



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS APLICADAS

EFFECTOS DEL ENRIQUECIMIENTO DE NUTRIENTES Y CAMBIOS DE
TEMPERATURA SOBRE LAS TASAS DE NITRIFICACIÓN USANDO
BIOPELÍCULAS EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO GUAYLLABAMBA

AUTORA

Maleny Daniela Armas Chuquimarca

AÑO

2020



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS APLICADAS

EFFECTOS DEL ENRIQUECIMIENTO DE NUTRIENTES Y CAMBIOS DE
TEMPERATURA SOBRE LAS TASAS DE NITRIFICACIÓN USANDO
BIOPELÍCULAS EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO GUAYLLABAMBA

“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. José Vicente Montoya Ceballos

Autora

Maleny Daniela Armas Chuquimarca

Año

2020

DECLARACIÓN DEL PROFESOR GUÍA

"Declaro haber dirigido este trabajo, Efectos del enriquecimiento de nutrientes y cambios de temperatura sobre las tasas de nitrificación usando biopelículas en la Cuenca Alta del Río Guayllabamba, a través de reuniones periódicas con el estudiante Maleny Daniela Armas Chuquimarca, en el semestre 20201 O, 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".



José Vicente Montoya Ceballos

Doctor en Vida Silvestre y Pesquería

C.11759185737

DECLARACIÓN DEL PROFESOR CORRECTOR

"Declaro haber revisado este trabajo, Efectos del enriquecimiento de nutrientes y cambios de temperatura sobre las tasas de nitrificación usando biopelículas en la Cuenca Alta del Río Guayllabamba, a través de reuniones periódicas con el estudiante Maleny Daniela Armas Chuquimarca, en el semestre 202010, dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación".



Blanca Patricia Ríos Touma

Doctora en estudios Avanzados de Ecología

C.I.: 1707113765

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 las disposiciones legales que protegen los derechos de autor vigentes."



Maleny Daniela Armas Chuquimarca

C.I.: 1500955701

AGRADECIMIENTOS

A mi tutor José Vicente, correctora Blanca por su paciencia, dedicación e invaluable ayuda. A Vale y Dani, por su colaboración, entusiasmo. A mis profesores por el tiempo y esfuerzo al compartir su conocimiento y experiencias. A mi familia: Na, Guido, Dana y amigos por hacer mi vida en Quito feliz, por ayudarme y acompañarme en esta etapa. A mis padres por su sacrificio, entrega absoluta, constante apoyo e infinito amor. A Daya, Mica y Marce por ser alegría cuando todo es tristeza, por entender mi ausencia durante estos años, por su compañía durante la vida y por motivarme hacer mejor.

DEDICATORIA

A mis padres Marcelo y Mariana, por ser luz en mi vida, a mis hermanos Daya, Mica y Marce, por cada fin de semana en el que supieron escuchar y por no dejarme desmayar, esto es por ustedes, por las palabras exactas en el tiempo indicado, por su apoyo constante e infinito amor.

RESUMEN

Hay poca información disponible sobre el efecto del enriquecimiento de nutrientes sobre el ciclo biogeoquímico de nitrógeno (N) en sistemas acuáticos tropicales. Los procesos de nitrificación-desnitrificación son aspectos importantes que describen el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. Con el propósito de medir el progreso de nitrificación que ocurre en sedimentos de quebradas agrícolas andinas en Ecuador, se determinaron las tasas de nitrificación en seis quebradas con distintos grados de eutrofización y bajo dos condiciones de temperatura (T). Se tomaron muestras compuestas de sedimentos y agua en cada localidad y se colocaron en incubación bajo condiciones controladas de oscuridad y agitación por 72h, para cada uno de los dos tratamientos de temperatura (T1 propia de cada río y T2 a 28 °C). Las tasas de nitrificación se determinaron usando el método de inhibición con nitrapirina. Las tasas de nitrificación para todos los sitios de estudio variaron entre 0.0221 y 0.0098 g N.m⁻². d⁻¹, la respuesta de la nitrificación a la temperatura fue variable, en cada río debido probablemente a un incremento en actividad microbiana de las biopelículas. Finalmente, se muestran las relaciones entre las variables ambientales medidas en campo y laboratorio, así como las medidas estructurales de indicación del estado ecológico de ríos (Índice de hábitat fluvial, IHF; índice de calidad de bosque de ribera, QBR), con las tasas de nitrificación como medida de funcionamiento de ecosistemas para ríos de los Andes de Ecuador.

Palabras clave: biopelículas, funcionamiento de ecosistemas fluviales, ciclo de N, ríos andinos, actividad ganadera.

ABSTRACT

Little information is available regarding the effect of nutrient enrichment on the biogeochemical cycle of nitrogen (N) in tropical aquatic systems. Nitrification-denitrification processes are important aspects that describe the functioning of aquatic ecosystems. In order to measure the process of nitrification that occurs in sediments of Andean agricultural streams in Ecuador, nitrification rates were determined in six streams with different degrees of eutrophication and under two temperature conditions (T). Samples composed of sediments and water were taken at each location and placed under incubation and controlled conditions of darkness and agitation for 72 hours, for each of the two temperature treatments (T1 typical of each river and T2 at 28° C). Nitrification rates were determined using the nitrapirina inhibition method. Nitrification rates for all study sites varied between 0.0221 and 0.0098 g N.m⁻².d⁻¹, the nitrification response to the temperature was variable in each river, probably due to an increase in the microbial activity of biofilms. Finally, the relationships between the environmental variables measured on-site and in the laboratory were indicated, as well as the structural metrics expressing the ecological state of rivers (River Habitat Index, IHF; QBR), with the nitrification rates as a measure of ecosystem functioning for rivers in the Andes of Ecuador.

Keywords: biofilms, functioning of river ecosystems, N cycle, Andean rivers livestock activity.

ÍNDICE

1. Capítulo I. Introducción.....	1
1.1. Antecedentes	1
1.2. Justificación.....	5
1.3. Alcance	6
1.4. Objetivos	7
1.4.1 Objetivo General	7
1.4.2 Objetivos específicos	7
2. Capítulo II. Marco Teórico	7
2.1. Los ecosistemas fluviales andinos tropicales	7
2.2. Las biopelículas en sistemas andino tropicales	8
2.3. Los ríos y el ciclo del nitrógeno	10
2.4. Nitrificación.....	12
2.5. Cuantificación de la nitrificación	12
3. Capítulo III. Metodología	13
3.1. Características del sitio de estudio	13
3.2. Medidas Físico-químicas del agua	19
3.3. Medición de la concentración de clorofila <i>a</i>	22
3.4. Medición de materia orgánica.....	24
3.5. Índice Autotrófico.....	25
3.6. Tasas de nitrificación.....	25

3.7. Análisis estadístico	27
4. Capítulo V. Resultados.....	27
4.1. Caracterización de las localidades	27
4.2. Tasas de nitrificación.....	35
5. Capítulo VI. Discusión	37
5.1. Caracterización de las localidades de estudio	37
5.2. Nitrificación en sedimentos fluviales de la Cuenca Alta del Rio Guayllabamba	40
6. Conclusiones y Recomendaciones	44
6.1. Conclusiones.....	44
6.2. Recomendaciones.....	45
REFERENCIAS.....	47
ANEXOS	57

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Caracterización del estado trófico	11
Tabla 2. Ubicación geográfica y orden de los ríos del área de estudio	14
Tabla 3. Rangos de calidad de la vegetación de ribera, índice QBR-And	20
Tabla 4. Rangos de calidad del índice de hábitat fluvial, índice IHF	20
Tabla 5. Parámetros fisicoquímicos analizados	22
Tabla 6. Valores promedio (\pm error estándar) de las variables medidas in situ en las diferentes localidades	28
Tabla 7. QBR e IHF obtenidos en las estaciones de muestreos	29
Tabla 8. Parámetros físico químicos medidos en laboratorio (\pm 1ES) de cada sitio de estudio	30
Tabla 9. Clorofila a y materia orgánica de perifiton y sedimentos medidos en laboratorio (\pm 1ES) de cada localidad	31
Tabla 10. Porcentaje de arena, grava y fangos por cada localidad de estudio	34
Tabla 11. Tasas de nitrificación reportadas en la literatura desde varios hábitats acuáticos y variedad de sustrato. Las tasas de este estudio son la media de los grupos	42

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Representación de la estructura y función de las bacterias en las biopelículas	9
Figura 2. Ubicación de los sitios de estudio dentro de la Cuenca Alta del Río Guayllabamba	16
Figura 3. Ubicación de puntos de muestreo en la Subcuenca del Río Alambí	17
Figura 4. Ubicación de los puntos de muestreo de la subcuenca del río San Pedro.....	18
Figura 5. Nitratos, nitritos y amonio de los sitios de muestreo	31
Figura 6. Clorofila medida en perifiton en las diferentes localidades expresada en $\mu\text{g}\cdot 10\text{cm}^{-2}$	32
Figura 7. Clorofila en sedimentos de las diferentes localidades.....	33
Figura 8. Materia orgánica ($\text{mg}\cdot\text{cm}^{-2}$) por sitio encontrado en sedimentos.....	33
Figura 9. Materia orgánica ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$) por sitio encontrado en perifiton	34
Figura 10. Tasas de nitrificación (media \pm 1 ES, n=3) en sedimentos fluviales de localidades de la cuenca alta del río Guayllabamba. Las localidades agrupadas en: oligotróficas y eutróficas y bajo dos temperaturas (T1: temperatura del río; T2: temperatura 28°C).....	35
Figura 11. Tasas de nitrificación en sedimentos fluviales de las seis localidades estudiadas de la cuenca alta del río Guayllabamba bajo dos temperaturas (T1: temperatura del río; T2: temperatura 28°C).....	36
Figura 12. ANOVA de dos vías para detectar las diferencias entre las tasas de nitrificación a diferentes temperaturas y grupos de localidades con base en concentración de nutrientes.	36

1. Capítulo I. Introducción

1.1. Antecedentes

El funcionamiento de los ecosistemas se puede describir mediante el conjunto de procesos que regulan los flujos de energía y materia en ecosistemas (Reiss *et al.*, 2009), como consecuencia de la actividad conjunta de muchos organismos, incluidos microbios, plantas y animales (Tilman *et al.*, 2014). La calidad del agua en ríos o lagos tiende a cambiar por alteraciones en la vegetación, balance de los sedimentos y nutrientes producidos por actividades como la industrialización o la transformación de bosques primarios a pastizales, granjas y ciudades (Aber *et al.*, 2011). La agricultura es la principal actividad económica de la mayoría de los países tropicales, con efectos negativos consiguientes en los ecosistemas acuáticos (Allan, 2004). El consumo de fertilizantes en América Latina y el Caribe aumentó en casi un 50% entre 1971 y 1973 y en otro 50% entre 1983 y 1985 (Postel, 1987). Como resultado de este uso intensivo de productos químicos, los impactos en las corrientes que surgen de la sedimentación se exacerban por la escorrentía cargada de fertilizantes, pesticidas y herbicidas (Pringle *et al.*, 2000b).

La estructura y el funcionamiento de los ecosistemas pueden ser vistos como los dos lados de una moneda; en el caso de los ríos, la estructura engloba variables como forma del canal, características del agua o composición de las comunidades biológicas, mientras que el funcionamiento se refiere a otros procesos como el metabolismo (el ciclo de nutrientes, consumo de oxígeno, producción neta, productividad primaria, etc.) (Wood y Armilage, 1997). Aunque la estructura y el funcionamiento influyen entre sí, su relación no es directa y, a menudo, uno no puede inferirse del otro (Gessner *et al.*, 2002). Además, los factores ambientales estresantes pueden afectar la estructura y funcionalidad de forma contrastante (Bunn y Davies, 2000). Es así que, la cuantificación de relación entre la entrada de nutrientes y la calidad del agua es clave para comprender las consecuencias que

generan los cambios de uso de suelo a lo largo de la cuenca, así como las posibilidades de toma de acciones correctivas (Turner y Rabalais, 1991).

Los regímenes metabólicos de los ríos y riachuelos incluyen el funcionamiento de los productores primarios, los cuales aprovechan la energía solar, el agua y el dióxido de carbono para formar compuestos de carbono reducidos que son entonces quienes sostienen la vida. Entender cómo se da la productividad primaria bruta, la respiración del ecosistema y la productividad neta del mismo es fundamental para una apropiada descripción del funcionamiento de los ecosistemas (Falge *et al.*, 2002).

En la actualidad a escala global existe un progresivo interés en preservar los ecosistemas de los ríos. Pese a ello en Latinoamérica se muestra una constante degradación de estos ecosistemas por el aumento de la explotación del recurso y la contaminación de las aguas (Pringle *et al.*, 2000). Sin considerar que en Centro América, el Caribe y el nordeste de Sur América incluyendo la cuenca del Río Amazonas, se espera que esas áreas estén mas secas para fines del siglo, con una reducción hasta de 20% en promedio (IPCC, 2014). En contraste, la mayor parte de la costa del Pacífico y la parte sur de América del Sur experimentaran hasta un 20% más de precipitación. Además de los cambios en la precipitación total, los modelos predicen cambios significativos en la distribución temporal de la precipitación con un aumento de la estacionalidad (Ríos Touma y Ramírez, 2019).

La Cuenca Alta del Río Guayllabamba posee un área de 4707 km² aproximadamente, se encuentra situada al norte del Ecuador en la región Interandina posee 4 ríos principales que son: Machángara, Monjas, San Pedro y Guayllabamba (FONAG, 2006). Los ríos altoandinos son de reconocida importancia ecológica, económica y social, pero a pesar de ello han sido poco estudiados tanto a nivel ecológico, incluyendo los efectos que las presiones por actividades humanas tienen sobre ellos (Acosta *et al.*, 2009; Maldonado *et al.*, 2011).

En ríos andinos en los últimos años se han realizado estudios que nos dan una perspectiva del estado en el que estos se encuentran. Villamarin y otros (2014) señalan, mediante la caracterización fisicoquímica e hidromorfológica de los ríos altoandinos de Ecuador y Perú, que, en los 123 puntos de muestreo distribuidos entre ambos países, la concentración de nitratos osciló entre 0 mg. l^{-1} a 3.30 mg. l^{-1} , que generalmente se relacionan al aporte de efluentes urbanos. Mientras Guilcatoma (2018), señala que los valores de nitratos en la cuenca del Guayllabamba presentan cierta tendencia ascendente desde la parte alta a la parte baja, con valores entre 1.5 mg. l^{-1} , 2.0 mg. l^{-1} , 2.2 mg. l^{-1} , y 2.7 mg. l^{-1} .

Estos aportes podrían incidir sobre la dinámica de los nutrientes en estos ríos principalmente por los cambios en los mecanismos abióticos de captación y liberación que regulan parcialmente las concentraciones de nutrientes y particularmente en el caso de nitrógeno (N), por varias transformaciones entre estados inorgánicos que producen energía para bacterias especializadas (Sánchez *et al.*, 2008). En términos generales, existen dos perspectivas: como el suministro de nutrientes afecta la productividad biológica y cómo los procesos dentro del ecosistema fluvial influyen en la cantidad de nutrientes que se transportan aguas abajo. Por lo que los procesos de transformación, almacenamiento y eliminación de nutrientes pueden ser importantes en la disponibilidad de elementos a gran escala (Levin *et al.*, 2001).

El nitrógeno es abundante en el ambiente como nitrógeno gaseoso (N_2), pero está unido al oxígeno (O_2), hidrógeno (H) o carbono (C), como el nitrato (NO_3), el amonio (NH_4) y el N orgánico que contiene N reactivo (Wetzel, 2001). Como consecuencia de la síntesis de fertilizantes nitrogenados, la quema de combustibles fósiles y el cultivo en gran escala de rubros agrícolas como las semillas de soja que tienen simbiontes microbianos fijadores de N, la fijación anual de N de fuentes antropogénicas ahora excede la fijación natural (Vitousek *et al.*, 1997).

En los ecosistemas acuáticos el nitrógeno suele estar en forma inorgánica: amonio (NH_4), nitrito (NO_2) y nitrato (NO_3) (Gijzen y Mulder, 2001). Estos iones pueden estar

presentes de manera natural en el agua como resultado de su movimiento o transformación a lo largo del ciclo biogeoquímico del nitrógeno. Sin embargo, a pesar de los altos niveles de nutrientes (Lovett *et al.*, 200), la producción primaria es generalmente bastante baja alrededor de $200 \text{ gCm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Lamberti y Steinman, 1997). En los últimos años, el aporte de nitrógeno derivado de la actividad antropogénica ha incrementado su concentración en las corrientes de agua de manera considerable, haciendo que estos procesos de transformación sean considerados como aspectos muy importantes para poder entender el funcionamiento de estos ecosistemas (Claros, 2012).

Las diferentes realidades histórico-sociales y de desarrollo económico, generan situaciones de conflicto al no hallar un equilibrio entre el progreso económico y el mantenimiento del medio ambiente (Parra, 1992). Las insuficientes políticas de saneamiento y las leyes de agua demasiado condescendientes con los niveles permisibles de contaminantes orgánicos e inorgánicos han tenido irrisorio éxito en paralizar el deterioro ambiental existente y la recuperación de los ambientes ya deteriorados (Jouravlev, 2004). Esto conlleva a la consecuente pérdida de la biodiversidad que en muchos casos no es conocida, especialmente en países del trópico y megadiversos como Ecuador.

Sin duda alguna, contribuciones que estén dirigidas a aumentar el conocimiento de los ciclos biogeoquímicos en ecosistemas fluviales, en este caso particular, de un proceso dentro del ciclo del nitrógeno (nitrificación) coadyuvaría a entender el funcionamiento de estos ríos en relación a la contaminación orgánica a la que están sometidos (Rodó, 2016). Yendo más allá, entender este proceso y encontrar patrones relacionados con los efectos de las actividades humanas permitiría a futuro incluir este tipo de medidas funcionales dentro del conjunto de indicadores útiles para la determinación de la calidad del agua, e integridad de ecosistemas de ríos (Hernández, 2009).

1.2. Justificación

Uno de los elementos en mayor abundancia en el planeta es el nitrógeno. El nitrógeno gaseoso (N_2) comprende aproximadamente el 78% de la atmósfera, pero este no está disponible como fuente de nitrógeno para la gran parte de organismos vivos. Su disponibilidad en los ecosistemas depende en gran medida de fuentes externas o ciclos internos de compuestos nitrogenados, en formas biológicamente disponibles (Vitousek, *et al.*, 1997). Además, el contaminante inorgánico más identificado en el agua subterránea es el nitrógeno disuelto en la forma de nitrato, debido a que es la forma más estable en la que puede encontrarse el Nitrógeno y su presencia en concentraciones no deseables (mayor a 45 mg/l) es potencialmente peligrosa en los sistemas acuíferos (Freeze y Cherry, 1979).

Resaltando, que el exceso de nitrógeno o la saturación de nitrógeno puede tener efectos negativos: como la pérdida de cationes de nutrientes y aumento de la acidez del suelo y del agua en los ecosistemas forestales (Vitousek, *et al.*, 1997) no obstante, los niveles en exceso pueden ser tóxicos para los humanos, el ganado y la vida silvestre (Chaney, 1989).

En la nitrificación, el primer paso, es el cambio de amoníaco (NH_3) a nitrito (NO_2) mismo que es realizado por organismos de dos dominios: Bacterias (géneros *Nitrosomonas* y *Nitrosococcus*) y *Archaea* (*phylum Creanarchaeota*). El segundo paso es el cambio de nitrito (NO_2) a nitrato (NO_3), el cual es conducido por bacterias del género *Nitrobacter* (Bock *et al.*, 1995).

Una amplia gama de hongos, actinomicetos, bacterias e incluso algunas algas pueden realizar estas transformaciones y pueden ser importantes en ciertas circunstancias, como en los suelos de coníferas de pH bajo donde se inhibe la nitrificación autotrófica (Bock *et al.*, 1995).

Sin embargo, nunca se ha demostrado que la nitrificación heterotrófica esté asociada con la producción o el aumento de energía y el proceso se describe como

un metabolismo endógeno o secundario (Prosser, 1898). De esta manera, la nitrificación heterótrofa se considera insignificante en comparación con la nitrificación autótrofa, porque solo pequeñas cantidades de NO se forman (Bock *et al.*, 1995).

El ciclo del N ha sido estudiado en muchos sistemas acuáticos, no obstante, los factores que controlan los procesos específicos dentro del ciclo del N siguen sin estar claros en ecosistemas tropicales. Por ejemplo, la nitrificación probablemente se produce en cierta medida en todos los sistemas de agua dulce, pero el control de las tasas de nitrificación es poco conocido (Hall, 1984; McGrath *et al.*, 2010). A pesar de la importancia de la nitrificación, pocos estudios han explorado los factores que regulan estos procesos en los ríos y este factor es considerado como un regulador clave, porque sirve para comprender la dinámica del nitrógeno en los ecosistemas de agua dulce (Strauss y Lamberti, 2000).

Por estas razones es importante entender el proceso de nitrificación y comprender el rol que tienen las biopelículas que se forman en los sustratos como rocas, sustratos no consolidados como fondos arenosos o fangosos, o palos y madera en los ríos.

Entender este proceso podría establecer líneas base para establecer normativa ambiental en el que se señale las tasas de nitrificación como parámetros de calidad del agua, además proporcionaría un marco de referencia para el estudio de la sucesión de los nutrientes y la dinámica de los ecosistemas, así como el diseño de políticas y estrategias de planificación y manejo sostenible de los recursos naturales.

1.3. Alcance

El presente trabajo pretende estudiar los efectos del enriquecimiento de nutrientes en los ríos sobre las tasas de nitrificación a escala de laboratorio. Estos serán

evaluados en ensayos de laboratorio usando sedimentos propios de cada río, para establecer las tasas de nitrificación en la interface agua-sedimento. Cada unidad experimental (erlenmeyer) contendrá al sustrato (sedimentos) y agua, caracterizada por grados diferentes de enriquecimiento por nutrientes: oligotrófico y eutrófico.

1.4. Objetivos

1.4.1 Objetivo General

Determinar los efectos del enriquecimiento de nutrientes y cambios de temperatura sobre las tasas de nitrificación usando biopelículas.

1.4.2 Objetivos específicos

Determinar las diferentes fracciones de nitrógeno en el agua durante el desarrollo de los ensayos.

Medir las tasas de nitrificación de los diferentes tratamientos experimentales con respecto a la temperatura en las biopelículas y su nivel de nutrientes.

Establecer una relación entre la temperatura y las tasas de nitrificación.

2. Capítulo II. Marco Teórico

2.1. Los ecosistemas fluviales andinos tropicales

En el Ecuador, las grandes cuencas Andino-Amazónicas albergan los ecosistemas fluviales andinos tropicales, como los ríos glaciares que son mucho menos numerosos y se originan en el deshielo de volcanes como el Cayambe, el Antisana, el Cotopaxi, el Chimborazo y el Altar (Moran, 2019). Los ríos de la zona altoandina drenan principalmente ecosistemas de páramo y su transición es hacia los bosques montanos (León *et al.*, 2017)

Es aquí donde nacen las cuencas hidrográficas que son un área delimitada por la línea divisoria o línea de cumbres, drenada por un curso de agua o por un sistema interconectado de cauces naturales considerado como una red hídrica (Monsalve, 1995).

2.2. Las biopelículas en sistemas andino tropicales

En los ecosistemas acuáticos se hallan las biopelículas que son importantes en muchos campos (Flemming, 1987; Blenkinsopp y Costerton, 1991; Marsh, 1995; Costerton *et al.*, 1999). Además, son principales focos de la capacidad de auto purificación de arroyos y ríos (Wuhrmann, 1974; Cazelles *et al.*, 1991; Grischek *et al.*, 1998; Pusch *et al.*, 1998) y son utilizadas en el tratamiento técnico de aguas residuales (Bryers y Characklis, 1990). Las biopelículas son abundantes en una multitud de ambientes acuáticos en los que cubren todo tipo de superficies solidas inorgánicas y orgánicas. Las biopelículas pueden ser definidas como microorganismos unidos a una superficie e incrustados en una matriz extracelular de sustancias poliméricas. Esta matriz es excretada por los mismos microorganismos y pueden enriquecerse con moléculas adsorbidas del agua circundante (Fischer, 2003)

Por lo tanto, es necesario determinar cómo funcionan las bacterias como miembros exitosos de estas comunidades interactuantes y como componentes en el medio ambiente (Caldwell, 1995). El desarrollo de las biopelículas es una sucesión de procesos que se pueden describir en cuatro pasos Figura 1 (Characklis, 1990; Marshall, 1996)

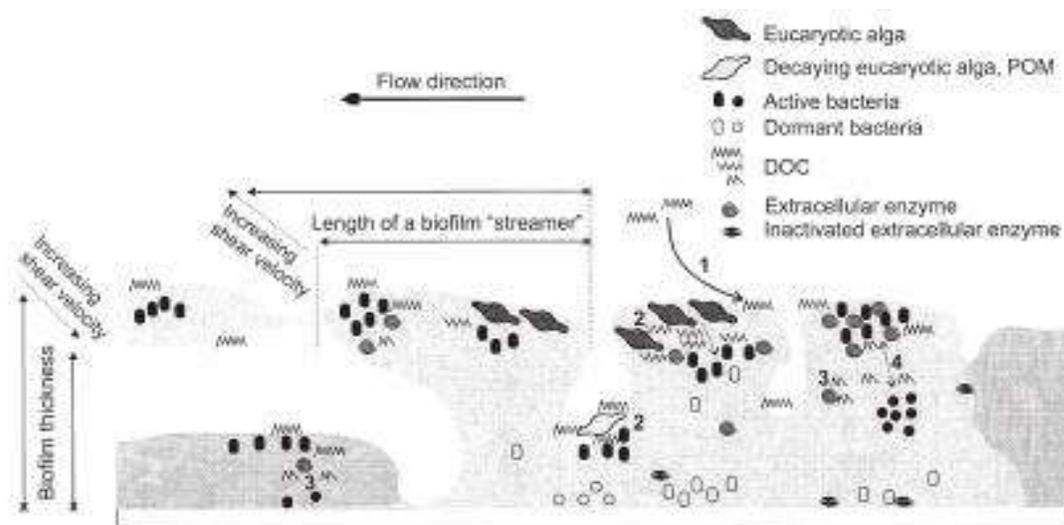


FIGURE 1 Diagrammatic representation of the structure and function of bacterial biofilms.
Figura 1. Representación de la estructura y función de las bacterias en las biopelículas.

Tomado de Fischer (2003)

Las biopelículas exhiben diferentes morfologías dependiendo del medio ambiente (Lock, 1993; van Loosdrecht *et al.*, 1995; Wimpenny y Colasanti, 1997; Stoodley *et al.*, 1999). En general, las biopelículas de laboratorio, con una o unas pocas especies de bacterias son más gruesas y menos densas con muchos nutrientes que en medios pobres en nutrientes, y son más delgadas, menos densas bajo velocidades de flujo altas que bajo velocidades de flujo bajas (van Loosdrecht *et al.*, 1995; Beyenal y Lewandowski, 2000)

Un modelo estructural y funcional de una biopelícula sobre un sustrato inerte en un sistema acuático (por ejemplo, en partículas de sedimento) exhibe un área de superficie ampliada con vacíos intersticiales y lagunas (deBeer *et al.*, 1994).

Beyenal y Lewandowski (2000) midió las difusividades locales efectivas de glucosa en una biopelícula artificial de tres especies utilizando microelectrodos polarizados catódicamente e integraron espacialmente las mediciones locales para dar un promedio de superficie de difusividades efectivas. Encontraron que las difusividades

relativamente efectivas aumentó en la concentración de glucosa y con una disminución en velocidades de flujo.

Adicionalmente, el aumento de la diversidad de especies puede proporcionar nichos espaciales y temporales no disponibles dentro de monocultivos o puede crear microambientes dentro de la biopelícula (Gieseke *et al.*, 2001; Whiteley *et al.*, 2001). De ahí, la necesidad de estudios de biopelículas a nivel comunitario en lugar de monocultivos, muy comunes en zonas andinas.

Las biopelículas tienen el potencial de desempeñar un papel importante en la retención y transformación de materia orgánica de la columna de agua en una escala de ecosistema. Los procesos relevantes: adsorción a la biopelícula y utilización bacteriana posterior: puede ocurrir en sistemas naturales de manera similar que en incubaciones de laboratorio. Procesos como la descomposición extracelular de macromoléculas orgánicas (Marxsen y Fiebig, 1993).

2.3. Los ríos y el ciclo del nitrógeno

Los ríos están naturalmente sujetos a una alta variabilidad espacial y temporal en las concentraciones de nutrientes y esta variación es la que probablemente afecta la distribución de microorganismos que interactúan en los procesos del ecosistema (Kemp y Dodds, 2002).

El metabolismo en los ecosistemas de ríos a menudo depende de las entradas de materia orgánica alóctona. Ciertas transformaciones en el ciclo del nitrógeno (por ejemplo, desnitrificación, amonificación y nitrificación) están estrechamente acopladas entre sí por la disponibilidad y metabolismo del carbono orgánico (Strauss y Lamberti, 2002).

Para determinar la cantidad de nutrientes es importante cuantificar la concentración de clorofila, ya que se utiliza para estimar en forma indirecta la biomasa de las comunidades de micro algas, debido a que es el principal pigmento fotosintético presente en las algas (Gregor y Marsálek, 2004). Según la definición del estado trófico y eutrofización en ríos, para incluir componentes tanto autótrofos como

heterótrofos; por lo tanto, hay un “estado heterotrófico” y un “autotrófico”. El estado heterotrófico se puede definir como la actividad metabólica del río (típicamente medida como demanda promedio de O₂ (respiración durante periodos oscuros). El estado autotrófico es la producción primaria bruta (GPP) durante los periodos de luz, generalmente medido como producción (Dodds, 2006). La delineación del estado heterotrófico y autótrofo en aguas fluidas fue iniciada por Odum (1956). Para la caracterización del estado autotrófico de los ríos se considera el N y P total de la columna del agua, Dodds *et al.*, (1998) considera el nitrógeno total, fosforo total y clorofila bentónica.

Tabla 1.

Caracterización del estado trófico.

Nutriente	Estado autotrófico	Concentración (mg m ⁻³)		Casos excedentes 100 mg m ⁻² (%)	
		Smith <i>et al.</i> , 2003	Dodds y Oakes 2004	Media clorofila	Máxima Clorofila
N Total	Bajo	285	370	7	27
	Alto	714	659	10	29
P Total	Bajo	29	23	5	17
	Alto	71	48	13	25

Tomado de Dodds (2006)

Los atributos generales del ciclo del N se han estudiado en muchos sistemas acuáticos, pero los factores que controlan los procesos específicos dentro del ciclo del N siguen sin estar claros. Por ejemplo, la nitrificación (la oxidación de amonio, NH₄, a nitrato NO₃) probablemente se produce en cierta medida en todos los sistemas de agua dulce, pero el control de las tasas de nitrificación es poco conocido (Hall, 1984).

En las transmisiones, el bentos representan un sumidero biótico potencialmente importante para nutrientes debido a la absorción y transformación de las tasas lo que controla el movimiento y la extracción del N en el flujo del río (Kemp y Dodds, 2002).

2.4. Nitrificación

El proceso de nitrificación es casi omnipresente si las condiciones ambientales de temperatura y pH, son adecuados y los dos sustratos esenciales, oxígeno y NH_4 están presentes. Se ha hipotetizado que varias variables influyen sobre la actividad de las bacterias nitrificantes y las tasas de nitrificación que incluyen: disponibilidad de NH_4 y competencia de NH_4 (Riha *et al.*, 1986), pH (Sarathchandra, 1978), temperatura (Paul y Clark, 1989), concentración de oxígeno (Stenstrom y Poduska, 1980) y disponibilidad y calidad de carbono orgánico (Verhagen y Laanbroek, 1991; Strauss y Lamberti, 2002).

Los factores que regulan la nitrificación son parte integral de la función del ecosistema y por lo tanto de la eutrofización y problemas de salud relacionados a las concentraciones elevadas de NO_3 en aguas dulces porque la nitrificación es fundamental para la acumulación y pérdida de NO_3 (DeLaune *et al.*, 1991).

Por lo tanto, los ciclos biogeoquímicos de los ecosistemas, incluyen muchos procesos que pueden añadir o remover el N como: desnitrificación, fijación, deposición, fertilización y la volatilización de amonio (Tamm, 2012).

2.5. Cuantificación de la nitrificación

De los métodos conocidos para medir la nitrificación, se mencionan el método de bloque de clorato (Belser y Mayes 1980) y el método de nitrapirina (Hall 1984). El método de nitrapirina se elige sobre el método del bloque de clorato porque este último ha demostrado ser inexacto cuando las tasas de nitrificación son altas (Hynes y Knowles 1983).

La nitrapirina (2-cloro-6- [triclorometil] -piridina) inhibe la función de la enzima AMO (amonio monooxigenasa) y por lo tanto inhibe la oxidación de amonio. La nitrapirina

no afecta significativamente la comunidad microbiana restante porque la biomasa microbiana total y las tasas de respiración microbiana no se ven afectadas por las adiciones de nitrapirina a los suelos (Bauhus *et al.*, 1996). Sin embargo, se sabe que la nitrapirina inhibe la actividad metano trófica (Roy y Knowles 1995). Además, debido a que la nitrapirina es insoluble en agua, un solvente como el dimetilsulfóxido (DMSO) debe usarse como vehículo (Powell y Prosser 1985).

Teniendo en cuenta que los ríos y quebradas están naturalmente sujetas a una alta variabilidad espacial y temporal en las concentraciones de nutrientes, y es probable que esta variación afecte la distribución de organismos y las tasas de transformación y exportación de elementos (IPCC, 2007).

Por lo que para este estudio se ha planteado la siguiente hipótesis, que determina que las biopelículas son más eficientes en cuanto al proceso de añadir o remover el N dentro de su ciclo de vida en un rango de temperatura más alto y además que otras variables influyen sobre la actividad de las bacterias nitrificantes y las tasas de nitrificación.

3. Capítulo III. Metodología

3.1. Características del sitio de estudio

La Cuenca Alta del río Guayllabamba, ubicada en la zona altoandina en la provincia de Pichincha, en la que se establecieron seis puntos de muestreo en los ríos: Alambí, Pichán y La Sierra que pertenecen a la subcuenca del río Alambí que nace de las faldas del Rucu Pichincha; mientras los ríos Ayahurco, Zambache y San Pedro que pertenecen a la subcuenca del río San Pedro que nace al Sur Occidente de la hoya de Quito y recibe sus aguas de afluentes que nacen en los Illinizas, Corazón, Atacazo, la Viudita, el Rumiñahui y el Pasochoa (FONAG, 2006).

Debido a la naturaleza de los impactos humanos sobre los ríos de la región cercana a Quito se determinó que el enriquecimiento de nutrientes era una condición a tomar

en cuenta para la selección de los sitios. Es así que, con una caracterización inicial con base en las concentraciones de amonio como *proxy* del enriquecimiento de nutrientes, se separaron las localidades con altas ($0,36 \text{ mg NH}_4\text{-N. L}^{-1}$) y bajas concentraciones ($0,061 \text{ mg NH}_4\text{-N. L}^{-1}$) de amonio (NH_4), esta caracterización inicial se llevó a cabo con un muestreo de 12 ríos con medición de amonio y conductividad eligiendo los tres valores más altos y los tres más bajos (Anexo 1).

La clasificación de orden del río se estableció bajo el método de Strahler (Gordon *et al*, 2004), usando el programa *ArcMap* 10.5, después de la formación de la red hídrica de la Cuenca Alta del río Guayllabamba.

De esta manera se pudo asignar el orden del río y la cantidad de amonio leída, puesto que para la medición de valores muy bajos de amonio se consideró que no se cuenta con la instrumentación, los tres primeros ríos poco enriquecidos y los 3 ríos siguientes muy enriquecidos (Figura 3) y (Figura 4) respectivamente.

La altitud también fue un factor controlado. Todos los sitios estuvieron entre 2500 a 3000 msnm (Tabla 1), debido a que se ha tomado a los 2500 msnm como límite inferior de la zona altoandina tropical del estudio, por ser la altitud aproximada donde se produce la transición entre la zona andina y las zonas del litoral y amazónica (Pourrut, 1995; Jacobsen, 2008) que están por debajo de los páramos. Estos rangos de altitudes corresponden a donde se encuentra la zona mas urbanizada de Quito y sus zonas agrícola-ganadera mas extensivas e intensivas.

Tabla 2.

Ubicación geográfica y orden de los ríos del área de estudio.

Localidad	Altitud	Latitud	Longitud	Orden del río ¹
Alambí	2671	-0.07013	-78.59324	3
Pichán	2700	-0.06286	-78.57941	1
La Sierra	2494	-0.07041	-78.60748	2
Ayahurco	2784	-0.42979	-78.55754	2

Zambache	2660	-0.40755	-78.52874	2
San Pedro	2659	-0.40985	-78.53078	4

¹ Según Strahler (1964)

En cada una de las seis localidades estudiadas en el presente trabajo, se escogió un tramo del río entre 30 a 50 m y en él se tomaron las muestras de agua y sedimentos. Los lugares seleccionados se definieron en campo, siendo muy importante la facilidad de acceso que presentaron los puntos previstos.

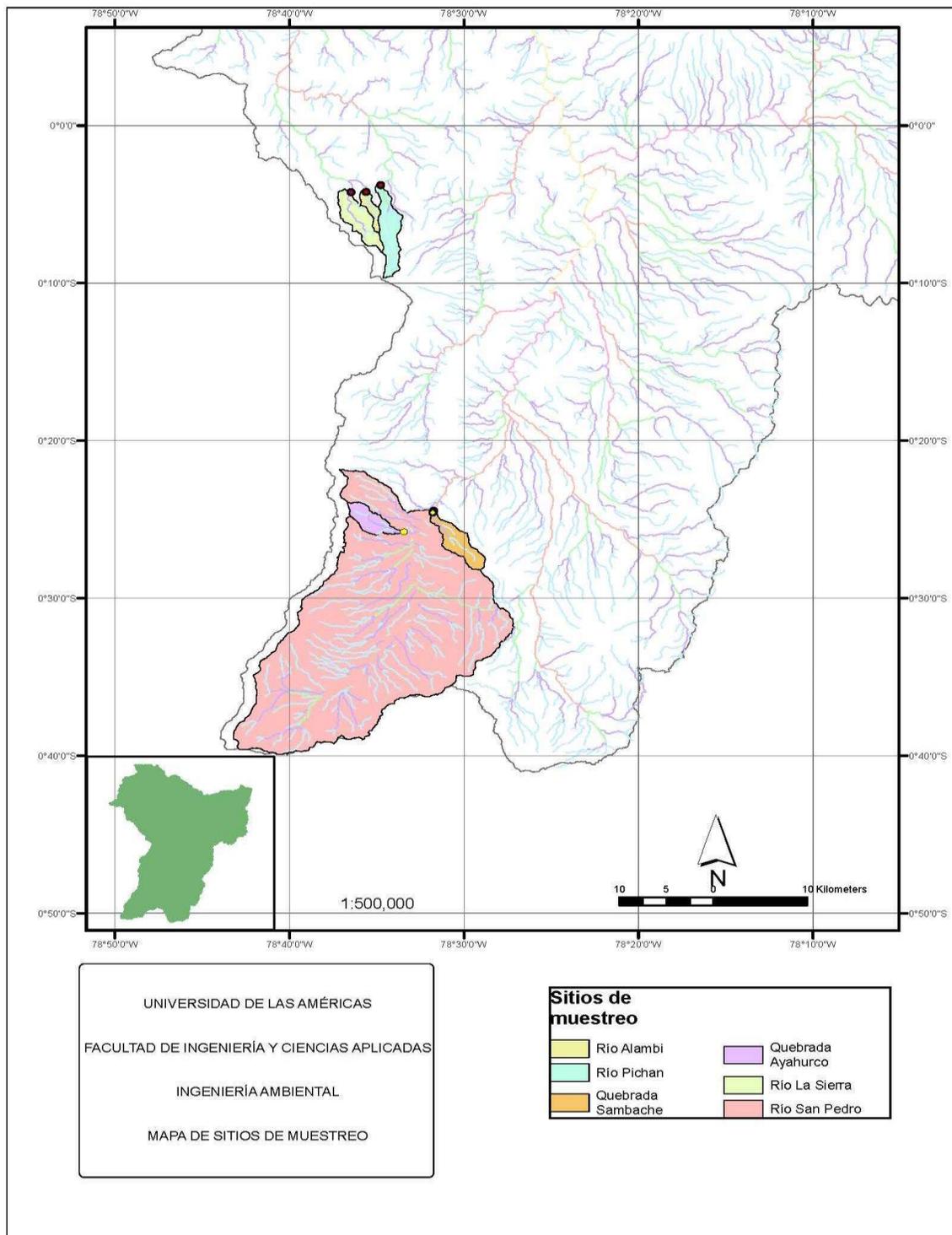


Figura 2. Ubicación de los sitios de estudio dentro de la Cuenca Alta del Río Guayllabamba.

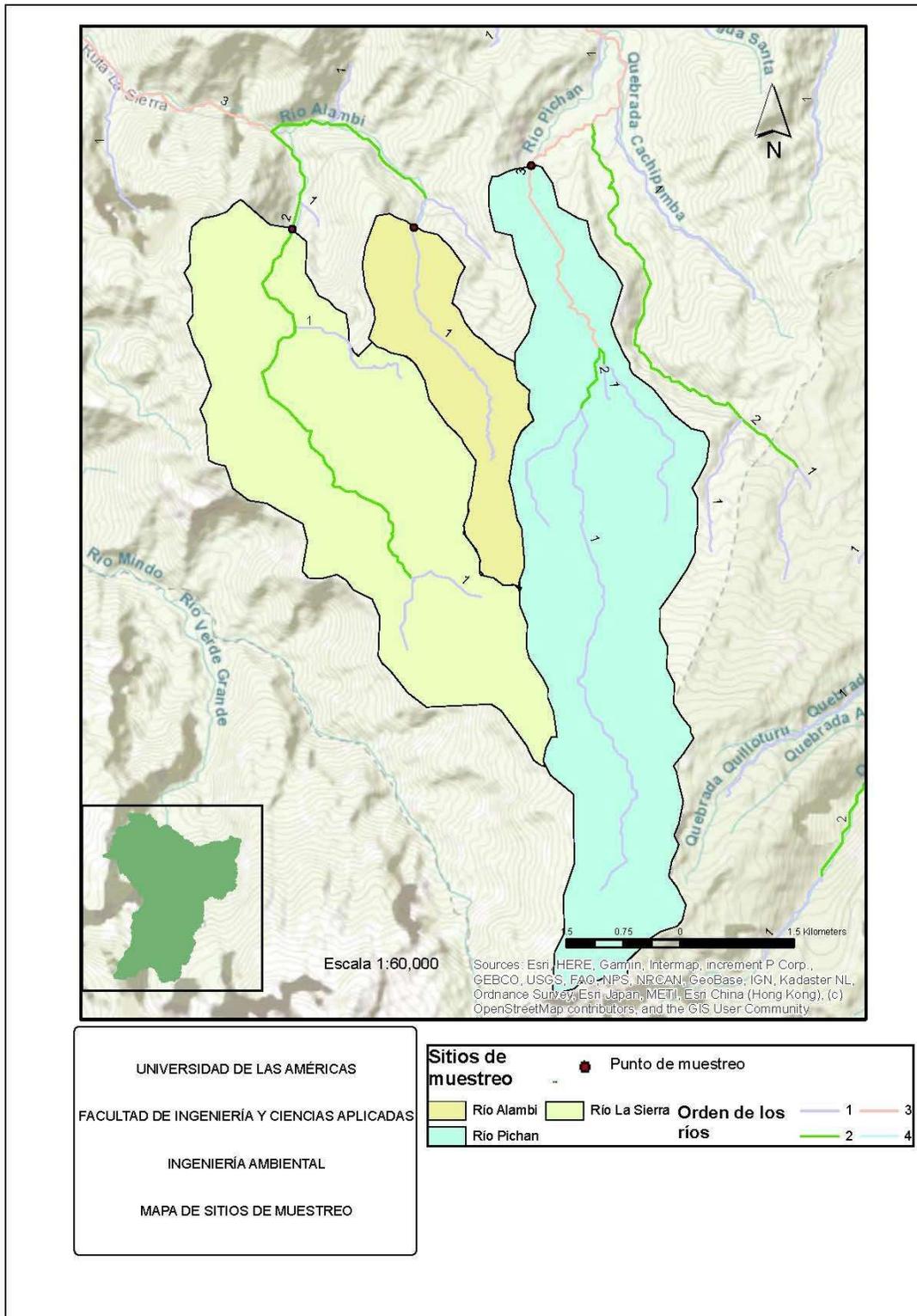


Figura 3. Ubicación de puntos de muestreo en la Subcuenca del Río Alambi

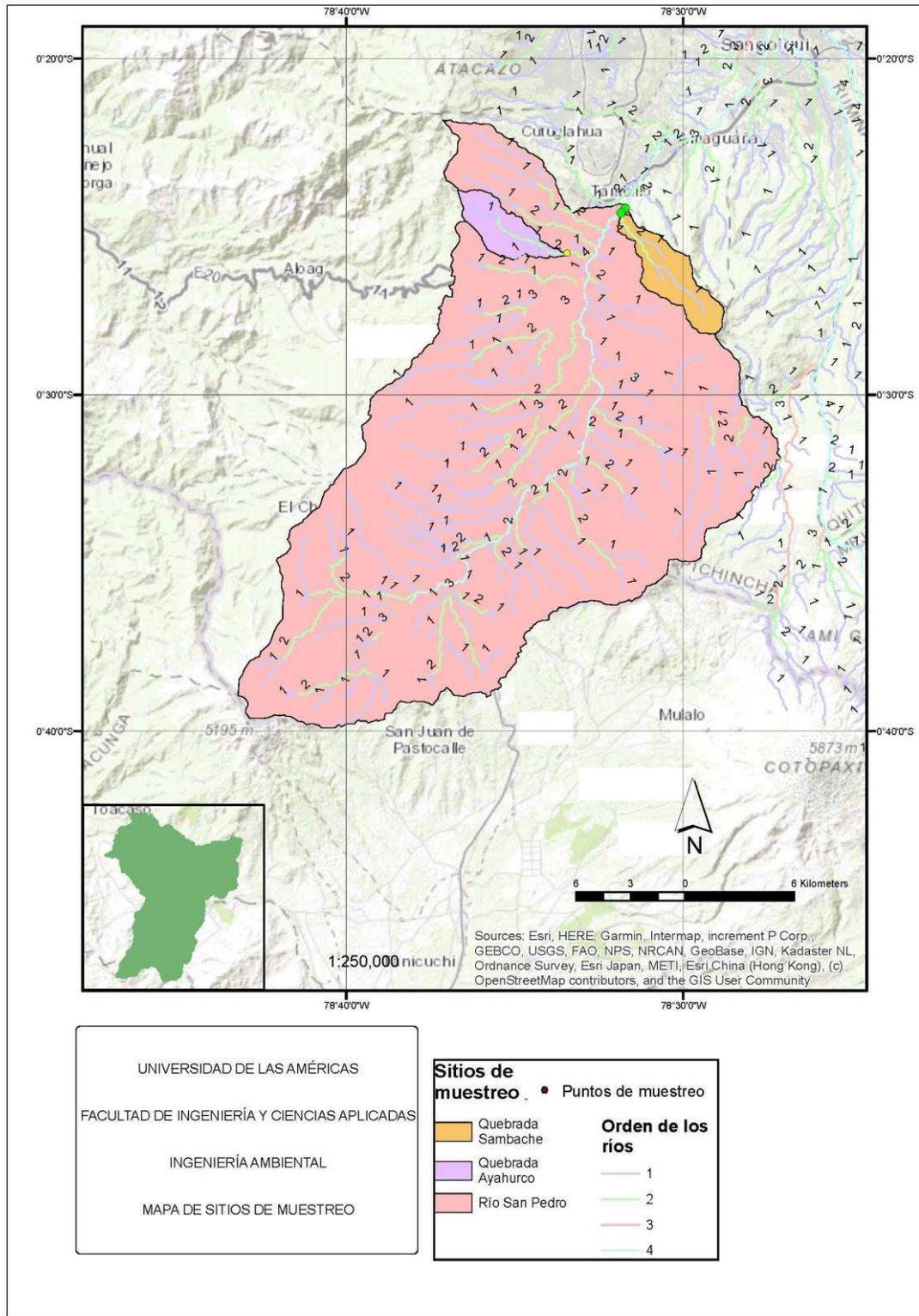


Figura 4. Ubicación de los puntos de muestreo de la subcuenca del río San Pedro

3.2. Medidas Físico-químicas del agua

3.2.1. Medidas *in situ*

Se midieron parámetros *in situ* como caudal, el cual fue medido al final del procedimiento de muestreo debido a que su medición puede alterar las condiciones físico-químicas del agua. Esta medición se realizó a través de la estimación de la velocidad de la corriente y la profundidad a lo largo de un perfil transversal al flujo del río utilizando la sonda de flujo *Global Water*, (Método velocidad-área), dividiendo al río en secciones iguales (20 cm) en una profundidad de 60% hasta la estabilización de la medida, tomando el promedio como medida final, se optó por la no medición del caudal en el río San Pedro, por presentar caudales muy altos, lo que ponía en riesgo la seguridad del equipo de trabajo.

El oxígeno disuelto (OD) en porcentaje y concentración, la temperatura y la conductividad se midieron empleando el conductímetro - pHímetro YSI Pro 1030 (YSI, Yellow Springs Instruments) y el equipo YSI Pro ODO (YSI, Yellow Springs Instruments).

Por último, se tomaron una sola vez puntos GPS de las estaciones, datos de cobertura de dosel utilizando un densiómetro en tres puntos del río (principio, medio y final de la sección tramo) realizando cuatro lecturas por posición, en dirección río arriba, río abajo, margen izquierdo y margen derecho, se registraron los valores y se promediaron para obtener un solo valor, para luego multiplicarlo por la constante o factor 1.04 (propia del instrumento).

3.2.2. Calidad de bosque de ribera (QBR-And)

Los ecosistemas fluviales se midieron a través del cálculo del índice QBR, el que analiza el estado de la zona de ribera en un ecosistema acuático (Pardo *et al.*, 2002). Y para la evaluación del mismo usamos la adaptación a Los Andes propuesto por (Acosta *et al.*, 2009) para poder visualizar la tendencia del bosque en cada río (Anexo 1), se realizó una observación en aproximadamente 60 metros lineales en

cada localidad, llenando la información en hojas de campo a través de un análisis visual.

Este índice es calificado en cuatro aspectos mismos que tiene puntajes de 0, 5, 10 y 25, para cada apartado respectivamente (Acosta *et al.*, 2009). Se realiza al final la sumatoria de las cifras establecidas para cada bloque determinando así la calidad de bosque de ribera para cada punto de muestreo (Tabla 5).

Tabla 3

Rangos de calidad de la vegetación de ribera, índice QBR-And.

NIVEL DE CALIDAD	QBR-And
Vegetación sin alteraciones, calidad muy buena, estado natural.	≥ 96
Vegetación ligeramente perturbada, calidad buena.	76-96
Inicio de alteración importante, calidad intermedia.	51-75
Alteración fuerte, mala calidad	26-50
Degradación extrema, calidad pésima	≤ 25

Tomado de (Acosta *et al.*, 2009)

3.2.3. Evaluación de la calidad del hábitat fluvial (IHF)

Este índice fue usado para determinar la calidad del hábitat según lo propuesto por (Pardo *et al.*, 2002) debido a su fácil aplicación en ríos alto andinos (Anexo 2), el cual ha sido aplicado para la zona de estudio en todos sus apartados para al final ser sumados y establecer la valoración del índice que va de 0 a 100 puntos, en un rango longitudinal de 100 m aproximadamente.

Tabla 4

Rangos de calidad del índice de hábitat fluvial, índice IHF.

RANGO DE CALIFICACIÓN	CALIFICACIÓN
≥ 60	Adecuado

40-60	Con limitaciones
≤40	Limitado

Tomado de (Pardo et al., 2002)

3.2.4. Análisis en laboratorio

Las muestras de agua para las mediciones en laboratorio fueron recolectadas en botellas de vidrio y plásticas y fueron refrigeradas con hielo hasta su llegada al laboratorio, para la determinación de parámetros físico-químicos del río. Conjuntamente con las muestras de sedimentos que se recolectaron en fundas *ziploc*, para ambos casos estas alícuotas se tomaron en tres puntos a lo largo del tramo del río seleccionado en cada localidad.

En laboratorio se procedió con la medición de nutrientes del agua y otros parámetros usando métodos estándar. En el laboratorio ambiental de la Dirección de Investigación de la UDLA se determinó amonio, nitritos, nitratos, nitrógeno total, fosfatos, fósforo total, DQO, DBO5, cloruros, sulfatos, aceites y grasas, dureza y alcalinidad mediante los métodos estandarizados (Tabla 3) en la *American Public Health Association* (APHA).

La textura de sedimentos se realizó por granulometría separando arenas, grava y fangos (arcillas + limos) a través de dos tamices de 2000 μm y 63 μm en peso seco y la clasificación mediante la metodología de Shepard (1954) utilizando el programa *SEDCLASS* que evalúa el tamaño del grano y su distribución en la escala de Wentworth (1922).

La clorofila-a y materia orgánica en rocas y sedimentos se determinó siguiendo la extracción con etanol caliente y medición espectrofotométrica para los pigmentos y pérdida por ignición para la materia orgánica (Hauer y Lamberti, 2007).

Tabla 5.

Parámetros fisicoquímicos analizados

PARÁMETROS	PROTOCOLO
Nitritos	Espectrofotometría UV/VIS (4500-NO ₂) ¹
Nitratos	Espectrofotometría UV/VIS, (4500-NO ₃) ¹
Nitrógeno total	Método Kjeldahl
Fosfatos	Espectrofotometría UV/VIS, (4500-P) ¹ Método del ácido ascórbico
Amonio	Espectrofotometría (4500 NH ₃) Método del fenato
Cloruros	Titulación Método argentométrico (17204) ²
DQO	Espectrofotometría (08303) ²
DBO	Test DBO 5 días OxiTop ³
Alcalinidad	Titulación 2320 B
Color	Nanocolor UV/VIS
Turbidez	Nanocolor UV/VIS
Dureza	Método Volumétrico con EDTA
Clorofila a	Método fluorométrico
Fosforo total	Espectrofotometría UV/VIS, (4500-P) ¹ Método del ácido ascórbico
Aceites y grasa	5520 B, 5520C, 5520 F ²

¹ Tomado de *American Public Health Association*, 2017.

² Tomado de Dirección Nacional de Medio Ambiente de Colombia, 2017.

³ Tomado de Manual *OxiTop*, 2006.

3.3. Medición de la concentración de clorofila a

Se realizó la medición de clorofila en sedimentos y rocas, de los ríos mencionados de la cuenca alta del río Guayllabamba, en los puntos seleccionados, ya que se

utiliza para estimar en forma indirecta la biomasa de las comunidades de micro algas, debido a que es el principal pigmento fotosintético presente en las algas (Gregor y Marsálek, 2004)

3.3.1. Clorofila en rocas

Para la medición de clorofila en rocas se extrajo la muestra a través de un raspado de la cara superior de cinco rocas por sitio con ayuda de un cepillo y agua destilada, registrando el volumen final y luego contabilizando su área delimitando la misma cara con papel aluminio y luego digitalizándola con el programa *ImageJ* (Rasband, 1997).

Este método de medición consistió en la filtración de un volumen de muestra entre 50 a 500 ml según la cantidad de material en la muestra, a través de un filtro de fibra de vidrio de 0.7 μm de apertura nominal (equivalente Whatman GF/F), que posteriormente fueron colocados en oscuridad a una temperatura de (-20°C). Posteriormente se extrajo la clorofila-a con un volumen de 10 ml de etanol a 90%, cubriendo completamente el filtro con el solvente, que fue calentado en baño térmico a 75°C y luego medido mediante espectrofotometría después de ser clarificado a través de decantación mediada por centrifugado a 3000 rpm por 10 minutos (modificado de Hauer y Lamberti, 2007).

3.3.2. Clorofila en sedimentos

En sedimentos se tomaron muestras por triplicado utilizando una caja Petri de 23.75cm² y con ayuda de una espátula para la determinación de clorofila-a y materia orgánica por cada río, la cual no fue expuesta a la luz del sol (por lo que se cubrió con papel aluminio y posterior a esto fue refrigerada a -20 °C).

La mitad de esta muestra se utilizó para la medición de materia orgánica y la otra mitad para la cuantificación de clorofila- a.

Este método de medición consistió en la colocación de la mitad de la muestra en tubos cónicos para centrifuga Falcón de 50 ml, para posteriormente realizar la

extracción de la clorofila-a con un volumen de 10 ml de etanol a 90%, cubriendo completamente el sedimento con el solvente, que fue calentado en baño térmico a 75°C y luego medido mediante espectrofotometría después de ser clarificado de la misma manera que para las muestras de rocas. Se aplicó la siguiente fórmula (Steinman *et al.*, 2017), para la cuantificación de clorofila en ambos casos:

$$\text{clorofila} \propto \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{cm}^2} \right) = 29.6 \frac{(E_{664b} - E_{665a}) \times V_{ext}}{\text{área del sustrato (cm}^2) \times L}$$

Donde:

E_{664b} : [(Absorbancia de la muestra a 664 nm – Absorbancia del blanco a 664 nm)– (absorbancia de la muestra a 750nm – absorbancia del blanco a 750 nm)] antes de la acidificación.

E_{665a} : [(Absorbancia de la muestra a 665 nm – Absorbancia del blanco a 665 nm) – (Absorbancia de la muestra a 750 nm – Absorbancia del blanco a 750 nm) después de la acidificación.

V_{ext} : Volumen del etanol al 90% al usado en la extracción (ml)

29.6: Corrección de absorbancia

L : longitud de la luz a través de la cubeta (cm)

3.4. Medición de materia orgánica

Para medir la materia orgánica se siguió el protocolo de la determinación de la pérdida de peso por ignición. Debido a que el LOI (*Loss on ignition*) por sus siglas en inglés, la cual es una metodología empleada para determinar el contenido de materia orgánica (Dean, 1974; Bengtsson y Enell, 1986).

En una primera reacción, la materia orgánica es oxidada a 500°C, emitiendo CO₂ y ceniza, pesando el sedimento antes y después de ser calcinado. Esta pérdida de peso está estrechamente relacionada con el contenido en materia orgánica (Dean *et al.*, 1974).

3.4.1. Materia orgánica en sedimentos

Con la mitad de sedimentos de la caja Petri (11.88cm²), se colocó en crisoles previamente preparados y luego en la estufa por 48 horas, posterior a esto se registró su peso seco y se procedió a emplear la metodología mencionada anteriormente durante 3 horas en la mufla.

3.4.2. Materia orgánica en rocas

Con el perifiton raspado de las rocas se colocó una alícuota del volumen total del raspado de rocas en crisoles previamente preparados y se los colocó en la estufa por 48 horas, posterior a esto se registró su peso seco y se procedió a emplear la metodología mencionada anteriormente durante 3 horas en la mufla.

3.5. Índice Autotrófico

Este índice es la relación entre biomasa total de perifiton y clorofila *a*, se calcula a partir de la siguiente fórmula propuesta por (Steinman *et al.*, 2017):

$$AI = \frac{AFMD \left(\frac{mg}{cm^2}\right)}{clorofila\ a \left(\frac{mg}{cm^2}\right)}$$

AFMD (mg/cm²): materia orgánica de perifiton

3.6. Tasas de nitrificación

La cuantificación de la nitrificación con medición con precisión de las tasas brutas de nitrificación, que las mediciones puedan realizarse dentro del campus de la Universidad de Las Américas; ser modificable para probar los efectos del tratamiento; y permitir eficiente y oportuno procesamiento de una gran cantidad de muestras.

Se realizaron dos experimentos para examinar la respuesta de nitrificación a temperaturas variables; la primera temperatura característica del río y la segunda a 28°C promoviendo mayor actividad microbiana. Cada ensayo examinó la respuesta de nitrificación al medir amonio en las unidades experimentales a través del método del fenato (Solórzano, 1969; APHA, 1995).

La medición de las tasas de nitrificación (usando el método de nitrapirina) es hecho usando dos matraces erlenmeyer, cada uno contendrá agua y sedimento. En el primer matraz, la nitrificación no fue inhibida y recibió DMSO solo como control. Y el segundo matraz, la nitrificación fue inhibida por la adición de nitrapirina disuelta en DMSO.

La medición se realizó después de 72 horas de incubación (Strauss y Lamberti, 2002) donde los erlenmeyer estuvieron cubiertos con papel aluminio y fueron incubados en la oscuridad a diferentes grados de temperatura, la primera temperatura característica de los ríos y la segunda a 28°C, por 72 horas en el agitador orbital con temperatura controlada (T1) y una incubadora con agitador orbital (T2) a una velocidad de 100 rpm.

Se usaron 25 mL de sedimentos, 90 ml de agua de río, y respectivamente 5 ml de DMSO (Dimetil Sulfoxido) o Nitrapirina+DMSO en matraces erlenmeyers de 250 ml. Las tasas de nitrificación en estos ensayos fueron calculadas como la diferencia en la concentración de NH_4^+ entre las muestras de DMSO+nitrapirina y control (solo DMSO) de acuerdo a la siguiente ecuación, propuesta por Kemp y Dodds, (2002):

$$\text{nitrificación} = \frac{\left(\frac{C_n - C_c}{g}\right)}{t}$$

Donde:

C_c es la concentración final NH_4^+ de las unidades experimentales con DMSO+nitrapirina,

C_n es la concentración final NH_4^+ de las unidades experimentales control (solo DMSO),

g es mL de sedimento del substrato,

t es el tiempo.

3.7. Análisis estadístico

Se realizó una correlación de Spearman con el programa *Past* para conocer la relación entre las tasas de nitrificación con las variables físico-químicas y su significancia.

Además, para detectar las diferencias entre las tasas de nitrificación a diferentes temperaturas y concentración de nutrientes se utilizó un análisis de varianza de dos vías (ANOVA) usando el software *InfoStat* (InfoStat, 2008). Donde se estableció que las variables independientes fueron la concentración de nutrientes y la temperatura, con cada agua de río, se aplicó esta distribución para cada ensayo con 4 repeticiones.

Este trabajo de investigación fue realizado en el marco del proyecto: Metabolismo Fluvial, dirigido por José Vicente Montoya y financiado por la Universidad de Las Américas, Ecuador.

4. Capítulo V. Resultados

4.1. Caracterización de las localidades

La caracterización a través de las variables fisicoquímicas así como hidromorfológicas analizadas presentan valores diferentes entre las localidades (Tabla 6). De los seis puntos de muestreo, en la que se señalan entre los datos obtenidos en campo el rango altitudinal que va desde los 2494 a 2784 msnm y el orden de cada río en los sitios de muestreo.

Las medidas *in situ*, presentaron valores de conductividad eléctrica (CE) más altos en los sitios más enriquecidos existiendo una relación lineal significativa ($F=593.11$ $p<0.0001$) entre la CE y las localidades: San Pedro, Sambache y Ayahurco con valores que oscilan entre 231.60 a 715.7 uS/cm y los valores más bajos de los ríos poco enriquecidos Alambí, Pichán y La Sierra en un rango de 114.5 a 176.06 uS/cm,

el caudal de estos sitios estuvo en un rango entre 0.028 a 0.572 m³s⁻¹, y el rango de pH>7 considerando a la mayoría de los sitios con un pH básico.

Estos ríos presentan valores cercanos en cuanto a oxígeno disuelto en un rango de 6.89 a 7.58 mg/L existiendo una relación lineal significativa (F=3.39, p=0.0386), mientras la temperatura (F=34.68, p<0.0001) es mucho más alta en los ríos de la subcuenca del San Pedro mostrando valores de 15.77 a y 13.87°C a diferencia de los ríos de la cuenca del río Alambí, que oscilan en rangos de 10.87 a 12.93°C respectivamente. El porcentaje de cobertura de dosel denota, que a excepción de San Pedro (30.02%), todas las otras localidades presentan valores mayores a 50%.

Tabla 6.

Valores promedio (±error estándar) de las variables medidas in situ en las diferentes localidades.

	Alambí	Pichán	La Sierra	Ayahurco	Sambache	San Pedro
Caudal m ³ s ⁻¹	0.408	0.374	0.572	0.028	0.213	NA
Cobertura de dosel (%)	63.4	70.48	54.5	69.67	92.75	30.02
pH	7.73	6.94	7.43	7.5	7.84	8.3
SVT mg.l ⁻¹	0.87 (0.23)	0.47 (0.12)	0.93 (0.50)	3.93 (1.27)	4.00 (1.56)	3.87 (1.80)
SST mg.l ⁻¹	3.00 (0.53)	3.93 (0.42)	3.93 (0.50)	10.07 (0.31)	4.33 (3.23)	11.33 (8.24)
T °C**	10.87 (0.49)	12.93 (0.61)	13.87 (1.00)	11.13 ±0.15	15.77 (0.15)	13.70 (39.00)
DO [] mg.l ⁻¹ *	7.58 (0.65)	6.89 (0.03)	7.55 (0.17)	6.90 (0.31)	7.50 (0.03)	7.42 (0.04)
Conductividad (uS cm ⁻¹)**	118.30(4.66)	176.03(2.76)	114.47(1.12)	231.60(2.88)	305.93(0.68)	715.6(39.0)

** Significativo a 0,005 p

* Significativo a 0,005 p

Los detalles de los análisis post-hoc LSD están los anexos: 13, 14, 15.

Para la calidad de bosque de ribera y hábitat fluvial, las variabilidades de los índices en las estaciones seleccionadas se detallan a continuación. Para QBR (F=12.81, p=0.0373) los valores del índice se distribuyeron de la siguiente forma en la microcuenca del Alambí los ríos: Alambí. “calidad buena” (QBR>76-96), Pichán y La Sierra “calidad intermedia” (QBR>51-75), mientras en la microcuenca del San Pedro los ríos: Ayahurco, Sambache, San Pedro “mala calidad” (QBR>26-50). IHF, pese

a que no es significativo coadyuva a la relación con el índice QBR, los valores de este índice fueron 66 para Alambí, 58 Pichán, 64 La Sierra, 61 Ayahurco, 57 Sambache, 57 San Pedro; los componentes de este índice corresponden a regímenes de velocidad/profunda, frecuencia de rápidos, diversidad de sustrato, Sambache y San Pedro en general puntuaron más bajo debido al porcentaje de cubierta vegetal (ver Tabla 7).

Los valores de los diferentes índices aplicados se muestran en el anexo 2 y 3, así como las puntuaciones de referencia obtenidos de acuerdo al protocolo en las tablas 3 y 4 respectivamente, mientras los detalles de los análisis post-hoc LSD en el anexo 16.

Tabla 7

QBR e IHF obtenidos en las estaciones de muestreos.

	IHF	CALIFICACIÓN IHF	QBR*	NIVEL DE CALIDAD And
Alambí	66	Adecuado	80	Vegetación ligeramente perturbada, calidad buena.
Pichán	58	Con limitaciones	70	Inicio de alteración importante, calidad intermedia.
La Sierra	64	Adecuado	60	Inicio de alteración importante, calidad intermedia.
Ayahurco	61	Adecuado	45	Alteración fuerte, mala calidad.
Sambache	57	Con limitaciones	40	Alteración fuerte, mala calidad.
San Pedro	57	Con limitaciones	30	Alteración fuerte, mala calidad.

* Significativo a 0,005 p

Los parámetros medidos en laboratorio (Tabla 8), muestran las tasas de DBO₅ (F=150.65, p<0.0001) de los ríos del primer grupo menos enriquecido en un rango de 0.33 a 3.0 mgO₂.l⁻¹ versus el segundo grupo de más enriquecidos que se

encuentra en rangos de 4.0 a 43.0 mgO₂.l⁻¹ Mientras los valores de DQO (F=139.34, p<0.0001) fluctúan entre 9.43 a 63.65 mgO₂.l⁻¹ siendo los valores más altos en San Pedro y Ayahurco. La mayor concentración de aceites y grasas (p=0.027) se registró en la quebrada Sambache con un valor de 9.74 mg/l, mientras los otros sitios oscilaron entre 0.1 a 0.8 mg.l⁻¹.

Tabla 8.

Parámetros físico químicos medidos en laboratorio (±1ES) de cada sitio de estudio.

	Alambí		Pichán		La Sierra		Ayahurco		Sambache		San Pedro	
Color UPC	24.67	±21.07	19.00	±11.26	12.47	±0.06	25.33	±22.23	32.33	±34.35	20.33	±13.57
Turbidez NTU	2.00	±1.00	1.67	±1.15	0.97	±0.06	4.67	±1.53	2.00	±1.00	7.00	±6.93
Nitritos mg/l *	0.01	±0.01	0.06	±0.01	0.01	±0.00	0.05	±0.01	0.09	±0.06	0.02	±0.01
Nitratos mg/l **	2.00	±0.13	1.23	±0.09	0.78	±0.32	1.39	±0.04	2.35	±0.17	2.91	±0.12
Nitrógeno total **	1.33	±1.11	2.31	±1.11	1.82	±0.73	1.33	±0.42	2.06	±0.84	5.22	±0.42
Amonio mg/l	0.05		0.08		0.06		0.35		0.36		0.37	
Fosfatos mg/l	0.08	±0.06	0.12	±0.20	0.06	±0.02	0.15	±0.02	0.14	±0.01	0.26	±0.01
DBO5 mgO2/l **	0.33	±0.58	3.00	±1.73	0.33	±0.58	7.67	±4.93	3.33	±0.58	42.67	±1.15
DQO mgO2/l **	9.43	±0.34	12.37	±0.34	7.86	±0.68	25.90	±5.47	16.69	±1.22	63.35	±3.67
Cloruros mg/l	22.48	±2.68	42.63	±2.68	20.88	±0.07	20.93	±1.23	27.13	±1.49	32.55	±1.23
Sulfatos mg/l	8.45	±0.43	7.70	±0.10	8.19	±0.17	15.00	±0.71	13.94	±1.03	19.57	±0.34
Fósforo Total mg/l	1.07	±0.12	1.38	±0.67	1.02	±0.02	2.70	±0.07	2.71	±0.03	3.42	±0.08
Aceites y Grasas mg/l	0.01	±0.00	0.01	±0.01	0.01	±0.00	0.01	±0.00	0.55	±9.78	0.08	±0.01
Dureza mg CaCO3/L	29.36	±2.31	16.01	±4.00	28.03	±4.00	28.03	±8.01	14.68	±4.62	53.38	±6.12
Alcalinidad mg CaCO3/l	20.27	±2.70	28.07	±4.68	20.27	±5.40	27.14	±3.37	34.31	±2.70	73.92	±2.81
SVT mg/l	0.87	±0.23	0.47	±0.12	0.93	±0.50	3.93	±1.27	4.00	±1.56	3.87	±1.80
SST mg/l	3.00	±0.53	3.93	±0.42	3.93	±0.50	10.07	±0.31	4.33	±3.23	11.33	±8.24

** Significativo a 0,005 p

* Significativo a 0,005 p

Los detalles de los análisis post-hoc LSD están en el anexo 17, 18, 19, 20, 21 respectivamente.

Los datos de nitritos (F=3.45, p=0.0365) y nitratos (F=39.79, p<0.0001) presentaron en general valores bajos 0.01 a 0.09mg.l⁻¹ y 0.78 a 2.91mg.l⁻¹ respectivamente. En nitrógeno en su forma amoniacal presento valores de 0.048 a 0.371mg.l⁻¹. Los de nitrógeno total (F=9.00, p=0.0009) variaron de 1.03 a 4.01 mg.l⁻¹ (figura 5).

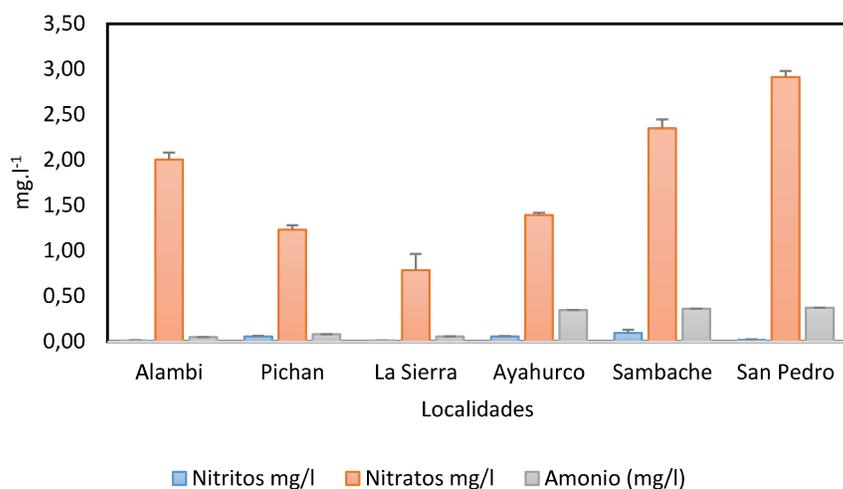


Figura 5. Nitratos, nitritos y amonio de los sitios de muestreo.

Para los parámetros de clorofila *a*, materia orgánica medidos en epilíton y sedimentos se detallan en la tabla 9, mientras los rangos de cada medición en las siguientes figuras.

Tabla 9.

Clorofila a y materia orgánica de perifíton y sedimentos medidos en laboratorio ($\pm 1ES$) de cada localidad.

	Alambi	Pichán	La Sierra	Ayahurco	Sambache	San Pedro
MO mg/cm² sedimentos	20.07(2.90)	26.92(8.90)	29.56 (5.74)	34.74(19.47)	43.91 (13.56)	28.50 (9.32)
MO mg/m² Perifíton **	507.33 (395.98)	4831.73 (430.29)	321.02 (202.96)	1384.96 (1322.23)	1499.80 (1019.95)	7547.36 (1004.32)
Clorofila ug/10cm² Sedimentos *	2.16 (2.32)	7.23 (3.03)	12.54 (7.90)	2.82 (4.68)	3.24 (1.25)	12.54 (7.87)
Clorofila ug/10cm² perifíton *	4.36 (2.53)	0.57 (0.08)	1.21 (1.07)	0.29 (0.02)	1.01 (0.42)	0.42 (0.22)

** Significativo a 0,005 p

* Significativo a 0,005 p

Los detalles de los análisis post-hoc LSD están en el anexo 22, 23 y 24 respectivamente.

La cantidad de clorofila de perifiton ($F=4.13$, $p=0.0203$) es mucho más alta en los ríos Alambí, La Sierra y Sambache, a comparación de los ríos Pichán, Ayahurco y San Pedro con valores que corresponden al siguiente rango (figura 6).

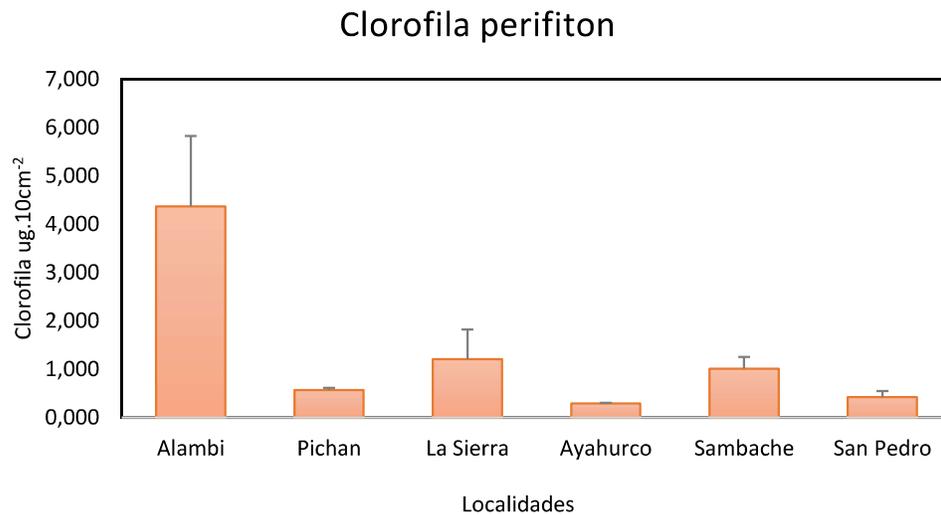


Figura 6. Clorofila medida en perifiton en las diferentes localidades expresada en ug.10cm².

Los valores de clorofila en sedimentos ($F=3.94$, $p=0.0238$) varían entre sitios en la figura 7, destacando los valores de La Sierra y San Pedro 12.54 y 12.56 respectivamente, mientras los otros sitios los valores fueron bajos en un rango de 2.15 a 7.22 mg.cm⁻².

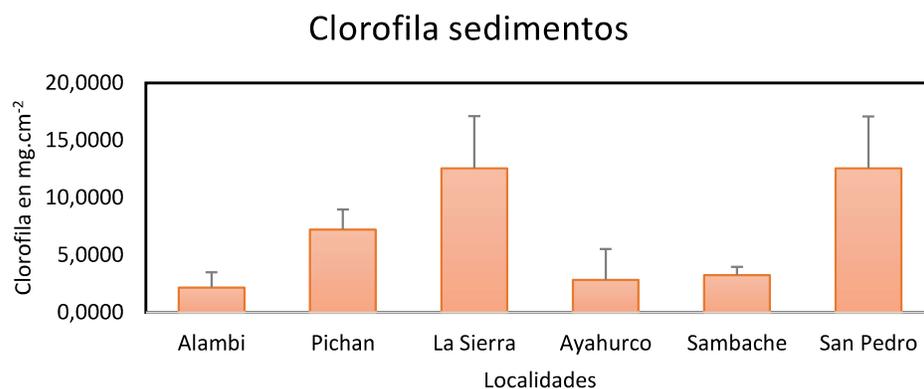


Figura 7. Clorofila en sedimentos de las diferentes localidades.

La cantidad de materia orgánica expresada en mg.cm⁻² más alta se presentó en Sambache 43.91 mg.cm⁻², mientras los otros sitios oscilaron entre 20.07 a 34.71 mg.cm⁻² (Figura 8).

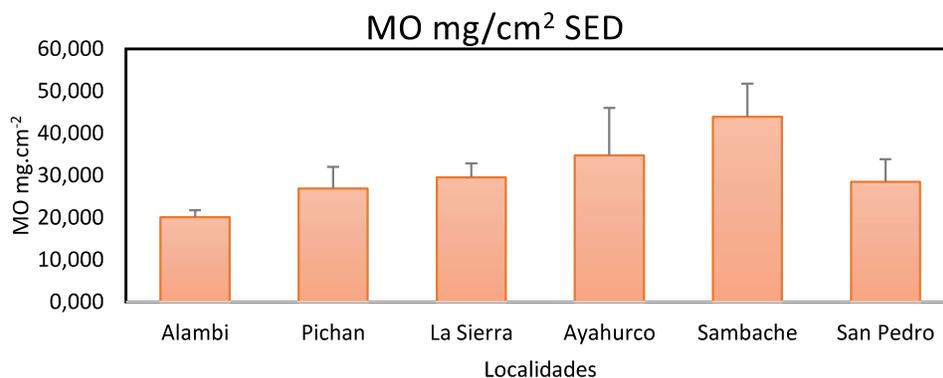


Figura 8. Materia orgánica (mg.cm⁻²) por sitio encontrado en sedimentos.

Como se observa en la figura 9, los valores de materia orgánica en perifiton ($F=10.54$, $p=0.0005$) expresada en mg.m⁻², presenta los valores más altos en San Pedro y Pichán 7547.35 a 4831.73 mg.m⁻² mientras los otros valores oscilan entre 321.01 a 1499.79 mg.m⁻².

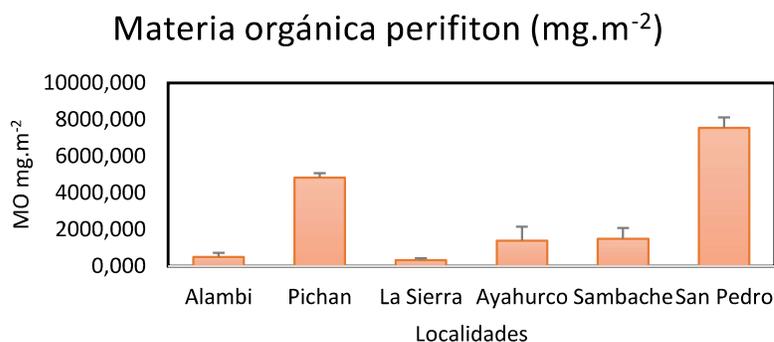


Figura 9. Materia orgánica ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$) por sitio encontrado en perifiton.

Se realizó la clasificación de sedimentos de las muestras compuestas tomadas en campo, en los tres sitios establecidos por cada localidad (Tabla 10), luego de ser secadas y tamizadas, en la que se establecieron tres clases de tipo de sedimento: arenas, arena fangosa y arena gravosa según Shepard (1954), utilizando el software *SEDCLASS (Sediment Classification)*.

Tabla 10

Porcentaje de arena, grava y fangos por cada localidad de estudio.

Localidades	Granulometría			Clasificación ¹
	Arena	Grava	Fangos	
Alambí	87.6	4.4	8.1	Arena
Pichán	88.7	2.5	8.8	Arena
La Sierra	86.6	3.7	9.6	Arena
Ayahurco	67.9	3.9	28.2	Arena Fangosa
Sambache	67.5	3.8	28.7	Arena Fangosa
San Pedro	79.6	16.6	3.8	Arena gravosa

¹ Según Shepard (1954)

4.2. Tasas de nitrificación

Para conocer el estado de los ríos en estudio en la temática de las tasas de nitrificación las mismas que fueron muy variables, con valores entre 0.0098 y 0.0221 g.N.m⁻².d⁻¹. Independientemente del tratamiento (T1 vs T2) o de los grupos de localidades (oligotróficas o eutróficas) no se observó un patrón claro asociado con cambios de nutrientes, ni temperatura (Figura 11).

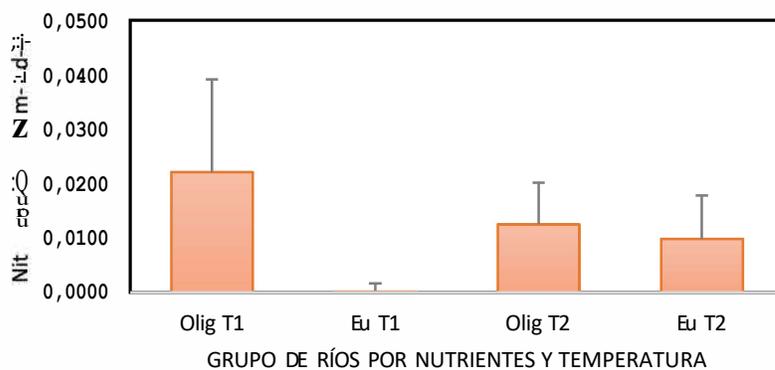


Figura 10. Tasas de nitrificación (media \pm 1 ES, n= 3) en sedimentos fluviales de localidades de la cuenca alta del río Guayllabamba. Las localidades agrupadas en: oligotróficas y eutróficas y bajo dos temperaturas (T1: temperatura del río; T2: temperatura 28°C).

No se observaron diferencias significativas entre las tasas de nitrificación ($p > 0.05$) a las diferentes temperaturas probadas y la concentración de nutrientes en los diferentes grupos (Figura 12). Aunque las tasas de nitrificación para los seis ríos oscilaron entre 0.00 y 0.5 g N.m⁻².d⁻¹, (Figura 12), exhibiendo las tasas más altas en La Sierra, Pichán y Ayahurco.

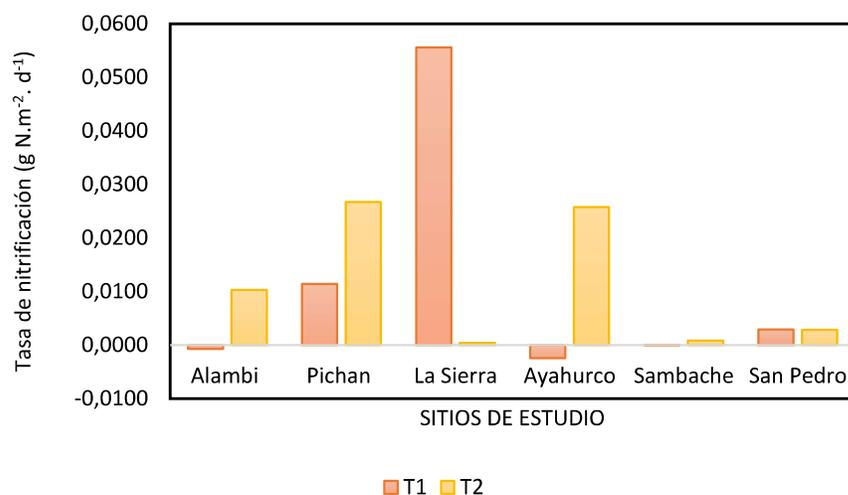


Figura 11. Tasas de nitrificación en sedimentos fluviales de las seis localidades estudiadas de la cuenca alta del río Guayllabamba bajo dos temperaturas (T1: temperatura del río; T2: temperatura 28°C).

Análisis de la varianza

Variable	N	R	R	Aj	CV
Tasas de nitrificación	12	0.1	0.00	0.00	162.94

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V	S.C	gl	CM	F	p-valor
Modelo	3.2E-04	2	1.6E-04	0.47	6.4E-01
Nutrientes	3.2E-04	1	3.0E-04	0.9	3.7E-01
Temperatura	1.5E-05	1	1.5E-05	0.05	8.4E-01
Error	3.0E-03	9	3.3E-03		
Total	3.3E-03	11			

Figura 12. ANOVA de dos vías para detectar las diferencias entre las tasas de nitrificación a diferentes temperaturas y grupos de localidades con base en concentración de nutrientes.

5. Capítulo VI. Discusión

5.1. Caracterización de las localidades de estudio

Todas las localidades de estudio en el presente trabajo están impactadas en grado variable por actividades agropecuarias en sus cuencas de drenaje. La selección realizada a *priori* para poder diferenciar dos grupos de localidades con base en el enriquecimiento de nutrientes permitió agrupar 3 sitios como “oligotróficos” (Alambí, Pichán y La Sierra) y 3 sitios como “eutróficos” (Ayahurco, Sambache y San Pedro). Esta diferenciación inicial entre “eutróficos” y “oligotróficos”, realizada a partir de valores de amonio, pudo ser corroborada con muchas otras variables que se midieron posteriormente. Entre estas, está la conductividad $\text{uS}\cdot\text{cm}^{-1}$, fosfatos $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, fosforo total $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, nitrógeno total $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, las fracciones inorgánicas del nitrógeno turbidez NTU, DBO_5 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ y DQO $\text{mgO}_2\cdot\text{l}^{-1}$.

Es así como en ríos con mayor contenido de nutrientes existe mayor cantidad de biomasa algal que están asociados a los sustratos. Además por lo general en ríos afectados por actividades agropecuarias se sabe que existe un incremento en los valores de turbidez, sólidos y aumento de las medidas de DBO_5 y DQO , como respuesta a la mayor demanda de O_2 asociadas a una mayor cantidad de materia orgánica en el sistema (Allan, 2004).

Los valores de nutrientes de las localidades con mayor enriquecimiento son por lo general mayores tanto en fósforo total como en las fracciones inorgánicas de nitrógeno, indicando una entrada de nutrientes a los cuerpos de agua asociados al uso de fertilizantes y el mantenimiento de ganado en estas áreas. Debido a que el nitrógeno especialmente en forma de nitratos, degradan la calidad del agua (Gutierrez, 2009).

Los valores más altos de turbidez fueron encontrados en las localidades agrupadas como más enriquecidas en nutrientes que a su vez fueron las que tuvieron valores de QBR e IHF más bajos. El uso de estos índices (QBR e IHF) permitió comparar

las diferentes localidades, estableciendo una tendencia a la degradación de la ribera puesto que mostraron una menor puntuación los 3 ríos mas enriquecidos “mala calidad” en todos sus puntos. Acosta *et al.*, (2009) señala que incluso en muchos hábitats potencialmente apropiados con un valor de IHF>40, se presentan valores extremadamente bajos del ABI (*Andean Biotic Index*), como ocurre en tres estaciones ubicadas en el río San Pedro y que fueron estudiadas por estos autores. Por ende, el valor absoluto del índice (IHF) no es representativo de la calidad del agua, este debe compararse con condiciones de referencia, la aplicación del ABI, para tener una correlación entre los factores ambientales y los macroinvertebrados presentes en las localidades esperando una disminución significativa cuando se es más evidente el deterioro, debido a que este índice no muestra la calidad del agua si no los cambios en la estructura de los ríos.

A diferencia de la aplicación de QBR, citando que los bosques que tienen un QBR alta evitan la erosión, es decir tienen menor turbidez, porque los bosques ribereños presentan una buena calidad como es el caso del grupo con valores más bajos de turbidez que tienen una relación de QBR más alto. Otros autores (Chará *et al.*, 2007; Giraldo *et al.*, 2011), quienes en una zona ganadera de la cuenca del río La Vieja (Valle del Cauca, Colombia), encontraron que las fuentes de agua que tenían zona ribereña protegida presentaban menores valores de turbidez, DBO_{5-20°C} y coliformes que las quebradas sin protección por franjas de vegetación. De igual manera, en un estudio realizado por Thomas *et al.* (2004) en la Amazonía, encontraron que quebradas en zonas de pasturas presentaron menos oxígeno disuelto y mayores valores de sólidos en suspensión, nitrógeno amoniacal y fósforo total que quebradas en zonas boscosas.

Años de investigación han establecido como las condiciones y la posición de las cuencas hidrográficas en el sistema fluvial influyen en los procesos y formas del canal (Petts, *et al.*, 1996) y las características del ecosistema (Vannote *et al.*, 1980) Además señalan que los valores de la carga de DBO indican el comportamiento de la cantidad de materia orgánica degradable, en ambientes naturales muy poco

impactados sus valores son relativamente bajos como el caso del primer grupo de ríos, con menos cantidad de nutrientes y menores demandas de oxígeno por parte de la materia orgánica.

Adicionalmente, a estas variables físico químicas por las cuales se diferenciaron los dos grupos de localidades, dependiendo de su enriquecimiento de nutrientes, se esperaría que entonces los ríos con mayor enriquecimiento de nutrientes, presenten una mayor acumulación de biomasa algal y materia orgánica en sustratos en los ríos más enriquecidos y que adicionalmente tendrían mayor entrada de luz porque su cobertura de dosel en estos sitios es más baja.

No obstante, los resultados de este estudio no mostraron esta relación, puesto que las localidades con mayor enriquecimiento de nutrientes presentaron valores de clorofila *a*, medida en perifiton relativamente bajas, esto probablemente debido a una elevada carga de sedimentos que limitan el paso de la luz y además recubren las rocas y no permiten la fijación de biopelículas con mayor número de algas en los ríos más impactados. En sistemas de captación de agua existen control de las biopelículas, mediante lavado a presión (Ellison, 2003) en la que explica que los sedimentos y biopelículas son removidos, lo mismo ocurre en la naturaleza cuando los caudales aumentan y dejan libres las superficies donde se ubicarían las biopelículas jóvenes.

La clorofila *a* depende de la concentración de nutrientes (fósforo total y nitrógeno total), penetración de la luz y temperatura del agua (Bonansea *et al.*, 2012), y su respuesta tiende a ser multifactorial lo que hace que aunque haya muchos nutrientes, por ejemplo en las localidades enriquecidas, si hay limitación de luz la acumulación de biomasa se ve desfavorecida. Otro caso es en los ríos donde se presentan altas temperaturas, que favorecen la proliferación de algas pero si no hay condiciones de luz y nutrientes, la biomasa algal se verá limitada (Labbé *et al.*, 2017).

No hay que perder de vista que, independientemente del grado de enriquecimiento por nutrientes todas las localidades de este estudio tienen actividad ganadera, la diferencia es la intensidad que estas presentan por sitio. Tal es el caso del río Alambi y La Sierra, cuya actividad ganadera es limitada mientras que en Sambache por ejemplo adicionalmente a una alta actividad ganadera probablemente se encuentra un camal clandestino de pollos que fue detectado por presencia de plumas y restos de vísceras en los sedimentos.

5.2. Nitrificación en sedimentos fluviales de la Cuenca Alta del Río Guayllabamba

El proceso de nitrificación en ecosistemas fluviales tropicales es casi por completo desconocido. Sin embargo, por estudios realizados en sistemas templados se sabe que el incremento en nutrientes (especialmente las fracciones de nitrógeno) es un factor importante que modula las tasas de nitrificación, aunque la evidencia es a veces contradictoria y no concluyente (Kemp y Dodds 2001, 2002; Strauss y Lamberti 2002). Con respecto a la temperatura es bien sabido que existe una relación entre la actividad microbiana y el aumento de temperatura (Cayré *et al.*, 2001). De esta manera se esperaba que se obtuvieran mayores tasas de nitrificación en sedimentos fluviales de las localidades que tenían mayor enriquecimiento de nutrientes. Adicionalmente, en los experimentos que se realizaron aumentando la temperatura se esperaba obtener tasas de nitrificación más altas, en respuesta al incremento del metabolismo microbiano asociado al aumento de temperatura. Pero, nuestros resultados muestran que el impacto de la temperatura en la tasa de nitrificación de la biopelícula no presenta un incremento cuando esta es expuesta a la temperatura 2 (28 °C) anulando la hipótesis sugerida.

Aunque no se tiene información sobre el efecto del aumento de temperatura sobre las tasas de nitrificación directamente, si se sabe que, para otros procesos del ciclo del nitrógeno, como la desnitrificación esta no tiene efectos. Kemp y Dodds (2002) mostraron que no existen diferencias significativas entre la absorción de NO_3 o las

tasas de desnitrificación a las diferentes temperaturas estudiada por los autores, lo cual coincide con la ausencia de un patrón claro de respuesta en las tasas de nitrificación en los tratamientos experimentales en este estudio T1vsT2 (Figura 11).

La comparación de las tasas de nitrificación (calculadas por unidad de área por día), en hábitats acuáticos señaladas por Kemp y Dodds (2002), Straus y Lamberti (2001) y en este estudio mostraron que las tasas más bajas de nitrificación generalmente ocurrían dentro de la columna de agua, mientras que las tasas más altas ocurren dentro del sustrato. Las tasas dentro del sustrato varían dependiendo de donde se realice el muestreo (Tabla 11). Otros investigadores (Dodds y Jones 1987, Rysgaard *et al.*, 1994) han demostrado que la eficiencia de la nitrificación es alta cuando la penetración de O₂ en el sedimento es mayor. En este estudio los valores de nitrificación obtenidos son similares a los reportados en sedimentos fluviales de la zona templada (cita de esos valores, Tabla 11).

Por lo que es importante acotar que en todas las localidades de muestreo la clasificación del sedimento fue de tipo arenoso, sin embargo, en las localidades Ayahurco y Sambache la proporción de fangos llegó a valores de 28%. Esta mayor proporción de fangos en estas dos localidades con respecto a las otras pudo haber tenido un efecto sobre las tasas de nitrificación en el sentido de que los sedimentos más finos tienden a adsorber mayor cantidad de iones, entre ellos el amonio medido para determinar las tasas de nitrificación (Kemp y Dodds, 2001).

Por otra parte, teniendo en cuenta la gran importancia que tiene el oxígeno disuelto como factor determinante en las tasas de nitrificación (Kemp y Dodds, 2001), los resultados de este estudio muestran que en ninguna de las localidades se presentan limitaciones en la concentración de oxígeno disuelto (valores > 6 mg.l⁻¹) al menos en la columna de agua y en los erlenmeyers durante las 72 horas de experimentación (la agitación a 100 rpm en el agitador orbital permite la difusión de oxígeno hacia el agua). La importancia de la regulación de O₂ posiblemente depende de una variedad de otros factores, incluyendo la disponibilidad de NH₄, la temperatura y el pH (Kemp y Dodds 2001), por lo que es necesario realizar más

investigaciones para determinar las interacciones de estos factores en las tasas de nitrificación de regulación, tanto a escala de micro como macro.

Puesto que Strauss y Lamberti (2002) señalan que las tasas de nitrificación aumentan con un pH mayor a 7.5 y decrecen gradualmente con la declinación del mismo, lo que denota la incidencia del pH y la concentración de NH_4 . Las tasas de nitrificación consistentemente altas en sustratos específicos demostradas por Kemp y Dodds (2001), muestran probablemente que estas no sean causadas por completo por la disponibilidad de O_2 . El carbono orgánico (Strauss y Dodds 1997; Strauss 2000; Strauss y Lamberti 2000); temperatura; NH_4 Rasmussen y Jorgesen 1992, Strauss y Lamberti 2000); pH (Strauss 2000) todas afectan las tasas de nitrificación en conjunción con la concentración de O_2 . Te falta algo al principio o al final de este párrafo que relacione tus resultados con esto que estás poniendo.

La nitrificación represento el 9-15% de la absorción de NH_4 en los diferentes sustratos estudiados por Dodds *et al.*, (2000), que además de incluir sustrato con materia orgánica particulada fina también incluyeron materia orgánica particulada gruesa, perifiton de rocas y musgos, entre otros. Autores como Binnerup *et al.*,(1992), Henriksen *et al.*, (1993) muestran resultados que demuestran que la variación en las tasas de nitrificación estan asociadas con los diferentes tipos de sustrato, el biofilm y la asimilación de NH_4 . Comparativamente a los datos de este estudio (Tabla 12).

Tabla 11.

Tasas de nitrificación reportadas en la literatura desde varios hábitats acuáticos y variedad de sustrato. Las tasas de este estudio son la media de los grupos.

Tipo de sustrato	Tasas de nitrificación g N.m ⁻² . d ⁻¹	Referencia
Epilíton	0.51	Kemp y Dodds, 2001
Materia orgánica bentónica fina	0.0036	Kemp y Dodds, 2001

Algas verdes filamentosas	0.0402	Kemp y Dodds, 2001
Materia orgánica bentónica gruesa	0.00191	Kemp y Dodds, 2001
Sedimentos	0.004-0.011	Henriksen <i>et al.</i> , 1993
Sedimentos que contienen bivalvos	0.014-0.017	Henriksen <i>et al.</i> , 1993
Sedimentos estuarinos	0.006	Binnerup <i>et al.</i> , 1992
Sedimentos de aguas dulces oligotróficos	0.04	Doods y Jones, 1987
Sedimento de aguas dulces oligotróficos	0.25	Dodds y Jones, 1987
Sedimentos en localidades poco enriquecidas en nutrientes. Andes tropicales	(-0.0007-0.0555)	Este estudio
Sedimentos en localidades enriquecidas en nutrientes. Andes tropicales	(-0.0024-0.0257)	Este estudio

Adaptado de Kemp y Dodds, 2001

6. Conclusiones y Recomendaciones

6.1. Conclusiones

Este trabajo presenta por primera vez para ríos andinos información sobre el proceso de nitrificación, incluyendo las primeras estimaciones para las tasas de nitrificación en sedimentos fluviales, concluyendo que las tasas de nitrificación son tan bajas debido a que estos ecosistemas no pueden transformar el amonio presente, debido a la entrada de nutrientes por actividades ganaderas, la sobrecarga del río y su capacidad para completar el ciclo de nutrientes y autodepuración.

Se determinó que el enriquecimiento de nutrientes y la temperatura en este estudio no tuvieron un efecto significativo sobre las tasas de nitrificación. Tampoco se observó un patrón general del efecto de la temperatura y el efecto del enriquecimiento de nutrientes sobre la nitrificación. Por otro lado, las tasas de nitrificación obtenidas en este estudio se pueden considerar bajas.

Debido a la naturaleza compleja de los factores que afectan las tasas de nitrificación, es necesario poder contar con un número de muestras mucho más alto, que presenten un espectro de variabilidad más amplio para poder tener mayor robustez en las inferencias estadísticas a realizar.

Se determinó las diferentes fracciones de nitrógeno en el agua, así como de muchas otras variables físico químicas, de hábitat y de sustratos (material orgánica y clorofila en sedimentos y rocas) y se pudo constatar que los dos grupos conformados por tres localidades enriquecidas por nutrientes y tres localidades poco enriquecidas presentan características contrastantes y que efectivamente los dos grupos configurados son congruentes.

Este estudio proporciona una base para futuras investigaciones y para la implementación de métodos de evaluación de las tasas de nitrificación, esto como

posible parámetro que contribuya a determinar la calidad del agua de los ríos. Para el desarrollo de estos métodos, es necesario la estandarización para el muestreo, recolección, clasificación y análisis de agua, sedimentos y biota. Más importante aún es la estandarización de los métodos para la estimación de procesos como la nitrificación.

Debido a lo poco que se conoce del proceso de nitrificación en el proceso de agua dulce en general y a que los factores que lo regulan aun no están claramente establecidos es necesario que se hagan estudios experimentales considerando los factores independientemente de manera controlada.

6.2. Recomendaciones

La distribución geográfica y espacial de la contaminación de agua en los Andes ahora está dominada por los flujos de las grandes áreas metropolitanas (UNEP, 2000). Quito una ciudad ubicada en los Andes y con una presión poblacional considerable, además de su alta demanda del recurso hídrico, aumenta la necesidad de hacer cambios sobre la calidad del agua que entregan las ciudades aguas abajo para las poblaciones siguientes. Puesto que solo se trata el 5% de las aguas residuales de la región y la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas se están convirtiendo en un tema controvertido (UNEP, 2007).

Esto ocurre en su mayoría por la ausencia de modelos administrativos que garanticen la equidad y sostenibilidad del recurso hídrico. La gran parte de los estudios realizados en la zona altoandina se han centrado en el análisis de las características ambientales de zonas poco extensas que se localizan a diferentes latitudes y altitudes (Rivera *et al.*, 2002; Jacobsen, 2003; Moya *et al.*, 2003).

Es muy importante para poder comparar resultados entre diferentes estudios que investiguen el proceso de nitrificación, que se logre estandarizar una metodología común y que sea replicable. Una de los aspectos mas importantes a tomar en cuenta

es la manera de expresar los resultados. En este estudio fue difícil poder encontrar suficientes datos para comparar porque los autores expresan sus resultados en diferentes unidades. En este estudio el levantamiento de datos se hizo de manera exhaustiva y de esta manera se pudo expresar las tasas de nitrificación en unidades de área, volumen, masa necesaria para adaptarse a los resultados encontrados en la literatura.

Ademas cabe señalar que es trascendente la medición de nitrificación debido a la información que otorga del comportamiento de la concentración de nutrientes para rios altoandinos. La presencia o ausencia de estos determinan el estado de los rios sobre el comportamiento del metabolismo de nutrientes, su autodepuración en especial el ciclo del nitrógeno, coadyuvando a la gestión ambiental en cuanto a su arrastre y transporte, disminución o aumento aguas abajo.

REFERENCIAS

- Aber, J. D., Nadelhoffer, K. J., Steudler, P., & Melillo, J. M. (1989). *Nitrogen saturation in northern forest ecosystems*. *BioScience*, 39(6), 378-286. <https://doi.org/10.2307/1311067>
- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28(1), 35-64. <https://doi.org/10.1042/BJ20130013>
- Allan, J. D (2004). *Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems*. *Annual Review of Ecology and Systematics* 35, 257-284 <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Apha, A. (1995). WWF, 1998. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 20. Recuperado el 14 de diciembre de 2019 de <https://www.standardmethods.org>
- Bauhus, J., Meyer, A. C., & Brumme, R. (1996). *Effect of the inhibitors nitrapyrin and sodium chlorate on nitrification and N₂O formation in an acid forest soil*. *Biology and Fertility of Soils*, 22(4), 318-325. <https://doi.org/10.1007/s003740050118>
- Belser L W and Mayes E L 1980 *Specific inhibition of nitrite oxidation by chlorate and its use in assessing nitrification in soils and sediments*. *Appl. Environ. Microbiol.* 39, 505–510. <https://doi.org/10.1128/aem.39.3.505-510.1980>
- Bengtsson, L. & M. Enell, 1986. Chemical analysis. In Berglund, B. E. (ed.), *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, 423–451. doi:10.1016/s0016-6995(86)80028-6
- Beyenal, H., and Z. Lewandowski. (2000). Combined effect of substrate concentration and flow velocity on effective diffusivity in biofilms. *Water Research* 34:528–538. [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(99\)00147-5](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(99)00147-5)
- Blenkinsopp, S. A., and J. W. Costerton. (1991). *Understanding bacterial biofilms*. *Trends in Biotechnology* 9:138–143. [https://doi.org/10.1016/0167-7799\(91\)90045-j](https://doi.org/10.1016/0167-7799(91)90045-j)
- Bock, E., Schmidt, I., Stüven, R., & Zart, D. (1995). *Nitrogen loss caused by denitrifying Nitrosomonas cells using ammonium or hydrogen as electron donors and nitrite as electron acceptor*. *Archives of Microbiology*, 163(1), 16-20. <https://doi.org/10.1007/s002030050165>
- Bunn, S. E., & Davies, P. M. (2000). Biological processes in running waters and their implications for the assessment of ecological integrity. In *Assessing the Ecological Integrity of Running Waters* (pp. 61-70). Springer, Dordrecht. http://doi.org/10.1007/978-94-011-4164-2_5

- Caldwell, D. E. (1995). Cultivation and study of biofilm communities. In "Microbial Biofilms" (H. Lappin-Scott and J. W. Costerton, Eds.), Plant and Microbial Biotechnology Research Series 5, pp. 64–79. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK. <https://doi.org/10.1017/cbo9780511525353.005>
- Cazelles, B., D. Fontvieille, and N. P. Chau. (1991). Self-purification in a lotic ecosystem: A model of dissolved organic carbon and benthic microorganisms dynamics. *Ecological Modelling* **58**:91–117. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(91\)90031-u](https://doi.org/10.1016/0304-3800(91)90031-u)
- Chaney, R. L. (1989). *Toxic element accumulation in soils and crops: protecting soil fertility and agricultural food-chains*. In *Inorganic contaminants in the vadose zone*, 140-158. https://doi.org/10.1007/978-3-642-74451-8_10
- Characklis, W. G. (1990). *Biofilm processes*. In "Biofilms" (W. G. Characklis and K. C. Marshall, Eds.), *Wiley Series in Ecological and Applied Microbiology*, pp. 195– 231. Wiley, New York.
- Claros Bedoya, J. A. (2012). Estudio del proceso de nitrificación y desnitrificación vía nitrito para el tratamiento biológico de corrientes de agua residual con alta carga de nitrógeno amoniacal (Doctoral dissertation). <https://doi.org/10.4995/thesis/10251/17653>
- Costerton, J. W., Z. Lewandowski, D. E Caldwell, D. R. Korber, and H. M. Lappin-Scott.(1995). *Microbial biofilms*. *Annual Review of Microbiology* **49**:711–745. <https://doi.org/10.1146/annurev.mi.49.100195.003431>
- Costerton, J. W., P. S. Stewart, and E. P. Greenberg. (1999). *Bacterial biofilms: A common cause of persistent infections*. *Science* **284**:1318–1322. <https://doi.org/10.1126/science.284.5418.1318>
- Dean, W. E. Jr., (1974). *Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: Comparison with other methods*. *J. Sed. Petrol.* **44**: 242–248. <https://doi.org/10.1306/74d729d2-2b21-11d7-8648000102c1865d>
- deBeer, D., P. Stoodley and Z. Lewandowski. 1994. *Liquid flow in heterogeneous biofilms*. *Biotechnology and Bioengineering* **44**:636–641. <https://doi.org/10.1002/bit.260440510>
- DeLaune, R. D., Salinas, L. M., Knox, R. S., Sarafyan, M. N., & Smith, C. J. (1991). *Water quality of a coastal river receiving nutrient inputs: ammonium nitrogen*

- transformations. Journal of Environmental Science & Health Part A*, 26(7), 1287-1302. <https://doi.org/10.1080/10934529109375697>
- Dodds, W. K., & Jones, R. D. (1987). *Potential rates of nitrification and denitrification in an oligotrophic freshwater sediment system. Microbial ecology*, 14(1), 91-100. <https://doi.org/10.1007/bf02011574>
- Dodds, W. K., Evans-White, M. A., Gerlanc, N. M., Gray, L., Gudder, D. A., Kemp, M. J., ... & Whiles, M. R. (2000). *Quantification of the nitrogen cycle in a prairie stream. Ecosystems*, 3(6), 574-589. <https://doi.org/10.1007/s100210000050>
- Flemming, H.-C. 1987. *Microbial growth on ion exchangers. Water Research* 21:745–756. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(87\)90149-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(87)90149-7)
- Fondo para la protección del agua (FONAG). (2006) *Conservación del bosque Andino en el cantón Mejía*. Quito: FONAG. Recuperado el 12 de diciembre de 2019 de http://www.fonag.org.ec/doc_pdf/2.pdf
- Gessner, M. O., & Chauvet, E. (2002). *A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. Ecological applications*, 12(2), 498-510. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0498:ACFULB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0498:ACFULB]2.0.CO;2)
- Gieseke, A., U. Purkhold, M. Wagner, R. Amann, and A. Schramm. (2001). *Community structure and activity dynamics of nitrifying bacteria in a phosphate-removing biofilm. Applied and Environmental Microbiology* 67:1351–1362. <https://doi.org/10.1128/aem.67.3.1351-1362.2001>
- Gijzen, H. J., & Mulder, A. (2001). *The nitrogen cycle out of balance. Water21, August*, 38-40. Recuperado el 11 de noviembre de 2019 de <https://ci.nii.ac.jp/naid/10029248332/>
- Gordon, N. D., McMahon, T. A., Finlayson, B. L., Gippel, C. J., & Nathan, R. J. (2004). *Stream hydrology: an introduction for ecologists*. John Wiley and Sons.
- Gregor, J., & Maršálek, B. (2004). *Freshwater phytoplankton quantification by chlorophyll a: a comparative study of in vitro, in vivo and in situ methods. Water research*, 38(3), 517-522. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.033>
- Grischek, T., K. M. Hiscock, T. Metschies, P. F. Dennis, and W. Nestler. (1998). *Factors affecting denitrification during infiltration of river water into a sand and gravel aquifer in Saxony, Germany. Water Research* 32:450–460. [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(97\)00208-x](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(97)00208-x)

- Guilcatoma, M. (2018) Identificación el grado de eutrofización del ro Pita. (pp. 40-41) Universidad de las Américas. Quito-Ecuador. Recuperado el 10 de octubre de 2019 de: <http://dspace.udla.edu.ec/handle/33000/9169>
- Hall, G. H. (1984). *Measurement of nitrification rates in lake sediments: Comparison of the nitrification inhibitors nitrapyrin and allylthiourea*. *Microb. Ecol.* 10, 25-36. <https://doi.org/10.1007/bf02011592>
- Hauer, F. R., & Lamberti, G. A. (2007). *Methods in Stream Ecology*, Academic Press. City, ST. <https://doi.org/10.1016/b978-012332908-0.50002-4>
- Helmut Fischer (2003), *Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, D-12587 Berlin, Germany* https://doi.org/10.1007/978-1-349-94186-5_716
- Henriksen, K., Blackburn, T. H., Lomstein, B. A., & McRoy, C. P. (1993). *Rates of nitrification, distribution of nitrifying bacteria and inorganic N fluxes in northern Bering-Chukchi shelf sediments*. *Continental Shelf Research*, 13(5-6), 629-651. [https://doi.org/10.1016/0278-4343\(93\)90097-h](https://doi.org/10.1016/0278-4343(93)90097-h)
- Hynes, R. K., & Knowles, R. (1983). *Inhibition of chemoautotrophic nitrification by sodium chlorate and sodium chlorite: a reexamination*. *Appl. Environ. Microbiol.*, 45(4), 1178-1182. <https://doi.org/10.1128/aem.45.4.1178-1182.1983>
- Jacobsen, D. (2003). *Altitudinal changes in diversity of macroinvertebrates from small streams in the Ecuadorian Andes*. *Archiv Für Hydrobiologie*, 158(2), 145–167. doi:10.1127/0003-9136/2003/0158-0145
- Jacobsen, D. 2008. *Tropical high-altitud streams*. In: D. Dudgeon (ed.). *Tropical streams ecology*. Academic Press, San Diego, pp. 219-256. <https://doi.org/10.1016/b978-012088449-0.50010-8>
- Kemp, M. J., & Dodds, W. K. (2001). *Centimeter-scale patterns in dissolved oxygen and nitrification rates in a prairie stream*. *Journal of the North American Benthological Society*, 20(3), 347-357. <https://doi.org/10.2307/1468033>
- Kemp, M. J., & Dodds, W. K. (2002). *Comparisons of nitrification and denitrification in prairie and agriculturally influenced streams*. *Ecological Applications*, 12(4), 998-1009. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0998:conadi\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0998:conadi]2.0.co;2)
- Lamberti, G. A., & Steinman, A. D. (1997). *A Comparison of Primary Production in Stream Ecosystems*. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(1), 95–104. doi:10.2307/1468241

- Lock, M. A. (1993). Attached microbial communities in rivers. In *"Aquatic Microbiology: An Ecological Approach"* (T. E. Ford, Ed.), pp. 113–138. Blackwell, Cambridge, Ma. Recuperado el 08 de diciembre de 2019 de <https://ci.nii.ac.jp/naid/10009490929/>
- Marsh, P. D. (1995). *Dental plaque*. In *"Microbial Biofilms"* H. Lappin-Scott and J. W. <https://doi.org/10.1017/cbo9780511525353.020>
- Maldonado, M., Maldonado-Ocampo, J. A., Ortega, H., Encalada, A. C., Carvajal-Vallejos, F. M., Rivadeneira, J. F., ... & Rivera-Rondón, C. A. (2011). *Biodiversity in aquatic systems of the tropical Andes. Climate change and biodiversity in the tropical Andes, 276-294*. Recuperado el 13 de diciembre de 2019 de [http://www.faunagua.org/biblioteca/2Maldonado%20etal\(2011\)Biodiversity%20in%20aquatic%20systems.pdf](http://www.faunagua.org/biblioteca/2Maldonado%20etal(2011)Biodiversity%20in%20aquatic%20systems.pdf)
- McGrath, K. C., Mondav, R., Sintrajaya, R., Slattery, B., Schmidt, S., & Schenk, P. M. (2010). *Development of an environmental functional gene microarray for soil microbial communities. Appl. Environ. Microbiol., 76(21), 7161-7170* <https://doi.org/10.1128/aem.03108-09>
- Marshall, K. C. (1996). *Adhesion as a strategy for access to nutrients*. In *"Bacterial Adhesion: Molecular and Ecological Diversity"* (M. Fletcher, Ed.), *Wiley Series in Ecological and Applied Microbiology*, pp. 59–87. Wiley-Liss, New York.
- Marxsen, J., and D. M. Fiebig. (1993). *Use of perfused cores for evaluating extracellular enzyme activity in streambed sediments. FEMS Microbiology Ecology 13:1–12.* <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.1993.tb00045.x>
- Monsalve, G. (1995). *Hidrología en la Ingeniería*. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería, Bogotá.
- Morán Sáez, J. (2019). *El paisaje y las modificaciones antrópicas en las cuencas altas amazónicas de la región andina-ecuatorial* (Doctoral dissertation, Universidad Complutense de Madrid). Recuperado el 18 de diciembre de <https://eprints.ucm.es/57581/>
- Pardo, I., M. Álvarez, J. Casas, J.L. Moreno, S. Vivas, N. Bonada, J. Alba-Tercedor, P. Jáimez-Cuéllar, G. Moyà, N. Prat, S. Robles, M.L. Suárez, M. Toro & M.R. Vidal-Abarca. (2002). *El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. Limnetica, 21 (3-4): 115-133.*

- Paul, E.A., and F.E. Clark. (1989). *Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, 275 pp. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-546805-3.50004-7>
- Petts, G. E., & Amoros, C. (1996). *Fluvial hydrosystems: a management perspective*. *The Fluvial Hydrosystems*, 263–278 https://doi.org/10.1007/978-94-009-1491-9_12
- Powell, S. J., & Prosser, J. I. (1985). *The effect of nitrapyrin and chloropicolinic acid on ammonium oxidation by Nitrosomonas europaea*. *FEMS microbiology letters*, 28(1), 51-54. [https://doi.org/10.1016/0378-1097\(85\)90203-4](https://doi.org/10.1016/0378-1097(85)90203-4)
- Pringle, C. M., NAIMAN, R. J., Bretschko, G., Karr, J. R., Oswald, M. W., Webster, J. R., ... & Winterbourn, M. J. (1988). *Patch dynamics in lotic systems: the stream as a mosaic*. *Journal of the North American benthological society*, 7(4), 503-524. <https://doi.org/10.2307/1467303>
- Pringle, C. M., Freeman, M. C., & Freeman, B. J. (2000). *Regional Effects of Hydrologic Alterations on Riverine Macrobiota in the New World: Tropical-Temperate Comparisons: The massive scope of large dams and other hydrologic modifications in the temperate New World has resulted in distinct regional trends of biotic impoverishment. While neotropical rivers have fewer dams and limited data upon which to make regional generalizations, they are ecologically vulnerable to increasing hydropower development and biotic patterns are emerging*. *BioScience*, 50(9), 807-823. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0807:REOHAO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0807:REOHAO]2.0.CO;2)
- Pringle, C. M., Scatena, F. N., Paaby-Hansen, P., and Nuñez-Ferrera, M. (2000b). *River conservation in Latin America and the Caribbean*. In "Global Perspectives on River Conservation: Science, Policy and Practice" (P. J. Boon, B. R. Davis, and G. E. Petts, Eds), pp. 41–77. John Wiley and Sons Ltd., New York, USA. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.0757c.x>
- Prosser, J. I. (1898). *Autotrophic nitrification in bacteria*. *Adv. Microb. Physiol.* 30, 125–181. [https://doi.org/10.1016/s0065-2911\(08\)60112-5](https://doi.org/10.1016/s0065-2911(08)60112-5)
- Pusch, M., D. Fiebig, I. Brettar, H. Eisenmann, B. K. Ellis, L. A. Kaplan, M. A. Lock, M. W. Naegeli, and W. Traunspurger. (1998). *The role of microorganisms in the ecological connectivity of running waters*. *Freshwater Biology* 40:453–495. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00372.x>
- QGIS Development Team, (2002). *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation Project. Recuperado el 03 de enero de <https://qgis.org>

- Rasmussen, H., & Jørgensen, B. B. (1992). *Microelectrode studies of seasonal oxygen uptake in a coastal sediment: role of molecular diffusion*. *Marine ecology progress series*. Oldendorf, 81(3), 289-303. <https://doi.org/10.3354/meps081289>
- Reiss, J., Bridle, J. R., Montoya, J. M., & Woodward, G. (2009). *Emerging horizons in biodiversity and ecosystem functioning research*. *Trends in ecology & evolution*, 24(9), 505-514. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.03.018>
- Riha, S.J., G.S. Campbell, and J. Wolfe. (1986). *A model of competition for ammonium among heterotrophs, nitrifiers, and roots*. *Soil Science Society of America Journal*, 50, 1463-1466 <https://doi.org/10.2136/sssaj1986.03615995005000060017x>
- Rivera, N.R., A. Muñoz-Pedrerros & F. Encina. 2002. La calidad físico química de las aguas en la reserva nacional Malleco en la IX Región de Chile. *Información Tecnológica*, 13(6): 37-45. Recuperado el 06 de enero de 2020 de https://www.researchgate.net/profile/A_MunozPedrerros/publication/297702871_Physicochemical_quality_of_the_waters_in_the_Malleco_National_Park_located_in_the_IX_region_of_Chile/links/5cabd6794585157bd32d1c03/Physicochemical-quality-of-the-waters-in-the-Malleco-National-Park-located-in-the-IX-region-of-Chile.pdf
- Roy, R., & Knowles, R. (1995). *Differential inhibition by allylsulfide of nitrification and methane oxidation in freshwater sediment*. *Appl. Environ. Microbiol.*, 61(12), 4278-4283. <https://doi.org/10.1128/aem.61.12.4278-4283.1995>
- Rysgaard, S., Risgaard-Petersen, N., Niels Peter, S., Kim, J., & Lars Peter, N. (1994). *Oxygen regulation of nitrification and denitrification in sediments*. *Limnology and Oceanography*, 39(7), 1643-1652. <https://doi.org/10.4319/lo.1994.39.7.1643>
- Sagardoy, J. A. (1993). *“Prevention of Water Pollution by Agriculture and Related Activities.”* FAO, Rome, Italy. <https://doi.org/10.2172/1329289>
- Sánchez, S., Crespo, G., Hernández, M., & García, Y. (2008). Factores bióticos y abióticos que influyen en la descomposición de la hojarasca en pastizales. *Pastos y Forrajes*, 31(2), 1-1. Recuperado el 15 de noviembre de 2019 de: http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0864-03942008000200001
- Sarathchandra, S. U. (1978). *Nitrification activities and the changes in the populations of nitrifying bacteria in soil perfused at two different H-ion concentrations*. *Plant and Soil*, 50(1-3), 99-111. <https://doi.org/10.1007/bf02107160>

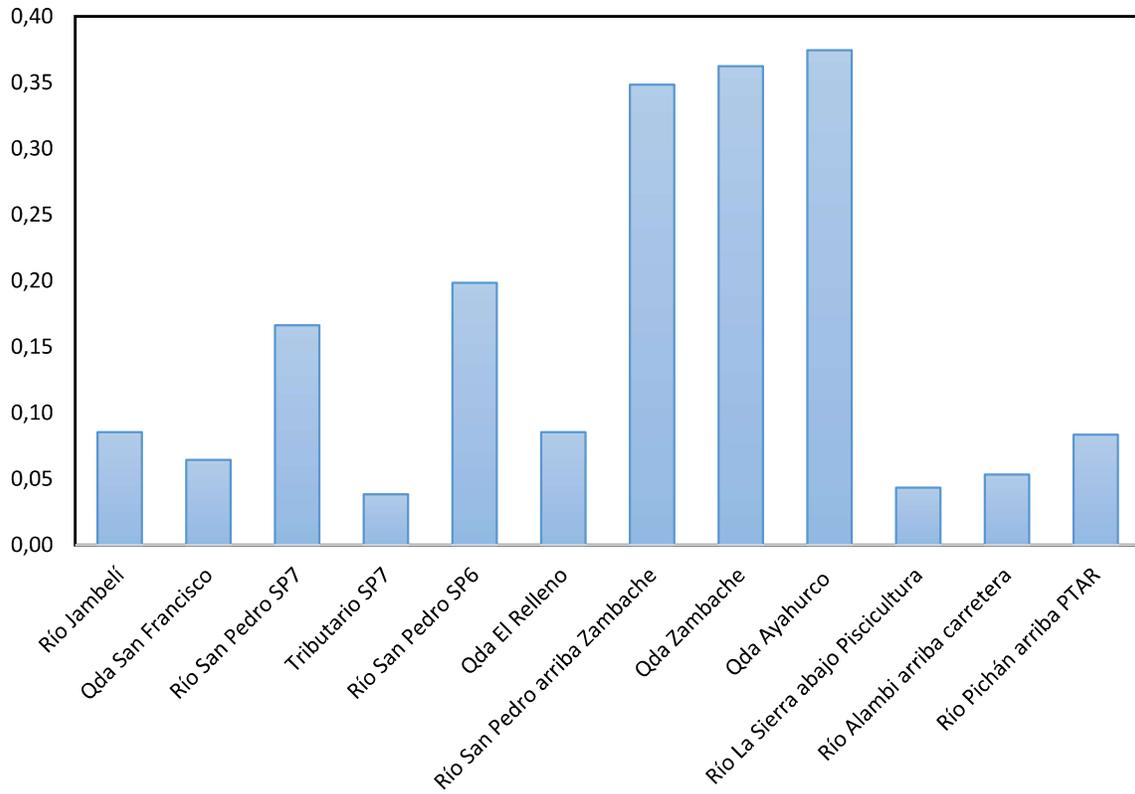
- Shepard, F. P. (1954). *Nomenclature based on sand-silt-clay ratios*. *Journal of Sedimentary Research*, 24(3), 151-158. <https://doi.org/10.1306/d4269774-2b26-11d7-8648000102c1865d>
- Solorzano, L. (1969). *DETERMINATION OF AMMONIA IN NATURAL WATERS BY THE PHENOLHYPOCHLORITE METHOD* 1 1 This research was fully supported by US Atomic Energy Commission Contract No. ATS (11-1) GEN 10, PA 20. *Limnology and oceanography*, 14(5), 799-801. <https://doi.org/10.4319/lo.1969.14.5.0799>
- Steinman, A. D., Lamberti, G. A., Leavitt, P. R., & Uzarski, D. G. (2017). *Biomass and pigments of benthic algae*. In *Methods in Stream Ecology, Volume 1* (pp. 223-241). Academic Press. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90122-0](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90122-0)
- Stenstrom, M.K., and R.A. Poduska. . (1980). *The effect of dissolved oxygen concentration*. *Water Research* , 643-649.
- Strauss, E. A., & Lamberti, G. A. (2000). *Regulation of nitrification in aquatic sediments by organic carbon*. *Limnology and Oceanography*, 45(8), 1854-1859. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.8.1854>
- Strauss, E. A., & Lamberti, G. A. (2002). *Effect of dissolved organic carbon quality on microbial decomposition and nitrification rates in stream sediments*. *Freshwater Biology*, 47(1), 65-74. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00776.x>
- Stoodley, P., Z. Lewandowski, J. D. Boyle, and H. M. Lappin-Scott. (1999). *Structural deformation of bacterial biofilms caused by short-term fluctuations in fluid shear: An in situ investigation of biofilm rheology*. *Biotechnology and Bioengineering* 65:83–92. [https://doi.org/10.1002/\(sici\)1097-0290\(19991005\)65:1<83::aid-bit10>3.0.co;2-b](https://doi.org/10.1002/(sici)1097-0290(19991005)65:1<83::aid-bit10>3.0.co;2-b)
- Tamm, C. O. (2012). *Nitrogen in Terrestrial Ecosystems*. Berlin Heidelberg: Springer Science+Business Media. https://doi.org/10.1007/978-3-642-75168-4_3
- Tilman, D., Isbell, F., & Cowles, J. M. (2014). *Biodiversity and ecosystem functioning*. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 45, 471-493. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091917>
- Turner, R. E., & Rabalais, N. N. (1991). *Changes in Mississippi River water quality this century*. *BioScience*, 41(3), 140-147. <https://doi.org/10.2307/1311453>
- United Nations Environmental Programme (UNEP). (2000). *Latin America and the Caribbean*. Mexico: *Global Environment Outlook (GEO)* https://doi.org/10.1007/springerreference_7357

- UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAMME (UNEP). 2002. Latin America and the Caribbean. Global Environment Outlook 3 (GEO) Nairobi, Kenya. 416 pp <https://doi.org/10.1017/s1466046605250056>
- van Loosdrecht, M. C. M., D. Eikelboom, A. Gjaltema, A. Mulder, L. Tijhuis, and J. J. Heijnen. (1995). *Biofilm structures. Water Science and Technology* **32**:35–43. <https://doi.org/10.2166/wst.1995.0258>
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). *The river continuum concept. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, *37*(1), 130-137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- Verhagen, F.J.M., and H.J. Laanbroek. (1991). *Competition for ammonium between nitrifying and heterotrophic bacteria in dual energy-limited chemostats. Applied and Environmental Microbiology*, 3255-3263. <https://doi.org/10.1128/aem.57.11.3255-3263.1991>
- Whiteley, M., J. R. Ott, E. A. Weaver, and R. J. C. McLean. (2001). *Effects of community composition and growth rate on aquifer biofilm bacteria and their susceptibility to betadine disinfection. Environmental Microbiology* **3**:43–52. <https://doi.org/10.1046/j.1462-2920.2001.00158.x>
- Villamarín, C., Prat, N., & Rieradevall, M. (2014). Caracterización física, química e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú. *Latin american journal of aquatic research*, *42*(5), 1072-1086. <http://dx.doi.org/10.3856/vol42-issue5-fulltext-12>
- Wentworth, C. K. (1922). *A scale of grade and class terms for clastic sediments. The journal of geology*, *30*(5), 377-392. <https://doi.org/10.1086/622910>
- Wetzel, R. G. (2001). *Protists: key ecosystem regulators. BioScience*, *51*(12), 997-997. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0997:PKER\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0997:PKER]2.0.CO;2)
- Wimpenny, J. W. T., and R. Colasanti. (1997). *A unifying hypothesis for the structure of microbial biofilms based on cellular automaton models. FEMS Microbiology Ecology* **22**:1–16. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.1997.tb00351.x>
- Vitousek, P. M., Aber, J. D., Howarth, R. W., Likens, G. E., Matson, P. A., Schindler, D. W., ... & Tilman, D. G. (1997). *Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. Ecological applications*, *7*(3), 737-750. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[0737:HAOTGN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[0737:HAOTGN]2.0.CO;2)

Wuhrmann, K. (1974). *Some problems and perspectives in applied limnology. Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* **20**:324–402. <https://doi.org/10.1080/05384680.1974.11923893>

ANEXOS

Amonio (mg/L)



Anexo 1. Medición de amonio de los doce sitios, en los que se eligió los tres valores más altos y los tres más bajos.

Anexo 2. Aplicación del índice QBR-And a las diferentes localidades.

Calidad de ríos andinos (Protocolo CERA) 57

Anexo 5. Índice de calidad de la vegetación de ribera Andina (QBR-And). *Andean riparian vegetation quality Index (QBR-And)*.

ÍNDICE QBR-And
Calidad de la ribera para
Comunidades arbóreas
Protocolo CERA



UNIVERSITAT DE BARCELONA
Grup de recerca F.E.M.
(Freshwater Ecology and Management)
Departament d'Ecologia

		Estación	
		Observador	
		Fecha	
La puntuación de cada uno de los 4 apartados no puede ser negativa ni exceder de 25 puntos			
Grado de cubierta de la zona de ribera			Puntuación bloque 1
Puntuación			
25	> 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera (las plantas anuales no se contabilizan)		
10	50-80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera		5
5	10-50 % de cubierta vegetal de la zona de ribera		
0	< 10 % de cubierta vegetal de la zona de ribera		
+ 10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es total		
x + 5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es superior al 50%		-5 0
- 5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es entre el 25 y 50%		
-10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es inferior al 25%		
Estructura de la cubierta (se contabiliza toda la zona de ribera)			Puntuación bloque 2
Puntuación			
25	recubrimiento de árboles superior al 75 %		
10	recubrimiento de árboles entre el 50 y 75 % o recubrimiento de árboles entre el 25 y 50 % y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25 %		5
5	recubrimiento de árboles inferior al 50 % y el resto de la cubierta con arbustos entre 10 y 25 %		10
0	sin árboles y arbustos por debajo del 10 %		
+ 10	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es superior al 50 %		
+ 5	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es entre 25 y 50 %		5
+ 5	si existe una buena conexión entre la zona de arbustos y árboles con un sotobosque.		
- 5	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es > 50 %		
- 5	si los árboles y arbustos se distribuyen en manchas, sin una continuidad		
- 10	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es < 50 %		
Calidad de la cubierta			Puntuación bloque 3
Puntuación			
25	Todos los árboles de la zona de ribera autóctonos		
10	Como máximo un 25% de la cobertura es de especies de árboles introducidas		5
5	26 a 50% de los árboles de ribera son especies introducidas		
0	Más del 51% de los árboles de la ribera son especies introducidas		
+ 10	>75% des los arbustos son de especies autóctonas.		
+ 5	51-75% o más de los arbustos de especies autóctonas		
- 5	26-50% de la cobertura de arbustos de especies autóctonas		-5
- 10	Menos del 25% de la cobertura de los arbustos de especies autóctonas		
Grado de naturalidad del canal fluvial			Puntuación bloque 4
Puntuación			
x 25	el canal del río no ha estado modificado		
10	modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal		25
5	signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río		
0	río canalizado en la totalidad del tramo		
x - 10	si existe alguna estructura sólida dentro del lecho del río		20
- 10	si existe alguna presa o otra infraestructura transversal en el lecho del río		
- 5	si hay basuras en el tramo de muestreo de forma puntual pero abundantes		-5
- 10	si hay un basurero permanente en el tramo estudiado		
Puntuación final (suma de las anteriores puntuaciones)			30

Alambi

Anexo 5. Índice de calidad de la vegetación de ribera Andina (QBR-And). *Andean riparian vegetation quality Index (QBR-And)*.

ÍNDICE QBR-And
Calidad de la ribera para
Comunidades arbóreas
Protocolo CERA

UNIVERSIDAD DE BARCELONA
 Grup de recerca F.E.M.
 (Freshwater Ecology and Management)
 Departament d'Ecologia

Pichan

La puntuación de cada uno de los 4 apartados no puede ser negativa ni exceder de 25 puntos		Estación
		Observador
		Fecha
Grado de cubierta de la zona de ribera		Puntuación bloque 1
Puntuación		
25	> 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera (las plantas anuales no se contabilizan)	
10	50-80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	5
5	10-50 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	
0	< 10 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	
+ 10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es total	0
+ 5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es superior al 50%	
- 5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es entre el 25 y 50%	
- 10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es inferior al 25%	-5
Estructura de la cubierta (se contabiliza toda la zona de ribera)		Puntuación bloque 2
Puntuación		
25	recubrimiento de árboles superior al 75 %	
10	recubrimiento de árboles entre el 50 y 75 % o recubrimiento de árboles entre el 25 y 50 % y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25 %	10
5	recubrimiento de árboles inferior al 50 % y el resto de la cubierta con arbustos entre 10 y 25 %	
0	sin árboles y arbustos por debajo del 10 %	
+ 10	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es superior al 50 %	15
+ 5	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es entre 25 y 50 %	5
+ 5	si existe una buena conexión entre la zona de arbustos y árboles con un sotobosque.	
- 5	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es > 50 %	
- 5	si los árboles y arbustos se distribuyen en manchas, sin una continuidad	
- 10	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es < 50 %	
Calidad de la cubierta		Puntuación bloque 3
Puntuación		
25	Todos los árboles de la zona de ribera autóctonos	
10	Como máximo un 25% de la cobertura es de especies de árboles introducidas	10
5	26 a 50% de los árboles de ribera son especies introducidas	
0	Más del 51% de los árboles de la ribera son especies introducidas	
+ 10	>75% de los arbustos son de especies autóctonas.	5
+ 5	51-75% o más de los arbustos de especies autóctonas	
- 5	26-50% de la cobertura de arbustos de especies autóctonas	
- 10	Menos del 25% de la cobertura de los arbustos de especies autóctonas	-5
Grado de naturalidad del canal fluvial		Puntuación bloque 4
Puntuación		
25	el canal del río no ha estado modificado	
10	modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal	25
5	signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río	
0	río canalizado en la totalidad del tramo	
- 10	si existe alguna estructura sólida dentro del lecho del río	20
- 10	si existe alguna presa o otra infraestructura transversal en el lecho del río	
- 5	si hay basuras en el tramo de muestreo de forma puntual pero abundantes	
- 10	si hay un basurero permanente en el tramo estudiado	-5
Puntuación final (suma de las anteriores puntuaciones)		

40

Anexo 5. Índice de calidad de la vegetación de ribera Andina (QBR-And). *Andean riparian vegetation quality Index (QBR-And)*.

ÍNDICE QBR-And
Calidad de la ribera para
Comunidades arbóreas
Protocolo CERA

UNIVERSITAT DE BARCELONA
 Grup de recerca F.E.M.
 (Freshwater Ecology and Management)
 Departament d'Ecologia

La Sierra

La puntuación de cada uno de los 4 apartados no puede ser negativa ni exceder de 25 puntos		Estación
		Observador
		Fecha
Grado de cubierta de la zona de ribera		Puntuación bloque 1
Puntuación		
25	> 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera (las plantas anuales no se contabilizan)	
10	50-80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	5
5	10-50 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	
0	< 10 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	
+10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es total	0
+5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es superior al 50%	
-5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es entre el 25 y 50%	
-10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es inferior al 25%	-5
Estructura de la cubierta (se contabiliza toda la zona de ribera)		Puntuación bloque 2
Puntuación		
25	recubrimiento de árboles superior al 75 %	
10	recubrimiento de árboles entre el 50 y 75 % o recubrimiento de árboles entre el 25 y 50 % y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25 %	10
5	recubrimiento de árboles inferior al 50 % y el resto de la cubierta con arbustos entre 10 y 25 %	
0	sin árboles y arbustos por debajo del 10 %	
+10	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es superior al 50 %	15
+5	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es entre 25 y 50 %	3
+5	si existe una buena conexión entre la zona de arbustos y árboles con un sotobosque.	
-5	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es > 50 %	
-5	si los árboles y arbustos se distribuyen en manchas, sin una continuidad	
-10	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es < 50 %	
Calidad de la cubierta		Puntuación bloque 3
Puntuación		
25	Todos los árboles de la zona de ribera autóctonos	
10	Como máximo un 25% de la cobertura es de especies de árboles introducidas	10
5	26 a 50% de los árboles de ribera son especies introducidas	
0	Más del 51% de los árboles de la ribera son especies introducidas	
+10	>75% des los arbustos son de especies autóctonas.	5
+5	51-75% o más de los arbustos de especies autóctonas	
-5	26-50% de la cobertura de arbustos de especies autóctonas	
-10	Menos del 25% de la cobertura de los arbustos de especies autóctonas	-5
Grado de naturalidad del canal fluvial		Puntuación bloque 4
Puntuación		
25	el canal del río no ha estado modificado	25
10	modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal	
5	signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río	
0	río canalizado en la totalidad del tramo	
-10	si existe alguna estructura sólida dentro del lecho del río	
-10	si existe alguna presa o otra infraestructura transversal en el lecho del río	
-5	si hay basuras en el tramo de muestreo de forma puntual pero abundantes	
-10	si hay un basurero permanente en el tramo estudiado	
Puntuación final (suma de las anteriores puntuaciones)		

45

Anexo 5. Índice de calidad de la vegetación de ribera Andina (QBR-And). *Andean riparian vegetation quality Index (QBR-And)*.

ÍNDICE QBR-And
Calidad de la ribera para
Comunidades arbóreas
Protocolo CERA

UNIVERSITAT DE BARCELONA
Grup de recerca F.E.M.
(Freshwater Ecology and Management)
Departament d'Ecologia

La puntuación de cada uno de los 4 apartados no puede ser negativa ni exceder de 25 puntos		Estación	
Grado de cubierta de la zona de ribera		Observador	
		Fecha	Puntuación bloque 1
Ayahuaco			
Puntuación			
25	> 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera (las plantas anuales no se contabilizan)		25
10	50-80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera		
5	10-50 % de cubierta vegetal de la zona de ribera		
0	< 10 % de cubierta vegetal de la zona de ribera		
+10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es total		20
+5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es superior al 50%		
-5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es entre el 25 y 50%		-5
-10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es inferior al 25%		
Estructura de la cubierta (se contabiliza toda la zona de ribera)			Puntuación bloque 2
Puntuación			
25	recubrimiento de árboles superior al 75 %		5
10	recubrimiento de árboles entre el 50 y 75 % o recubrimiento de árboles entre el 25 y 50 % y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25 %		
5	recubrimiento de árboles inferior al 50 % y el resto de la cubierta con arbustos entre 10 y 25 %		10
0	sin árboles y arbustos por debajo del 10 %		
+10	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es superior al 50 %		5
+5	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es entre 25 y 50 %		
+5	si existe una buena conexión entre la zona de arbustos y árboles con un sotobosque.		
-5	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es > 50 %		
-5	si los árboles y arbustos se distribuyen en manchas, sin una continuidad		
-10	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es < 50 %		
Calidad de la cubierta			Puntuación bloque 3
Puntuación			
25	Todos los árboles de la zona de ribera autóctonos		
10	Como máximo un 25% de la cobertura es de especies de árboles introducidas		5
5	26 a 50% de los árboles de ribera son especies introducidas		
0	Más del 51% de los árboles de la ribera son especies introducidas		
+10	>75% des los arbustos son de especies autóctonas.		10
+5	51-75% o más de los arbustos de especies autóctonas		
-5	26-50% de la cobertura de arbustos de especies autóctonas		5
-10	Menos del 25% de la cobertura de los arbustos de especies autóctonas		
Grado de naturalidad del canal fluvial			Puntuación bloque 4
Puntuación			
25	el canal del río no ha estado modificado		25
10	modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal		
5	signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río		
0	río canalizado en la totalidad del tramo		
-10	si existe alguna estructura sólida dentro del lecho del río		20
-10	si existe alguna presa o otra infraestructura transversal en el lecho del río		
-5	si hay basuras en el tramo de muestreo de forma puntual pero abundantes		-5
-10	si hay un basurero permanente en el tramo estudiado		
Puntuación final (suma de las anteriores puntuaciones)			
			(60)

Anexo 5. Índice de calidad de la vegetación de ribera Andina (QBR-And). *Andean riparian vegetation quality Index (QBR-And).*

ÍNDICE QBR-And
Calidad de la ribera para
Comunidades arbóreas
Protocolo CERA

UNIVERSITAT DE BARCELONA
B
 Grup de recerca F.E.M.
 (Freshwater Ecology and Management)
 Departament d'Ecologia

La puntuación de cada uno de los 4 apartados no puede ser negativa ni exceder de 25 puntos		Estación	
Grado de cubierta de la zona de ribera		Observador	
		Fecha	Puntuación bloque 1
Puntuación			
25	> 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera (las plantas anuales no se contabilizan)		5
10	50-80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera		
5	10-50 % de cubierta vegetal de la zona de ribera		
0	< 10 % de cubierta vegetal de la zona de ribera		
+10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es total		-5
+5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es superior al 50%		0
-5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es entre el 25 y 50%		
-10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es inferior al 25%		
Estructura de la cubierta (se contabiliza toda la zona de ribera)		Puntuación bloque 2	
Puntuación			
25	recubrimiento de árboles superior al 75 %		10
10	recubrimiento de árboles entre el 50 y 75 % o recubrimiento de árboles entre el 25 y 50 % y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25 %		
5	recubrimiento de árboles inferior al 50 % y el resto de la cubierta con arbustos entre 10 y 25 %		15
0	sin árboles y arbustos por debajo del 10 %		
+10	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es superior al 50 %		5
+5	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es entre 25 y 50 %		
+5	si existe una buena conexión entre la zona de arbustos y árboles con un sotobosque.		
-5	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es > 50 %		
-5	si los árboles y arbustos se distribuyen en manchas, sin una continuidad		
-10	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es < 50 %		
Calidad de la cubierta		Puntuación bloque 3	
Puntuación			
25	Todos los árboles de la zona de ribera autóctonos		10
10	Como máximo un 25% de la cobertura es de especies de árboles introducidas		
5	26 a 50% de los árboles de ribera son especies introducidas		5
0	Más del 51% de los árboles de la ribera son especies introducidas		
+10	>75% des los arbustos son de especies autóctonas.		
+5	51-75% o más de los arbustos de especies autóctonas		-5
-5	26-50% de la cobertura de arbustos de especies autóctonas		
-10	Menos del 25% de la cobertura de los arbustos de especies autóctonas		
Grado de naturalidad del canal fluvial		Puntuación bloque 4	
Puntuación			
25	el canal del río no ha estado modificado		25
10	modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal		
5	signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río		
0	río canalizado en la totalidad del tramo		20
-10	si existe alguna estructura sólida dentro del lecho del río		
-10	si existe alguna presa o otra infraestructura transversal en el lecho del río		-5
-5	si hay basuras en el tramo de muestreo de forma puntual pero abundantes		
-10	si hay un basurero permanente en el tramo estudiado		
Puntuación final (suma de las anteriores puntuaciones)			70

Sambache

Anexo 5. Índice de calidad de la vegetación de ribera Andina (QBR-And). *Andean riparian vegetation quality index (QBR-And)*.

ÍNDICE QBR-And
Calidad de la ribera para
Comunidades arbóreas
Protocolo CERA

UNIVERSITAT DE BARCELONA
 Grup de recerca F.E.M.
 (Freshwater Ecology and Management)
 Departament d'Ecologia

San Pedro

La puntuación de cada uno de los 4 apartados no puede ser negativa ni exceder de 25 puntos		Estación
		Observador
		Fecha
Grado de cubierta de la zona de ribera		Puntuación bloque 1
Puntuación		
25	> 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera (las plantas anuales no se contabilizan)	
10	50-80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	5
5	10-50 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	
0	< 10 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	0
+10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es total	
+5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es superior al 50%	
-5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es inferior al 25%	-5
-10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es inferior al 25%	
Estructura de la cubierta (se contabiliza toda la zona de ribera)		Puntuación bloque 2
Puntuación		
25	recubrimiento de árboles superior al 75 %	
10	recubrimiento de árboles entre el 50 y 75 % o recubrimiento de árboles entre el 25 y 50 % y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25 %	5
5	recubrimiento de árboles inferior al 50 % y el resto de la cubierta con arbustos entre 10 y 25 %	
0	sin árboles y arbustos por debajo del 10 %	10
+10	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es superior al 50 %	
+5	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es entre 25 y 50 %	5
+5	si existe una buena conexión entre la zona de arbustos y árboles con un sotobosque.	
-5	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es > 50 %	
-5	si los árboles y arbustos se distribuyen en manchas, sin una continuidad	
-10	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es < 50 %	
Calidad de la cubierta		Puntuación bloque 3
Puntuación		
25	Todos los árboles de la zona de ribera autóctonos	
10	Como máximo un 25% de la cobertura es de especies de árboles introducidas	5
5	26 a 50% de los árboles de ribera son especies introducidas	
0	Más del 51% de los árboles de la ribera son especies introducidas	0
+10	>75% des los arbustos son de especies autóctonas.	
+5	51-75% o más de los arbustos de especies autóctonas	
-5	26-50% de la cobertura de arbustos de especies autóctonas	-5
-10	Menos del 25% de la cobertura de los arbustos de especies autóctonas	
Grado de naturalidad del canal fluvial		Puntuación bloque 4
Puntuación		
25	el canal del río no ha estado modificado	25
10	modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal	
5	signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río	
0	río canalizado en la totalidad del tramo	20
-10	si existe alguna estructura sólida dentro del lecho del río	
-10	si existe alguna presa o otra infraestructura transversal en el lecho del río	
-5	si hay basuras en el tramo de muestreo de forma puntual pero abundantes	-5
-10	si hay un basurero permanente en el tramo estudiado	
Puntuación final (suma de las anteriores puntuaciones)		

80

Anexo 3. Aplicación del índice IHF a las diferentes localidades.

56 Acosta et al. 2019

12-08-2019
Alambi

Anexo 4. Índice de hábitat fluvial (IHF) (Adaptado de Pardo et al., 2002). River habitat index (IHF) (Adapted from Pardo et al., 2002)

Bloques		Puntuación
1. Inclusión rápidos		P1
Rápidos	Piedras, cantos y gravas no fijadas por sedimentos finos. Inclusión 0 - 30%	10
	Piedras, cantos y gravas poco fijadas por sedimentos finos. Inclusión 30 - 60%	5 ✓ 5
	Piedras, cantos y gravas medianamente fijadas por sedimentos finos. Inclusión > 60%	0
TOTAL (una categoría)		
2. Frecuencia de rápidos		
	Alta frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río < 7	10 ✓ 10
	Escasa frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río 7 - 15	8
	Ocurrencia ocasional de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río 15 - 25	6
	Constancia de flujo laminar o rápidos someros. Relación distancia entre rápidos / anchura del río > 25	4
	Sólo pozas	2
TOTAL (una categoría)		
3. Composición del sustrato (en caso de ausencia absoluta el valor debe ser 0 para cada apartado)		
% Bloques y piedras	1 - 10%	2 ✓ 2
	> 10%	5
% Cantos y gravas	1 - 10%	2
	> 10%	5 ✓ 5
% Arena	1 - 10%	2 ✓ 2
	> 10%	5
% Limo y arcilla	1 - 10%	2 0 -
	> 10%	5
TOTAL (sumar categorías)		
4. Regímenes de velocidad / profundidad		
	somero < 0,5 m 4 categorías. Lento-profundo, lento-somero, rápido-profundo y rápido-somero.	10
	lento < 0,3 m/s. Sólo 3 de las 4 categorías	8
	Sólo 2 de las 4	6 ✓ 6
	Sólo 1 de las cuatro	4
TOTAL (una categoría)		
5. Porcentaje de sombra en el cauce		
	Sombreado con ventanas	10
	Totalmente en sombra	7
	Grandes claros	5 ✓ 5
	Expuesto	3
TOTAL (una categoría)		
6. Elementos heterogeneidad (si hay ausencia de hojarasca el valor debe ser 0 puntos)		
Hojarasca	> 10% ó < 75%	4
	< 10% ó > 75%	2 ✓ 2
Presencia de troncos y ramas		2 ✓ 2
Raíces expuestas		2 ✓ 2
Diques naturales		2
TOTAL (una categoría)		
7. Cobertura de vegetación acuática (en caso de ausencia absoluta el valor debe ser cero para cada apartado)		
% Plocon + briófitos	10 - 50%	10 ✓ 10
	< 10% ó > 50%	5
	Ausencia absoluta	0
% Pecton	10 - 50%	10
	< 10% ó > 50%	5
	Ausencia absoluta	0 ✓ 0
% Fauerógamas	10 - 50%	10
	< 10% ó > 50%	5 ✓ 5
	Ausencia absoluta	0
TOTAL (sumar categorías)		56
PUNTAJÓN FINAL (suma de las puntuaciones anteriores)		

ECORR0819-01

19-08-2019

Pichan

Anexo 4. Índice de hábitat fluvial (IHF) (Adaptado de Pardo et al., 2002). River habitat index (IHF) (Adapted from Pardo et al., 2002)

Bloques		Puntuación
1. Inclusión rápidos		
Rápidos	Piedras, cantos y gravas no fijadas por sedimentos finos. Inclusión 0 - 30%	10
	Piedras, cantos y gravas poco fijadas por sedimentos finos. Inclusión 30 - 60%	5
	Piedras, cantos y gravas medianamente fijadas por sedimentos finos. Inclusión > 60%	0
TOTAL (una categoría)		10
2. Frecuencia de rápidos		
	Alta frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río < 7	10
	Escasa frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río 7 - 15	8
	Ocurrencia ocasional de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río 15 - 25	6
	Constancia de flujo laminar o rápidos someros. Relación distancia entre rápidos/anchura del río > 25	4
	Sólo pozas	2
TOTAL (una categoría)		10
3. Composición del sustrato (en caso de ausencia absoluta el valor debe ser 0 para cada apartado)		
% Bloques y piedras	1 - 10%	2
	> 10%	5
% Cantos y gravas	1 - 10%	2
	> 10%	5
% Arena	1 - 10%	2
	> 10%	5
% Limo y arcilla	1 - 10%	2
	> 10%	5
TOTAL (sumar categorías)		20
4. Regímenes de velocidad / profundidad		
	rápido: < 0.5 m/s 4 categorías. Lento-profundo, lento-somero, rápido-profundo y rápido-somero.	10
	lento: < 0.3 m/s Sólo 3 de las 4 categorías	8
	Sólo 2 de las 4	6
	Sólo 1 de las cuatro	4
TOTAL (una categoría)		6
5. Porcentaje de sombra en el cauce		
	Sombreado con verjatas	10
	Totalmente en sombra	7
	Grandes claros	5
	Expuesto	3
TOTAL (una categoría)		5
6. Elementos heterogeneidad (si hay ausencia de hojarasca el valor debe ser 0 puntos)		
Hojarasca	> 10% ó < 75%	4
	< 10% ó > 75%	2
Presencia de troncos y ramas	> 10% ó > 50%	2
	< 10% ó < 50%	2
Diques naturales	> 10% ó > 50%	2
	< 10% ó < 50%	0
TOTAL (una categoría)		10
7. Cobertura de vegetación acuática (en caso de ausencia absoluta el valor debe ser cero para cada apartado)		
% Plocon + briófitos	10 - 50%	10
	< 10% ó > 50%	5
	Ausencia absoluta	0
% Pecton	10 - 50%	10
	< 10% ó > 50%	5
	Ausencia absoluta	0
% Fanerógamas	10 - 50%	10
	< 10% ó > 50%	5
	Ausencia absoluta	0
TOTAL (sumar categorías)		0
PUNTUACIÓN FINAL (suma de las puntuaciones anteriores)		

26-08-2019

La Jirra

Anexo 4. Índice de hábitat fluvial (IHF) (Adaptado de Pardo et al., 2002). River habitat index (IHF) (Adapted from Pardo et al., 2002)

Bloques		Puntuación
1. Inclusión rápidos		
Rápidos	Piedras, cantos y gravas no fijadas por sedimentos finos. Inclusión 0 - 30%	10
	Piedras, cantos y gravas poco fijadas por sedimentos finos. Inclusión 30 - 60%	5
	Piedras, cantos y gravas medianamente fijadas por sedimentos finos. Inclusión > 60%	0
TOTAL (una categoría)		5
2. Frecuencia de rápidos		
	Alta frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río < 7	10
	Eseasa frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río 7 - 15	8
	Ocurrencia ocasional de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río 15 - 25	6
	Constancia de flujo laminar o rápidos someros. Relación distancia entre rápidos/anchura del río > 25	4
	Sólo pozas	2
TOTAL (una categoría)		10
3. Composición del sustrato (en caso de ausencia absoluta el valor debe ser 0 para cada apartado)		
	% Bloques y piedras	1 - 10%
		> 10%
	% Cantos y gravas	1 - 10%
		> 10%
	% Arena	1 - 10%
		> 10%
	% Limo y arcilla	1 - 10%
		> 10%
TOTAL (sumar categorías)		5
4. Regímenes de velocidad / profundidad		
	somero; < 0,5 m 4 categorías. Lento-profundo, lento-somero, rápido-profundo y rápido-somero.	10
	lento; < 0,3 m/s Sólo 3 de las 4 categorías	8
	Sólo 2 de las 4	6
	Sólo 1 de las cuatro	4
TOTAL (una categoría)		6
5. Porcentaje de sombra en el cauce		
	Sombreado con ventanas	10
	Totalmente en sombra	7
	Grandes claros	5
	Expuesto	3
TOTAL (una categoría)		5
6. Elementos heterogeneidad (si hay ausencia de hojarasca el valor debe ser 0 puntos)		
	Hojarasca	> 10% ó < 75%
		< 10% ó > 75%
	Presencia de troncos y ramas	2
	Raíces expuestas	2
	Diques naturales	2
TOTAL (una categoría)		2
7. Cobertura de vegetación acuática (en caso de ausencia absoluta el valor debe ser cero para cada apartado)		
	% Plocon + briófitos	10 - 50%
		< 10% ó > 50%
	Ausencia absoluta	0
	% Pecton	10 - 50%
		< 10% ó > 50%
	Ausencia absoluta	0
	% Fanerógamas	10 - 50%
		< 10% ó > 50%
	Ausencia absoluta	0
TOTAL (sumar categorías)		10
Puntuación Final (suma de las puntuaciones anteriores)		
TOTAL		64

Anexo 5. Índice de calidad de la vegetación de ribera Andina (QBR-And). *Andean riparian vegetation quality Index (QBR-And)*.

ÍNDICE QBR-And
Calidad de la ribera para
Comunidades arbóreas
Protocolo CERA

UNIVERSITAT DE BARCELONA
Grup de recerca F.E.M.
(Freshwater Ecology and Management)
Departament d'Ecologia

La puntuación de cada uno de los 4 apartados no puede ser negativa ni exceder de 25 puntos		Estación	Observador	Fecha
Grado de cubierta de la zona de ribera				Puntuación bloque 1
Puntuación				
25	> 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera (las plantas anuales no se contabilizan)			
10	50-80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera			
5	10-50 % de cubierta vegetal de la zona de ribera			
0	< 10 % de cubierta vegetal de la zona de ribera			
+ 10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es total			
x + 5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es superior al 50%			
- 5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es entre el 25 y 50%			
- 10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es inferior al 25%			
Estructura de la cubierta (se contabiliza toda la zona de ribera)				Puntuación bloque 2
Puntuación				
25	recubrimiento de árboles superior al 75 %			
10	recubrimiento de árboles entre el 50 y 75 % o recubrimiento de árboles entre el 25 y 50 % y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25 %			
5	recubrimiento de árboles inferior al 50 % y el resto de la cubierta con arbustos entre 10 y 25 %			
0	sin árboles y arbustos por debajo del 10 %			
+ 10	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es superior al 50 %			
+ 5	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es entre 25 y 50 %			
+ 5	si existe una buena conexión entre la zona de arbustos y árboles con un sotobosque.			
- 5	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es > 50 %			
- 5	si los árboles y arbustos se distribuyen en manchas, sin una continuidad			
- 10	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es < 50 %			
Calidad de la cubierta				Puntuación bloque 3
Puntuación				
25	Todos los árboles de la zona de ribera autóctonos			
10	Como máximo un 25% de la cobertura es de especies de árboles introducidas			
5	26 a 50% de los árboles de ribera son especies introducidas			
0	Más del 51% de los árboles de la ribera son especies introducidas			
+ 10	>75% des los arbustos son de especies autóctonas.			
+ 5	51-75% o más de los arbustos de especies autóctonas			
- 5	26-50% de la cobertura de arbustos de especies autóctonas			
- 10	Menos del 25% de la cobertura de los arbustos de especies autóctonas			
Grado de naturalidad del canal fluvial				Puntuación bloque 4
Puntuación				
✓ 25	el canal del río no ha estado modificado			
10	modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal			
5	signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río			
0	río canalizado en la totalidad del tramo			
x - 10	si existe alguna estructura sólida dentro del lecho del río			
- 10	si existe alguna presa o otra infraestructura transversal en el lecho del río			
- 5	si hay basuras en el tramo de muestreo de forma puntual pero abundantes			
- 10	si hay un basurero permanente en el tramo estudiado			
Puntuación final (suma de las anteriores puntuaciones)				

Ayahuco

25

20

-5

5

10

5

5

10

5

25

20

-5

(60)

30-07-2019
Sambalbe

Anexo 4. Índice de hábitat fluvial (IHF) (Adaptado de Pardo et al., 2002). River habitat index (IHF) (Adapted from Pardo et al., 2002)

Bloques		Puntuación	
1. Inclusión rápidos			
Rápidos	Piedras, cantos y gravas no fijadas por sedimentos finos. Inclusión 0 - 30%	10	
	Piedras, cantos y gravas poco fijadas por sedimentos finos. Inclusión 30 - 60%	5	
	Piedras, cantos y gravas medianamente fijadas por sedimentos finos. Inclusión > 60%	0	
TOTAL (una categoría)		5	
2. Frecuencia de rápidos			
	Alta frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río < 7	10	
	Escasa frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río 7 - 15	8	
	Ocurrencia ocasional de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río 15 - 25	6	
	Constancia de flujo laminar o rápidos someros. Relación distancia entre rápidos/anchura del río > 25	4	
	Sólo pozas	2	
TOTAL (una categoría)		10	
3. Composición del sustrato (en caso de ausencia absoluta el valor debe ser 0 para cada apartado)			
	% Bloques y piedras	1 - 10% > 10%	2 5
	% Cantos y gravas	1 - 10% > 10%	2 5
	% Arena	1 - 10% > 10%	2 5
	% Limo y arcilla	1 - 10% > 10%	2 5
TOTAL (sumar categorías)		5	
4. Regimenes de velocidad / profundidad			
	somero: < 0.5 m 4 categorías. Lento-profundo, lento-somero, rápido-profundo y rápido-somero	10	
	lento: < 0.3 m 3 de las 4 categorías	8	
	Sólo 2 de las 4	6	
	Sólo 1 de las cuatro	4	
TOTAL (una categoría)		10	
5. Porcentaje de sombra en el cauce			
	Sombreado con ventanas	10	
	Totalmente en sombra	7	
	Grandes claros	5	
	Expuesto	3	
TOTAL (una categoría)		5	
6. Elementos heterogeneidad (si hay ausencia de hojarasca el valor debe ser 0 puntos)			
	Hojarasca	> 10% ó < 75% < 10% ó > 75%	4 2
	Presencia de troncos y ramas	2	
	Raíces expuestas	2	
	Diapas naturales	2	
TOTAL (una categoría)		4	
7. Cobertura de vegetación acuática (en caso de ausencia absoluta el valor debe ser cero para cada apartado)			
	% Plocon + briófitos	10 - 50% ≤ 10% ó ≥ 50% Ausencia absoluta	10 5 0
	% Pecton	10 - 50% ≤ 10% ó ≥ 50% Ausencia absoluta	10 5 0
	% Fanerógamas	10 - 50% ≤ 10% ó ≥ 50% Ausencia absoluta	10 5 0
TOTAL (sumar categorías)		17	
Puntuación Final (suma de las puntuaciones anteriores)			

18-10-2019

San Pedro

Anexo 4. Índice de hábitat fluvial (IHF) (Adaptado de Pardo et al., 2002). River habitat index (IHF) (Adapted from Pardo et al., 2002)

Bloques		Puntuación	
1. Inclusión rápidos			
Rápidos	Piedras, cantos y gravas no fijadas por sedimentos finos. Inclusión 0 - 30%	10	10
	Piedras, cantos y gravas poco fijadas por sedimentos finos. Inclusión 30 - 60%	5	
	Piedras, cantos y gravas medianamente fijadas por sedimentos finos. Inclusión > 60%	0	
TOTAL (una categoría)			
2. Frecuencia de rápidos			
	Alta frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río < 7	10	10
	Escasa frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río 7 - 15	8	
	Ocurrencia ocasional de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río 15 - 25	6	
	Constancia de flujo laminar o rápidos someros. Relación distancia entre rápidos / anchura del río > 25	4	
	Sólo pozas	2	
TOTAL (una categoría)			
3. Composición del sustrato (en caso de ausencia absoluta el valor debe ser 0 para cada apartado)			
% Bloques y piedras	1 - 10%	2	5
	> 10%	5	
% Cantos y gravas	1 - 10%	2	5
	> 10%	5	
% Arena	1 - 10%	2	2
	> 10%	5	
% Limo y arcilla	1 - 10%	2	2
	> 10%	5	
TOTAL (sumar categorías)			
4. Regímenes de velocidad / profundidad			
	rápido: < 0.3 m/s 4 categorías. Lento-profundo, lento-somero, rápido-profundo y rápido-somero.	10	8
	lento: < 0.3 m/s Sólo 3 de las 4 categorías	8	
	Sólo 2 de las 4	6	
	Sólo 1 de las cuatro	4	
TOTAL (una categoría)			
5. Porcentaje de sombra en el cauce			
	Sombreado con ventanas	10	3
	Totalmente en sombra	7	
	Grandes claros	5	
	Expuesto	3	
TOTAL (una categoría)			
6. Elementos heterogeneidad (si hay ausencia de hojarasca el valor debe ser 0 puntos)			
Hojarasca	> 10% ó < 75%	4	2
	< 10% ó > 75%	2	
Presencia de troncos y ramas	2		
Raíces expuestas	2		
Diques naturales	2		
TOTAL (una categoría)			
7. Cobertura de vegetación acuática (en caso de ausencia absoluta el valor debe ser cero para cada apartado)			
% Plocon + briófitos	10 - 50%	10	0
	< 10% ó > 50%	5	
	Ausencia absoluta	0	
% Pecton	10 - 50%	10	5
	< 10% ó > 50%	5	
	Ausencia absoluta	0	
% Fancrógamas	10 - 50%	10	5
	< 10% ó > 50%	5	
	Ausencia absoluta	0	
TOTAL (sumar categorías)			
PUNTUACIÓN FINAL (suma de las puntuaciones anteriores)			51



Anexo 4. Cuenca del Río Alambí.



Anexo 5. Río Alambí



Anexo 6. Río La Sierra



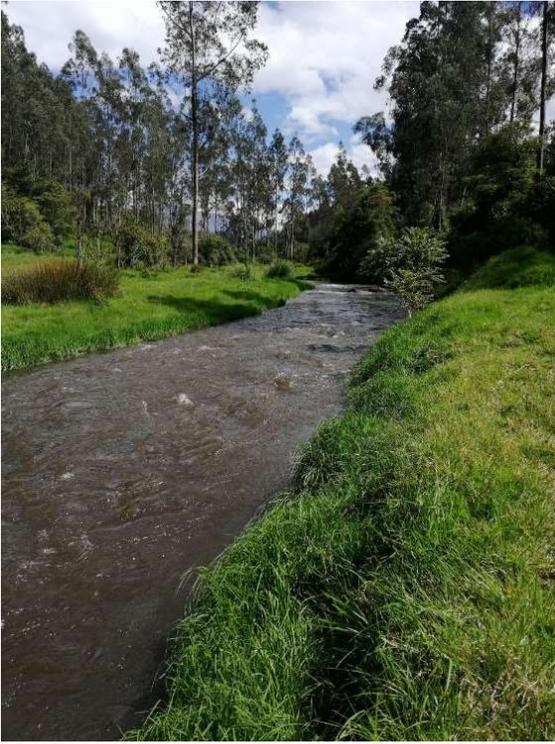
Anexo 7. Río Pichán



Anexo 8. Quebrada Ayahurco



Anexo 9. Quebrada Sambache



Anexo 10. Río San Pedro



Anexo 11. Medición de caudal



Anexo 12. Medición de cobertura de dosel

Análisis de la varianza

Variable	N	R	R	Aj	CV
Conductividad eléctrica	18	1.00		0.99	5.82

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V	S.C	gl	CM	F	p-valor
Modelo	771371.35	5	154274.27	593.11	<0.0001
Localidades	771371.35	5	154274.27	593.11	<0.0001
Error	3121.31	12	260.11		
Total	774492.66	17			

Test: LSD Fisher Alfa=0.05 DMS=34.14961

Error: 260.1089 gl: 12

Localidades	Medias	n	E.E		
LA SIERRA	114.47	3	9.31	A	
ALAMBI	118.30	2	9.31	A	
PICHAN	176.03	3	9.31		B
AYAHURCO	231.60	1	9.31		C
SAMBACHE	305.93	3	9.31		D
SAN PEDRO	715.67	3	9.31		E

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p>0.05$)

Anexo 13. ANOVA de dos vías de CE vs localidades y análisis post-hoc LSD.

Análisis de la varianza

Variable	N	R	R Aj	CV
Oxígeno disuelto	18	0.59	0.41	4.16

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V	S.C	gl	CM	F	p-valor
Modelo	1.57	5	0.31	3.39	0.0386
Localidades	1.57	5	0.31	3.39	0.0386
Error	1.11	12	0.09		
Total	2.68	17			

Test: LSD Fisher Alfa=0.05 DMS=0.64364

Error: 0.0924 gl: 12

Localidades	Medias	n	E.E		
PICHAN	6.89	3	0.18	A	
AYAHURCO	6.90	1	0.18	A	B
SAN PEDRO	7.42	3	0.18	A	B
SAMBACHE	7.50	3	0.18		B
LA SIERRA	7.55	3	0.18		B
ALAMBI	7.58	2	0.18		B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p>0.05$)

Anexo 14. ANOVA de dos vías de Oxígeno disuelto vs localidades y análisis post-hoc LSD.

Análisis de la varianza

Variable	N	R	R	Aj	CV
Temperatura	18	0.94		0.91	4.15

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V	S.C	gl	CM	F	p-valor
Modelo	50.77	5	10.15	34.68	<0.0001
Localidades	50.77	5	10.15	34.68	<0.0001
Error	3.51	12	0.29		
Total	54.28	17			

Test: LSD Fisher Alfa=0.05 DMS=1.14572

Error: 0.2928 gl: 12

Localidades	Medias	n	E.E	
ALAMBI	10.87	2	0.31	A
AYAHURCO	11.13	1	0.31	A
PICHAN	12.93	3	0.31	B
SAN PEDRO	13.70	3	0.31	B
LA SIERRA	13.87	3	0.31	B
SAMBACHE	15.77	3	0.31	C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p>0.05$)

Anexo 15. ANOVA de dos vías de Temperatura vs localidades y análisis post –hoc LSD.

Análisis de la varianza

Variable	N	R	R	Aj	CV
QBR	5	0.81		0.75	15.54

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V	S.C	gl	CM	F	p-valor
Modelo	907.50	1	907.50	12.81	0.0373
Localidades	907.50	1	907.50	12.81	0.0373
Error	212.50	3	70.83		

Total	1120.00	4
-------	---------	---

Test: LSD Fiseher Alfa=0.05 DMS=4.37482

Error: 70.833 gl: 3

Localidades	Medias	n	E.E	
EUTRÓFICO	42.50	2	5.96	A
OLIGOTRÓFICO	70.00	3	4.86	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p>0.05$)

Anexo 16. ANOVA de dos vías de QBR vs grupos de nutrientes y análisis post-hoc LSD.

Análisis de la varianza

Variable	N	R	R Aj	CV
DBO5	18	0.98	0.98	25.22

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V	S.C	gl	CM	F	p-valor
Modelo	4044.78	5	808.96	139.34	<0.0001
Localidades	4044.78	5	808.96	139.34	<0.0001
Error	69.67	12	5.81		
Total	4114.44	17			

Test: LSD Fiseher Alfa=0.05 DMS=4.37482

Error: 5.8056 gl: 12

Localidades	Medias	n	E.E	
ALAMBI	0.33	3	1.39	A
LA SIERRA	1.50	4	1.20	A
PICHAN	2.00	2	1.70	A
SAMBACHE	3.33	3	1.39	A
AYAHURCO	7.67	3	1.39	B
SAN PEDRO	42.67	3	1.39	C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p>0.05$)

Anexo 17. ANOVA de dos vías de DBO vs localidades y análisis post –hoc LSD.

Análisis de la varianza

Variable	N	R	R	Aj	CV
DQO	18	0.98	0.98		13.09

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V	S.C	gl	CM	F	p-valor
Modelo	6591.66	5	1318.33	150.65	<0.0001
Localidades	6591.66	5	1318.33	150.65	<0.0001
Error	105.01	12	8.75		
Total	6696.67	17			

Test: LSD Fiseher Alfa=0.05 DMS=5.37114

Error: 8.7509 gl: 12

Localidades	Medias	n	E.E		
LA SIERRA	9.94	4	1.48	A	
ALAMBI	9.43	3	1.71	A	
PICHAN	12.47	2	2.09	A	B
SAMBACHE	16.69	3	1.71		B
AYAHURCO	25.90	3	1.71		C
SAN PEDRO	63.35	3	1.71		D

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p>0.05$)

Anexo 18. ANOVA de dos vías de DQO vs localidades y análisis post –hoc LSD

Análisis de la varianza

Variable	N	R	R	Aj	CV
Nitritos	18	0.59	0.42		73.86

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V	S.C	gl	CM	F	p-valor
Modelo	0.01	5	3.0E-03	3.45	0.0365
Localidades	0.01	5	3.0E-03	3.45	0.0365
Error	0.01	12	8.6E-04		
Total	0.03	17			

Test: LSD Fiseher Alfa=0.05 DMS=0.05334

Error: 0.0009 gl: 12

Localidades	Medias	n	E.E		
ALAMBI	0.01	3	0.02	A	
SAN PEDRO	0.02	3	0.02	A	
LA SIERRA	0.02	4	0.01	A	
PICHAN	0.05	2	0.02	A	B
AYAHURCO	0.05	3	0.02	A	B
SAMBACHE	0.09	3	0.02		B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p>0.05$)

Anexo 19. ANOVA de dos vías de nitritos vs localidades y análisis post –hoc LSD

Análisis de la varianza

Variable	N	R	R Aj	CV
Nitratos	18	0.94	0.92	12.02

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V	S.C	gl	CM	F	p-valor
Modelo	9.08	5	1.82	39.78	<0.0001
Localidades	9.08	5	1.82	39.78	<0.0001
Error	0.55	12	0.05		
Total	9.63	17			

Test: LSD Fiseher Alfa=0.05 DMS=0.38792

Error: 0.0456 gl: 12

Localidades	Medias	n	E.E		
LA SIERRA	0.92	4	0.11	A	
PICHAN	1.18	2	0.15	A	B
AYAHURCO	1.39	3	0.12		B
ALAMBI	2.00	3	0.12		C

SAMBACHE	2.35	3	0.12	C
SAN PEDRO	2.91	3	0.12	D

DMedias con una letra común no son significativamente diferentes (p>0.05)

Anexo 20. ANOVA de dos vías de nitratos vs localidades y análisis post –hoc LSD.

Análisis de la varianza

Variable	N	R	R Aj	CV
Nitrógeno total	18	0.74	0.70	35.74

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V	S.C	gl	CM	F	p-valor
Modelo	18.72	5	3.74	9.00	0.0009
Localidades	18.72	5	3.74	9.00	0.0009
Error	4.99	12	0.42		
Total	23.71	17			

Test: LSD Fiseher Alfa=0.05 DMS=1.17101

Error: 0.4160 gl: 12

Localidades	Medias	n	E.E	
AYAHURCO	1.03	3	0.37	A
ALAMBI	1.03	3	0.37	A
LA SIERRA	1.54	4	0.32	A
SAMBACHE	1.59	3	0.37	A
PICHAN	1.68	2	0.46	A
SAN PEDRO	4.01	3	0.37	B

DMedias con una letra común no son significativamente diferentes (p>0.05)

Anexo 21. ANOVA de dos vías de nitrógeno total vs localidades y análisis post –hoc LSD

Análisis de la varianza

Variable	N	R	R Aj	CV
Clorofila en perifiton	18	0.69	0.53	91.11

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V	S.C	gl	CM	F	p-valor
Modelo	35.33	6	5.89	4.13	0.0203
Localidades	35.33	6	5.89	4.13	0.0203
Error	15.67	11	1.42		
Total	50.99	17			

Test: LSD Fiseher Alfa=0.05 DMS=2.53104

Error: 1.4241 gl: 12

Localidades	Medias	n	E.E	
AYAHURCO	0.29	3	0.69	A
SAN PEDRO	0.30	2	0.84	A
PICHAN	0.53	2	0.84	A
SAMBACHE	1.01	3	0.69	A
LA SIERRA	1.07	4	0.60	A
ALAMBI	4.37	3	0.69	B

DMedias con una letra común no son significativamente diferentes ($p>0.05$)

Anexo 22. ANOVA de dos vías de clorofila en perifiton vs localidades y análisis post –hoc LSD

Análisis de la varianza

Variable	N	R	R Aj	CV
Clorofila sedimentos	18	0.68	0.51	65.26

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V	S.C	gl	CM	F	p-valor
Modelo	459.28	6	76.55	3.94	0.0238
Localidades	459.28	6	76.55	3.94	0.0238
Error	213.76	11	19.43		
Total	673.04	17			

Test: LSD Fiseher Alfa=0.05 DMS=2.53104

Error: 1.4241 gl: 12

Localidades	Medias	n	E.E	
-------------	--------	---	-----	--

ALAMBI	2.16	3	2.55	A	
AYAHURCO	2.82	3	2.55	A	
SAMBACHE	3.24	3	2.55	A	B
PICHAN	6.48	2	3.12	A	B
SAN PEDRO	8.10	2	3.12	A	B
LA SIERRA	11.59	4	2.20		C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p>0.05$)

Anexo 23. ANOVA de dos vías de clorofila en sedimentos vs localidades y análisis post –hoc LSD

Análisis de la varianza

Variable	N	R	R Aj	CV
MO mg/m2 perifiton	18	0.85	0.77	49.99

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V	S.C	gl	CM	F	p-valor
Modelo	113619547.25	6	18936591.21	10.54	0.0005
Localidades	113619547.25	6	18936591.21	10.54	0.0005
Error	19770799.33	11	1797345.39		
Total	133390346.58	17			

Test: LSD Fiseher Alfa=0.05 DMS=2843.41666

Error: 1797345.3933 gl: 12

Localidades	Medias	n	E.E		
ALAMBI	507.33	3	774.03	A	
LA SIERRA	1377.38	4	670.33	A	
AYAHURCO	1384.97	3	774.03	A	
SAMBACHE	1499.80	3	774.03	A	B
PICHAN	4974.35	2	947.98		B C
SAN PEDRO	8104.00	2	947.98		C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p>0.05$)

Anexo 24. ANOVA de dos vías de MO mg/m2 de perifiton vs localidades y análisis post –hoc LSD

