZWTC5q9xwe0GP8jOtGBUwUI#v=onepage&q=allan+y+castillo+2007&yf=false>
- Alonso, A., y Camargo, J. A. (2005). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles.
- Baqueiro-cárdenas, E. R., Borabe, L., y Goldaracena-islas, C. G. (2007). Mollusks and pollution . A review. *Revista Mexicana De Biodiversidad*.
- Barbour, M., Gerritsen, J., Snyder, B., y Stribling, J. (1998). Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish.
- Bentrop, G. (2008). Zonas de amortiguamiento para conservación Lineamientos.
- Boston, H. L., y Hill, W. R. (1991). Photosynthesis-light relations of stream periphyton communities. *Limnology and Oceanography*. Recuperado el 15 de Octubre del 2016 de <http://doi.org/10.4319/lo.1991.36.4.0644>
- Burneo, P. C., y Gunkel, G. (2003). Ecology of a high Andean stream, Rio

- Itambi, Otavalo, Ecuador. *Limnologica*. [http://doi.org/10.1016/S0075-9511\(03\)80005-1](http://doi.org/10.1016/S0075-9511(03)80005-1)
- Carvacho, C. (2012). Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del limari en Chile.
- Casallas, J. E., y Gunkel, G. (2001). Algunos aspectos limnológicos de un lago altoandino : el lago San Pablo, Ecuador.
- Cepeda, J. (2015). Efecto de la fase fenológica de verano sobre algunas características del ensamble de Diptera registrado en una vega altoandina del desierto transicional de Chile, (January 2016). Recuperado el 11 de noviembre del 2016 de <http://doi.org/10.4067/S0718-34292015000100006>
- Cerón, L. (2015). Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial.
- Chará-Serna, A. M., Chará, J. D., Zúiga, M. del C., Pedraza, G. X., y Giraldo, L. P. (2010). Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera Colombiana. *Universitas Scientiarum*.
- Connell, J. H. (1978). Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*. Recuperado el 02 de octubre del 2016 de <http://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>
- Dailey, L. (2015). ¿ Qué es la Turbidez del Agua ?.
- Domínguez, E., y Fernández, H. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos, sistemática y biología*. (F. M. Lillo, Ed.). Tucumán.
- Echeveste, H. (2005). TRAVERTINOS Y JASPEROIDES DE MANANTIAL ESPEJO , UN AMBIENTE HOT SPRING JURASICO . MACIZO DEL DESEADO , PROVINCIA DE SANTA CRUZ , ARGENTINA.
- Encalada, A. C. (2000). Evaluación de la calidad de agua a través de macroinvertebrados bentónicos e índices biológicos en ríos tropicales en bosque de neblina montano.
- Espín, D. (2011). Manejo integral de la microcuenca hidrográfica del río ángel, localizada entre las poblaciones de la libertad y el ángel en la provincia del carchi.
- Fernández, R. (2000). Aplicación del índice QBR para evaluación del impacto ambiental de la nueva traza del canal Yerba Buena . Provincias.

- Ferrú, M., y Fierro, P. (2015). Estructura de macroinvertebrados acuáticos y grupos funcionales tróficos en la cuenca del río Lluta , desierto de Atacama , Arica y Parinacota . *Idesia*, 33, No 4. Recuperado el 13 de octubre del 2016 de <http://doi.org/10.4067/S0718-34292015000400007>
- Fuentes, F., y Massol-Deyá, A. (2002). Parametros Fisico-Quimicos: Conductividad. *Manual De Ecología Microbiana*.
- Garc, F. (2000). Distribución y autoecología de Coleóptera acuáticos en ríos afectados por minería.
- Gelhaus, J. K. (2002). Manual for the identification of aquatic crane fly larvae for southeastern United States. Durham: Academy of Natural Sciences.
- Giraldo, L. P., Chará, J., Zúñiga, M., Chará-Serna, A., y Pedraza, G. (2014). Impacto del uso del suelo agropecuario sobre macroinvertebrados acuáticos en pequeñas quebradas de la cuenca del río La Vieja (Valle del Cauca, Colombia). *Revista de Biología Tropical*.
- Goyenola, G. (2007). Oxígeno Disuelto. Recuperado el 13 de septiembre del 2016 de http://imasd.fcien.edu.uy/difusion/educamb/propuestas/red/curso_2007/cartillas/tematicas/OD.pdf
- Gregory, K. J., y Park, C. (1974). Adjustment of river channel capacity downstream from a reservoir. *Water Resources Research*. Recuperado el 13 de septiembre del 2016 de <http://doi.org/10.1029/WR010i004p00870>
- Grimaldo, W. (2004). Aspectos Tróficos y Ecológicos de los Macroinvertebrados Acuáticos. *Ecological Explorers*.
- Hanson, P., Springer, M., y Ramírez, A. (2010). Introducción a los Grupos de Macroinvertebrados Acuáticos.
- Herbst, D. B., Bogan, M. T., Roll, S. K., y Safford, H. D. (2012). Effects of livestock exclusion on in-stream habitat and benthic invertebrate assemblages in montane streams. *Freshwater Biology*. Recuperado el 17 de octubre del 2016 de <http://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02706.x>
- Jacobsen, D. (2004). Contrasting patterns in local and zonal family richness of stream invertebrates along an Andean altitudinal gradient. Recuperado el 07 de octubre del 2016 de <http://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01274.x>

- Jacobsen, D., y Brodersen, K. P. (2008). Are altitudinal limits of equatorial stream insects reflected in their respiratory performance? *Freshwater Biology*. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02050.x>
- Jovanovi Boris, Milosevi Djuradj, Stojkovi Milica, S. A. (2015). In situ effects of titanium dioxide nanoparticles on community structure of freshwater benthic macroinvertebrates.
- Ladrera, R. (2012a). Estudio del Estado Ecológico de los cursos Fluviales Del Parque Natural Sierra De Cebollera (La Rioja) En Base a La Comunidad de Macroinvertebrados Acuáticos.
- Ladrera, R. (2012b). Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores del estado ecológico de los ríos. *Páginas de Información Ambiental*.
- López, S., Nevels, D., y Kading, T. (2010). Análisis de calidad de agua en las micro-cuencas de los ríos Pacayacu y Sacha en la Amazonía Ecuatoriana.
- Lovelock, J. (2007). La Venganza de La Tierra.
- Marchese, M., y Paggi, A. (2001). Diversidad de Oligochaeta (Annelida) y Chironomidae (Diptera) del Litoral Fluvial Argentino. Recuperado el 15 de octubre del 2016 de http://www.insugeo.org.ar/libros/misc_12/26.htm
- Martella, M. B., Trumper, E., Bellis, L. M., Renison, D., Giordano, P. F., Bazzano, G., y Gleiser, R. M. (2012). Manual de Ecología Poblaciones: Introducción a las técnicas para el estudio de las poblaciones silvestres. *Reduca (Biología). Serie Ecología*.
- Merritt, R., Cummins, K., y Berg, M. (2008). *An introduction to the aquatic insects of North America.pdf* (Kendall/Hu). United States of America.
- Molina, C. I., y Pinto, J. (2008). Estructura de macroinvertebrados acuáticos en un río altoandino de la cordillera real , bolivia: variación anual y longitudinal en relación a factores ambientales aquatic macroinvertebrate structure in a high-andean stream of the cordillera real , Bolivia.
- Moore, R. D., y Richardson, J. S. (2003). Progress towards understanding the structure, function, and ecological significance of small stream channels and their riparian zones. *Canadian Journal of Forest Research*. Recuperado el 13 de septiembre del 2016 de <http://doi.org/10.1139/x03-146>

- Munguia, R., Pérez, M., y López, F. (2004). Estructura trófica de las asociaciones de macroinvertebrados acuáticos de manantiales cársticos en la Huasteca Mexicana. *Biológicas*.
- Munné, A., y Prat, N. (2003). LA DIAGNOSIS Y MEJORA DE LOS ECOSISTEMAS FLUVIALES.
- Paggi, A. (1999). Los Chironomidae como indicadores de calidad de ambientes dulceacuícolas. *Revista de La Sociedad Entomológica Argentina*.
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J. L., Vivas, S., Bonada, N., ... Los, D. (2002). Índice de diversidad de hábitat.
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J. L., Vivas, S., Bonada, N., ... Pardo, I. (2004). El hábitat de los ríos mediterráneos . Diseño de un índice de diversidad de hábitat.
- Pérez, A., y Garrido, J. (2009). Evaluación del estado de conservación de una zona LIC (Gándaras de Budiño, Red Natura 2000) usando los coleópteros acuáticos como indicadores.
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R., y Rieradevall, M. (2006). LOS MACROINVERTEBRADOS COMO INDICADORES DE CALIDAD DE LAS AGUAS Narcís.
- Quinn, J. M., Cooper, B., Davies-Colley, R. J., Rutherford, J. C., y Williamson, R. B. (2010). Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. Recuperado el 13 de noviembre del 2016 de <http://doi.org/10.1080/00288330.1997.9516791>
- Ramírez, J., y Díaz, A. (1995). Cambios Diurnos de Temperatura y Variables Físicas y Químicas en Dos Épocas del año en la Laguna del Parque Norte, Colombia.
- Ríos, B. (2008). Comunidad de macroinvertebrados en un río altoandino: importancia de microhábitat, dinámica de la deriva, papel de la materia orgánica, y relevancia de la ovoposición.
- Ríos, C., y Navarro, A. (2009). Efectos del cambio de uso de suelo en la disponibilidad hipotética de hábitat para los psitácidos de México. *Ornitología Neotropical*, (November 2016).

- Rodríguez, J., Ospina, R., y Turizo, R. (2011). Grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados acuáticos en el río Gaira , Colombia.
- Roldán, G. (1999). LOS MACROINVERTEBRADOS Y SU VALOR COMO INDICADORES DE LA CALIDAD DEL AGUA.
- Roldán, G., y Ramírez, J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical*. (Universidad de Antioquia, Ed.). Recuperado el 27 de noviembre del 2016 de https://books.google.com.ec/books/about/Fundamentos_de_limnolog%C3%A9ADa_neotropical.html?id=FA5Jr7pXF1UC
- Sachs, J. (2006). *El Fin de la Pobreza*. NY: Penguin Books.
- Segnini, S. (2003). El uso de macroinvertebrados béntonicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos*. Recuperado el 15 de octubre del 2016 de <http://doi.org/0370-3908>
- Sganga, J. (2011). Variabilidad espacial y estructura de las comunidades de Trichoptera (Insecta) en arroyos del Parque Provincial Salto Encantado del Valle.
- 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.
- Villamarín, C., Prat, N., y Rieradevall, M. (2014). Caracterización física , química e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú Physical , chemical and hydromorphological characterization of Ecuador and Perú tropical highland Andean rivers. Recuperado el 12 de octubre del 2016 de <http://doi.org/10.3856/vol42-issue5-fulltext-12>
- Voelz, N., y McArthur, J. V. (2000). An exploration of factors influencing lotic insect species richness. *Biodiversity and Conservation*.
- Wallace, J. B. (1990). Recovery of Macroinvertebrate Communities From Disturbance. *Environmental Management*.
- Wang, L., y Kanehl, P. (2003). Influences of Watershed Urbanization and Instream Habitat on Macroinvertebrates in Cold Water Streams. *Journal of the American Water Resources Association*. Recuperado el 25 de

noviembre del 2016 de <http://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2003.tb03701.x>

