

2. HIDROBIOLOGÍA

“Si hay magia en este planeta, está contenida en el agua”

Loren Eiseley, (s. f.)

Caracterización física, química, hidrobiológica y de calidad bacteriológica del agua superficial, en los ambientes lóticos y lénticos de las microcuencas de los ríos Cardenillo, Cóncavo, San Pablín, Corralitos y Lagunillas pertenecientes a la Cuenca Alta del Río Nevado.



Río San Pablín al interior de PNN del Cocuy

INTRODUCCIÓN

En la Cordillera de los Andes, los biomas de páramo y bosque alto-andino son estratégicos por sus altos niveles de endemismo y por las funciones ecosistémicas entre las que se destacan la estabilización de suelos, la acumulación de carbono y principalmente la regulación hídrica (Encalada et al., 2014). Las comunidades humanas andinas dependen no solo de los aportes de agua de deshielo o de aquella regulada por estos biomas, sino también de los suelos y biota asociada a los mismos, por lo cual su asentamiento y actividades económicas se convierten en factores de presión. A pesar de su importancia ecológica, la transformación de estos biomas sigue en aumento y estudios previos han demostrado que las modificaciones en los usos del suelo y la cobertura vegetal (e.g. la ganadería y agricultura intensivas) tienen efectos negativos sobre la calidad del agua y flujo de los ríos (Buytaert et al., 2006). Por estas y muchas más razones es necesario conocer la influencia de las alteraciones hidroclimatológicas en el escenario de cambio de la temperatura global en sinergia con la transformación de los usos del suelo sobre la calidad del agua, como elementos clave en los planes de adaptación y de gestión de las cuencas hidrográficas.

Colombia presenta una alta riqueza hídrica y diversidad biológica (Jaramillo, Cortés & Flórez, 2016), sin embargo, los estudios sobre estado de los ecosistemas acuáticos de la alta montaña, se ha centrado en cuencas que suplen abastecimiento para capitales como Bogotá y Medellín (Cardenas & Tobón, 2017). Para el departamento de Boyacá y en especial para el Parque Nacional Natural del Cocuy, que constituye área protegida que alberga la Sierra Nevada del Cocuy, Güicán y Chita y la masa glaciaria más grande del país (IDEAM, 2018), la información sobre el estado de los ríos y de la calidad del agua es actualizada en este documento, para contribuir a la toma de decisiones y planteamiento de acciones que eviten conflictos de uso potenciales, entre los distintos actores en estas cuencas, que a la vez permita compatibilidad entre el desarrollo socio-económico y los objetivos de conservación en la región.

En este contexto, la presente investigación tuvo como objetivo evaluar el estado y condición general de los sistemas acuáticos para cinco microcuencas principales que hacen parte de la red de drenaje de la cuenca alta del Río Nevado. Con el fin de establecer la línea base de la calidad ecológica, se realizó el análisis espacial y temporal de variables físicas, químicas y bacteriológicas del agua,

junto con la descripción de atributos e índices que permitieron calificar el grado de naturalidad de estos ambientes. Dado el escaso conocimiento de las comunidades acuáticas que habitan en ecosistemas de alta montaña (Maldonado et al., 2012), el presente documento presenta además una contribución en aspectos de la diversidad, composición y estructura de los ensamblajes de perifiton en sistemas lóticos de los Andes nororientales.

Los ríos evaluados se caracterizaron por baja alteración, se identificaron indicios de deterioro relacionada con contaminación difusa en las diversas microcuencas, asociada con la presencia de bacterias fecales entre otros indicadores estudiados, así como con procesos de alteración en la cobertura vegetal de ribera. Igualmente, se describen particularidades de la variación en diferentes características del agua en el gradiente altitudinal, relacionadas ya sea con su condición natural o posible influencia antrópica, que tienen incidencia en la valoración de la calidad general del agua, así como en la composición y diversidad de las comunidades acuáticas evaluadas. Los diferentes hallazgos constituyen información de base, que en conjunto con la desarrollada desde los otros componentes analizados en el convenio, aportarán elementos que permitan conducir a la toma de decisiones y al planteamiento de estrategias de manejo de las microcuencas.

2.1 Área de Estudio

En el polígono definido para el convenio se visitaron 31 puntos de muestreo, 26 de ellos en sistemas lóticos y 5 en ambientes lénticos (datos no mostrados) para lograr un diagnóstico representativo de zonas ecológicas definidas en función de la altitud, tipo de cobertura vegetal y accesibilidad, encontrándose sitios localizados en áreas con vegetación de frailejónal y pajonal típicas de páramo (al interior de PNN y en la zona de amortiguación), otros con vegetación de transición o boscosa (subpáramo/bosque), representados por áreas con arbustales de mayor porte, en algunos casos conformados por bosques achaparrados de *Polylepis* u otro tipo de bosque ribereño, mientras que los sitios a menor elevación, se muestrearon en áreas con mayor grado de transformación, con

frecuencia la cobertura vegetal arbórea solo estuvo restringida a los corredores ribereños y hubo alto predominio de pastizales (zona de bosque fragmentado).

Los sitios de muestreo presentaron diversos grados de intervención y ocupación, abarcaron un gradiente altitudinal de los 3.093 a los 4.192 msnm, y se encuentran distribuidos en las secciones media y baja de las diferentes microcuencas (Anexo 2.A). Las coordenadas geográficas de los sitios (WGS84), altitud, localización con referencia al área protegida y en las diferentes zonas ecológicas establecidas, así como las abreviaturas propuestas de los sitios de muestreo que se usarán en el documento se señalan en la Tabla 2.1.

|| Tabla 2.1 Descripción general de los sitios de muestreo hidrobiológico ||

SUBCUENCA	SITIO DE MUESTREO	CÓDIGO	ALTITUD (msnm)	LATITUD (N)	LONGITUD (W)	ZONA	ÁREA PROTEGIDA
Cardenillo	Cardenillo 1	CAR1	4.122	6°30'41,9"	72°20'18,5"	Páramo	
	Cardenillo 2	CAR2	3.876	6°30'12,3"	72°21'40,3"	Páramo	
	Cardenillo 3	CAR3	3.425	6°29'54,1"	72°23'20"	Subpáramo/ Bosque	a
	Cardenillo 4	CAR4	3.103	6°29'21,5"	72°24'26,5"	Bosque (Frag.)	
	Chorro Colorado	CCOL	3.093	6°29'18,2"	72°24'39,3"	Bosque (Frag.)	
San Pablín	Playitas 1	PLY1	4.02	6°28'45,2"	72°20'30,7"	Páramo	b
	Playitas 2	PLY2	3.734	6°27'48,2"	72°21'7,1"	Subpáramo/ Bosque	
	San Pablín 1	SPB1	3.865	6°27'54"	72°20'16,5"	Páramo	c
	San Pablín 2	SPB2	3.68	6°27'35,5"	72°20'50,8"	Páramo	
	San Pablín 3	SPB3	3.624	6°27'21,3"	72°21'27,9"	Subpáramo/ Bosque	
Corralitos	San Pablín 4	SPB4	3.162	6°26'52,8"	72°22'44,7"	Bosque (Frag.)	
	Corralitos 1	CRR1	4.192	6°26'41,4"	72°19'41,7"	Páramo	
	Corralitos 2	CRR2	3.821	6°26'36"	72°20'19,5"	Páramo	
	Corralitos 3	CRR3	3.678	6°26'37"	72°21'14,6"	Subpáramo/ Bosque	a
Cóncavo	Corralitos 4	CRR4	3.508	6°26'49,6"	72°21'41,2"	Bosque (Frag.)	
	Concavito	CVIT	3.877	6°25'2,1"	72°19'50"	Páramo	b
	Cóncavo 1	CON1	3.818	6°24'25,4"	72°19'45,6"	Páramo	a
	Cóncavo 2	CON2	3.639	6°24'57,4"	72°20'28,1"	Subpáramo/ Bosque	
	Cóncavo 3	CON3	3.519	6°25'15,1"	72°21'22"	Subpáramo/ Bosque	
	Cóncavo 4	CON4	3.361	6°26'6,7"	72°22'39,4"	Bosque (Frag.)	

SUBCUENCA	SITIO DE MUESTREO	CÓDIGO	ALTITUD (msnm)	LATITUD (N)	LONGITUD (W)	ZONA	ÁREA PROTEGIDA
Casas Viejas	Casas Viejas	CVIE	3.337	6°27'29,4"	72°22'45,2"	Bosque (Frag.)	
	Agua Bendita	ABEN	4.032	6°21'59,2"	72°19'52,2"	Páramo	
	Lagunillas 1	LAG1	3.946	6°22'7,4"	72°20'3,4"	Páramo	
Lagunillas	Lagunillas 2	LAG2	3.838	6°23'29,7"	72°21'8,6"	Subpáramo	a
	Lagunillas 3	LAG3	3.663	6°24'38,8"	72°21'40,9"	Subpáramo/ Bosque	
	Lagunillas 4	LAG4	3.394	6°25'55"	72°22'46,3"	Bosque (Frag.)	

a: Al interior de PNN; b: En el perímetro de PNN; c: En área sin intervención, afuera de PNN en la zona de amortiguación directa

La colecta de muestras se realizó en los dos periodos hidroclimáticos con menores registros pluviométricos, correspondientes a la finalización de la época seca mayor (3 al 13 de marzo) y la época seca menor o veranillo (6 al 19 de julio de 2018), esta última ubicada entre los periodos de mayor pluviosidad que se presentan en el año y con valoración intermedia de caudal. Las muestras de agua y las comunidades hidrobiológicas fueron colectadas en 26 puntos de ambientes lóticos principales (Lagunillas, Cóncavo, San Pablín, Corralitos, Cardenillo) y cinco lénticos (Lagunas San Pablín, La Parada, La Atravesada, La Cuadrada y La Pintada), junto con las quebradas Chorro Colorado, Casas Viejas, Agua Bendita, Concavito y Playitas (datos no mostrados en profundidad, pero sí en cálculo de los índices de calidad).

2.1.1 Caracterización Física y Química del Agua en Ambientes Lóticos

En marzo las mediciones de caudal con regularidad no excedieron los 0,7 m³/s, con un mínimo de 0,07 m³/s y un máximo de 1,7 m³/s (Figura 2.1A), con tendencia a valores más altos en San Pablín (en particular SPB4) y en Cardenillo. En julio fueron superiores dada la influencia de la temporada de lluvias previa, con un máximo de 2,1 m³/s (LAG2), con la salvedad que no hay referencias para la cuenca baja (Figura 2.1B). Al tener en cuenta solo aquellos sitios localizados en páramo (sitios 1 y 2), tanto el río Lagunillas como el Cóncavo mostraron un incremento más apreciable (de 6 a 8 veces con relación a marzo), en tanto que para los otros la amplitud de la variación fue menor (solo hasta 4 veces superior) (Figura 2.1B). Estas mediciones constituyen una aproximación debido a la técnica empleada para su estimación.

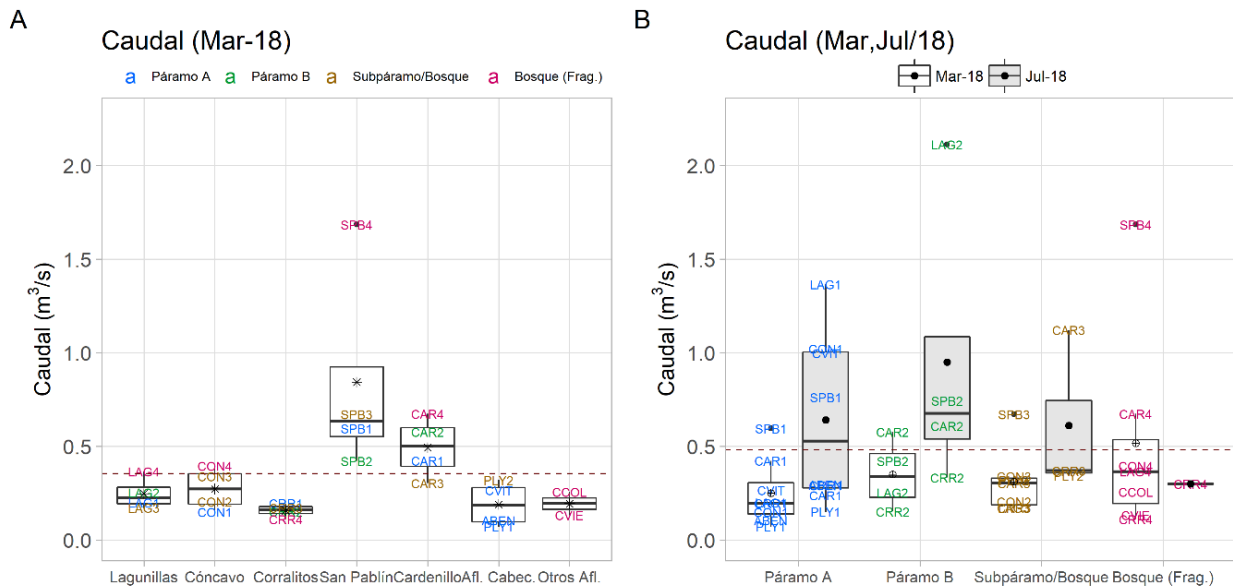


Figura 2.1 Variación espacial del caudal para sistemas lóticos en marzo (A) y comparación temporal por zona (B)

Cabe resaltar que algunos sitios tendieron en ambos muestreos a bajos registros, así como menor fluctuación de caudal, por ejemplo en todos aquellos de la microcuenca de Corralitos los caudales no superaron 0,2 m³/s en marzo y 0,37 m³/s en julio, al igual que en Playitas, con valores máximos de 0,15 m³/s (Playitas 1) y 0,34 m³/s (Playitas 2) (con mínimos de 0,07 y 0,32 m³/s, respectivamente) y Agua Bendita (0,1 – 0,29 m³/s). Ramírez y Viña (1998), afirman que la capacidad ambiental general de una corriente, referida como su capacidad de dilución ante eventos de contaminación puntuales y no puntuales, es directamente proporcional al caudal, cuya valoración depende de la variación hidroclimática. Estos autores señalan capacidad ambiental muy baja para aquellas corrientes cuyo caudal no excede 1 m³/s, baja entre 1–10 m³/s y media de 10–100 m³/s, por lo cual se infiere que los ríos y quebradas tienen una capacidad de dilución baja, teniendo en cuenta los valores estimados, así como las medias mensuales multianuales en series históricas, como se ilustra en la sección de hidrología del presente documento.

El oxígeno alcanzó entre el 80% y 100% de saturación, con una media cercana al 90% (Figura 2.2). Esta variable expresa la relación

de la concentración de oxígeno medida en el agua, frente a su potencial en el aire para las condiciones de presión atmosférica y temperatura local. Su variación fue similar a la de la concentración, sin embargo, la subsaturación tendió a ser mayor en el Río Corralitos en marzo (Figura 2.2A). En contraste en ambos muestreos para la zona de páramo, los sitios más altos mostraron tendencia a estar más saturados (Figura 2.2B). Con referencia a la calidad del agua, se han indicado como valores óptimos en ecosistemas acuáticos, aquellas concentraciones superiores a 5 o 6 mg/L o que excedan el 80 o 90% de saturación (Boyd, 2015). La escala de magnitud en los niveles de oxígeno (datos no mostrados), sugiere una disponibilidad adecuada en las corrientes muestreadas, que se favorece por las bajas temperaturas y por el flujo turbulento de los ríos, debido a la pendiente y la heterogeneidad del material rocoso en el lecho. Así mismo, los valores encontrados son comparables a otras corrientes de alta montaña en Ecuador (5,9–7,7 mg/L) (Jacobsen, 2008), aunque son ligeramente inferiores a otros registros en ríos de alta montaña en Parques Nacionales de Venezuela (7,1–8,5 mg/L) (Segnini & Chacón, 2005).

Las entradas de material orgánico que son de naturaleza difusa en el área de estudio, parecen no exceder la capacidad de autodepuración de los ríos, ya que no se evidenciaron descensos pronunciados en la valoración del oxígeno. Lo anterior también se relaciona con bajos valores de demanda biológica y química de oxígeno en las corrientes, en su mayoría inferiores al límite de detección (3 mg/L) (DBO y DQO, no graficados). Estas dos variables, señalan indirectamente el contenido de material orgánico en

el agua, describen respectivamente en condiciones de laboratorio la cantidad de oxígeno requerida por microorganismos para estabilizarla, o la necesaria para oxidar por medios químicos la totalidad de la muestra. Solamente en julio se encontraron niveles detectables de demanda química con concentraciones de 4,78 mg/L en Cardenillo 2 y 3, en Lagunillas 1 (7,16 mg/L) y en Corralitos 1 y 2 (7,16 mg/L y 9,55 mg/L), de 16 sitios donde fue posible realizar la evaluación.

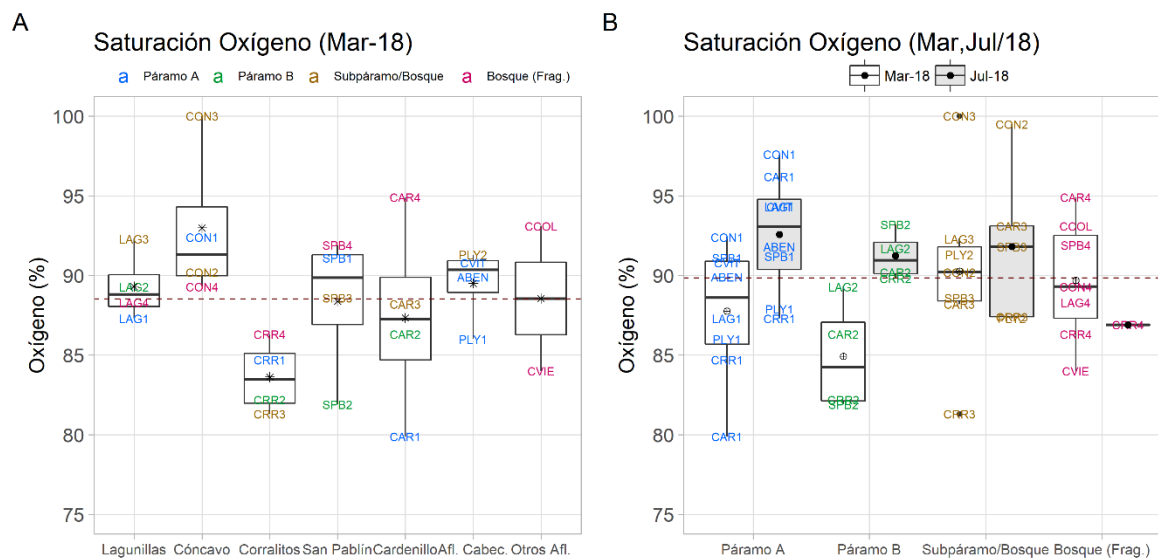


Figura 2.2 Variación espacial de la saturación de oxígeno para sistemas lóticos en marzo (A) y comparación temporal por zona (B)

Los valores de pH en la cuenca alta del Río Nevado presentaron una fluctuación amplia entre 4,7 y 7,5 unidades, con un patrón de aumento progresivo hacia los puntos más bajos de las microcuencas. En la zona de páramo se encontraron condiciones ligeramente ácidas como es frecuente en ríos de alta montaña andina, aunque aún más acentuadas en los sitios a mayor elevación, particularmente en Cóncavo, San Pablín, Cardenillo y los afluentes

Concavito y Agua Bendita, con datos inferiores o muy cercanos a 5 en ambos muestreos (Figura 2.3). En los dos primeros ríos para el tramo inmediatamente inferior, tampoco sobrepasaron las 6 unidades (sitios 2), intervalo en que se encontró Lagunillas 1 en los dos muestreos. Temporalmente hubo escasa variación, aunque con frecuencia en las partes altas se presentó una leve disminución en julio para esta variable (Figura 2.3B).

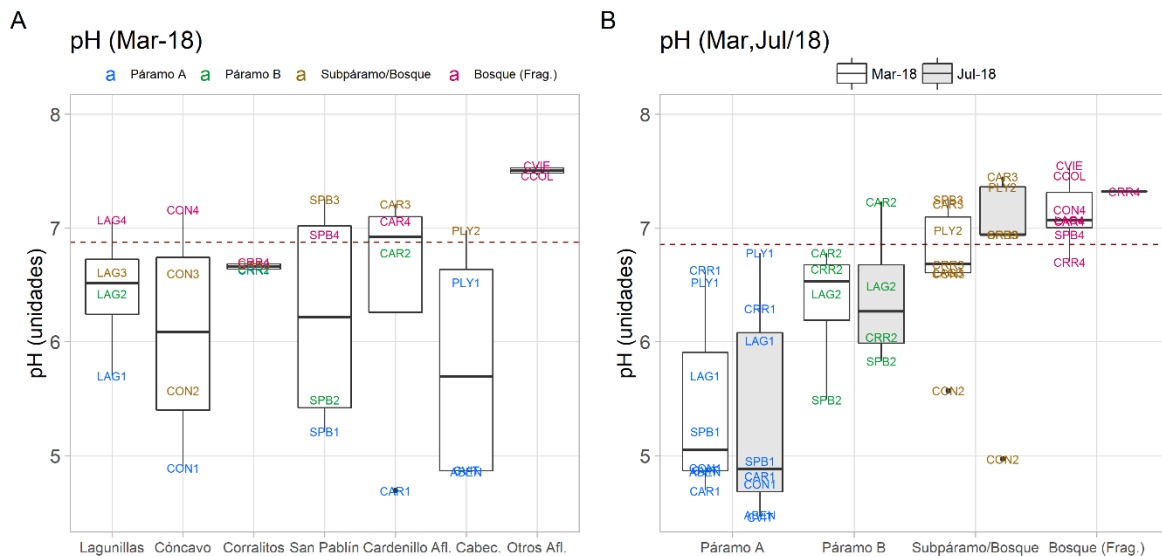


Figura 2.3 Variación espacial de pH para sistemas lóticos en marzo (A) y comparación temporal por zona (B)

Se ha señalado que condiciones de pH entre 6,5 y 9 son óptimas para la vida acuática (Boyd, 2015), así mismo se considera que las condiciones extremas dadas por aguas muy ácidas (<5) o muy básicas (>9) son perjudiciales para la mayoría de organismos (Alan & Castillo, 2007). Aunque la acidez puede llegar a ser limitante para las comunidades en aguas con una amortiguación débil de pH, en ambientes naturales es común encontrar organismos tolerantes a las mismas, como se señala en las próximas secciones del documento. Los datos obtenidos en el presente estudio son semejantes a otros registrados en quebradas de alta montaña del valle central de los Andes ecuatorianos (4,8–7,9, con media de 6,9) (Monaghan et al., 2000), así como en los Parques Nacionales Sierra Nevada y Sierra de La Culata en Venezuela (6,5–7,7) (Segnini & Chacón, 2005).

La tendencia a pH más bajos en el área de estudio y principalmente en la zona de páramo, está asociada con el drenaje de las aguas a través de suelos con propiedades ácidas que son predominantes en el área (unidades denominadas MEEg, MHEg y MHVf), que además se caracterizan por baja fertilidad y contenidos altos de aluminio (IGAC, 2005). Estos valores bajos de pH en el agua pueden obedecer a diferentes factores, por ejemplo al aporte escaso

de sustancias alcalinas en las cuencas debido a la litología y los suelos, sumado a procesos de respiración microbiana y de formación de ácidos orgánicos en los suelos o turberas.

La conductividad hace referencia a la capacidad del agua de transportar la electricidad y constituye una medida aproximada del contenido total de iones disueltos en el agua. Los datos bajos medidos indican escasa mineralización del agua, con un mínimo de 12 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y máximo de 75 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con una media aproximada de 25 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En marzo, la conductividad tendió a ser mayor a lo largo de la microcuenca del Cardenillo (20–40 $\mu\text{S}/\text{cm}$), no obstante, esta fue sensiblemente superior en las quebradas afluentes de la cuenca baja (> 70 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Casas Viejas y Chorro Colorado) (Figura 2.4A). Esta variable aumentó progresivamente al disminuir la altitud, aunque cambió de forma más pronunciada en la zona más baja, principalmente en Lagunillas, Cóncavo y San Pablín (sitios 4). En julio se presentó en la mayoría de sitios un incremento leve, excepto en Cardenillo 2 y 3, San Pablín 3 y Playitas 2, donde este fue 1,5 a 2 veces superior (Figura 2.4B).

La conductividad eléctrica en las aguas tiene estrecha relación con la geología y el tipo de suelos en las cuencas, por tanto, depende de

la composición mineralógica del material parental de las rocas, de su resistencia a los procesos de meteorización, así como también por el aporte de aguas de deshielo. Según la información suministrada en el componente geoambiental del presente documento, a mayor elevación en la cuenca la formación geológica predominante está representada por areniscas cuarzosas (Formación Aguardiente, del periodo Cretácico Inferior), estas rocas son relativamente estables y más resistentes a los procesos de meteorización, también aportan a

los ríos menor cantidad de iones, en comparación con aquellos que drenan sobre rocas que incluyen en mayor o menor grado la presencia de calizas, que son fuente de carbonatos y otros iones en el agua (Formaciones La Luna principalmente, Capacho y Colón-Mito Juan, del Cretácico Superior), que explican la tendencia a valores relativamente mayores de conductividad en Cardenillo desde la zona de páramo, e incluso en los diferentes sitios localizados a menor elevación.

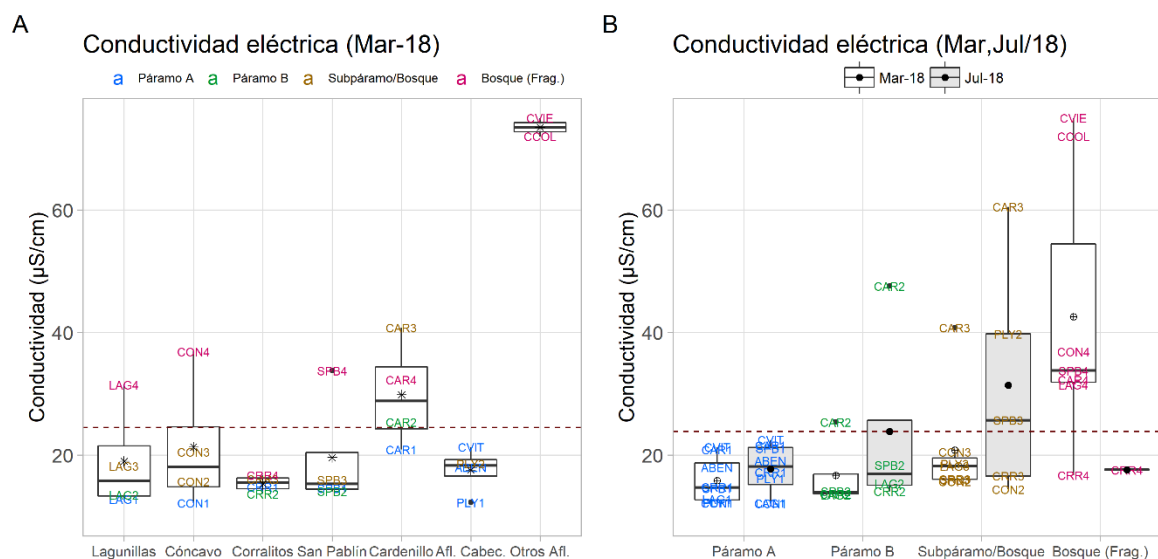


Figura 2.4 Variación espacial de la conductividad para sistemas lóticos en marzo (A) y comparación temporal por zona (B)

El menor contenido iónico y la conductividad del agua en las corrientes ubicadas a mayor altitud, además de la litología como factor principal, se explica por las bajas temperaturas, ya que los procesos microbiológicos de mineralización en los suelos y en el ambiente acuático se producen de forma más lenta. De igual forma, la escorrentía originada en aporte glacial, se señala que usualmente presenta mayor dilución en iones que la encontrada en ríos, en relación con iones como bicarbonato, calcio y sulfato, aunque con variabilidad en los contenidos de sodio y cloruro (Tranter, 2003). Se considera que los mayores valores de conductividad en las quebradas Chorro Colorado y Casas Viejas además de relacionarse con la litología, obedecen a su menor capacidad de

dilución por el tamaño de la microcuenca y a que no presentan influencia directa de aguas de deshielo provenientes de glaciar.

La conductividad en la cuenca alta del Río Nevado en general es baja, comparada con otras corrientes de alta montaña en Venezuela (35–95 μS/cm) (Segnini & Chacón, 2005) o Ecuador (15–134 μS/cm, media de 69 μS/cm) (Monaghan et al., 2000). Otros valores de referencia para quebradas altoandinas son suministrados por Villamarín, Prat & Rieradevall (2014), con datos medios de 21,4 – 150,3 μS/cm en cuatro cuencas ecuatorianas y de 86,6 – 743,8 μS/cm para un equivalente de cuencas en el Perú, quienes indican la influencia de la composición geológica y contenido de calizas

sobre el aumento de la conductividad del agua, aunque también destacan para algunos ríos la incidencia de vertimientos de actividades industriales (curtiembres) en la mayor valoración de esta variable.

La alcalinidad y dureza del agua, junto con la concentración de sulfato (datos no mostrados) explicaron una parte importante de variación en la conductividad eléctrica, dado un comportamiento espacial y temporal semejante, con máximos en marzo para las quebradas Chorro Colorado y Casas Viejas, junto con valores ligeramente más altos en la microcuenca de Cardenillo y en los puntos ubicados en la zona a menor altitud, al contrario de los sitios ubicados en la zona de páramo.

La cuantificación de la cantidad de nutrientes como el fósforo y el nitrógeno son de especial interés debido al papel que desempeñan en la regulación, metabolismo y productividad de los ecosistemas acuáticos. La demanda de estos dos elementos en particular, es por lo general mucho mayor que su disponibilidad en el medio, por lo cual, la productividad principalmente de los autótrofos, con frecuencia se encuentra limitada por el suministro de estos nutrientes (Alan & Castillo, 2007; Lewis Jr, 2008). El aporte en exceso de estos, al ambiente acuático, asociado principalmente con las actividades de origen humano (eutrofización cultural), produce un desbalance en el ciclaje, aumento de la producción y descomposición de material orgánico, sumado a cambios en la composición y diversidad de las comunidades, lo cual tiene repercusiones sobre el deterioro de la calidad del agua y hacen necesaria su evaluación o monitoreo en los ecosistemas acuáticos.

En relación con las formas de nitrógeno inorgánico, que son aquellas que se encuentran disponibles de manera inmediata para su uso por los organismos autótrofos, cabe indicar que el nitrato en magnitud fue más abundante que el nitrógeno amoniacal y en general, ambas variables mostraron un incremento en julio (Figura 2.5 y Figura 2.6), lo cual se relaciona

con el incremento en caudal y la susceptibilidad de este elemento a ser movilizado por escorrentía, ya que tampoco se liga fuertemente a partículas en los suelos o sedimentos a diferencia del fósforo, por lo cual es lixiviado con mayor facilidad en las cuencas (Alan & Castillo, 2007; Lewis Jr, 2008). La concentración de nitrato presentó una media cercana a 0,5 mg/L, con valores que oscilaron entre 0,3 y 0,9 mg/L, salvo en Playitas 2 en marzo (<0,01 mg/L). Ninguna de las microcuencas mostró una diferenciación amplia en la concentración de nitrato, tampoco un patrón asociado con el gradiente de elevación (Figura 2.5A). En julio su incremento fue de 0,7 a 2,7 veces superior con respecto a marzo (Figura 2.5B), para los sitios donde se dispone información de ambos muestreos.

La valoración del nitrato en las corrientes evaluadas puede considerarse baja a moderada, teniendo en cuenta la variación registrada en dieciséis ríos con escasa influencia antrópica de la cuenca alta y media del río Bogotá, con una media de 0,11 mg/L (0,01–0,90 mg/L) (datos transformados de NO₃ a N-NO₃ desde Díaz-Quirós & Rivera-Rondón, 2004), o comparados con valores promedio de aproximadamente 120 ríos altoandinos, pertenecientes a ocho cuencas hidrográficas con diferente grado de intervención en Ecuador (0,10–0,24 mg/L por cuenca) y Perú (0,18–0,51 mg/L por cuenca). Por otra parte, la variación espacial y altitudinal en su concentración no permitió identificar su asociación con algún impacto originado en las actividades económicas que se desarrollan en la zona, dada la naturaleza difusa de los posibles ingresos de origen agropecuario y humano, sumado a los múltiples factores que inciden sobre su disponibilidad en los suelos y el medio acuático, como son el clima, la geología, los suelos y la vegetación, el aporte por aguas subterráneas o de deshielo, la deposición por precipitación y principalmente por la actividad microbiológica, que incluye varias transformaciones entre los diferentes estados inorgánicos en que se presenta este elemento en el ambiente (Alan & Castillo, 2007).

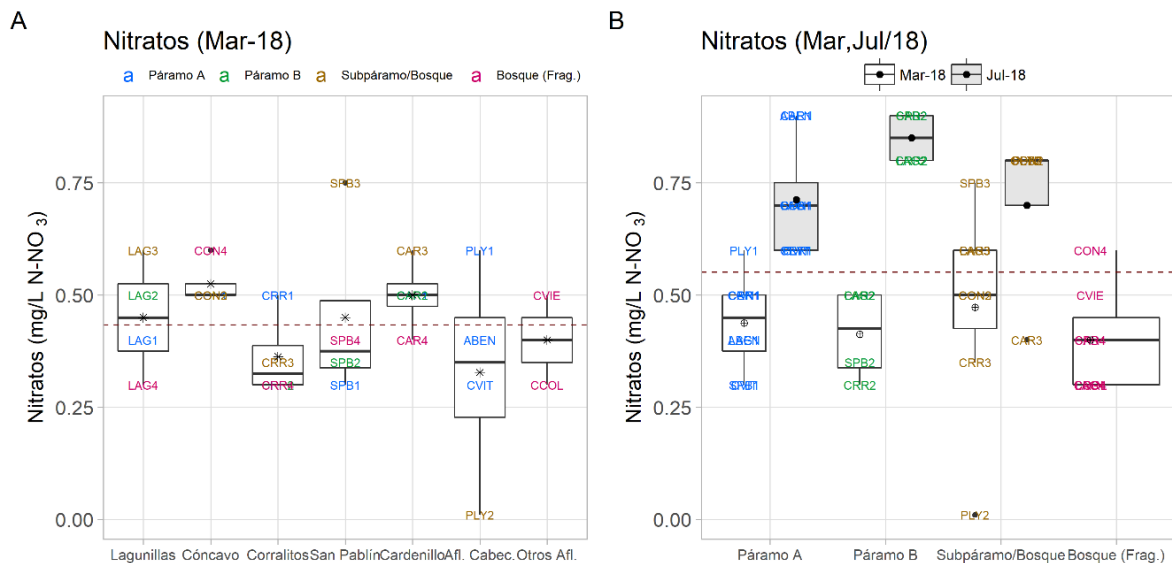


Figura 2.5 Variación espacial del nitrato para sistemas lóticos en marzo (A) y comparación temporal por zona (B)

La concentración de nitrógeno amoniacal mostró una variación amplia, con valores en el intervalo entre 0,01 y 0,11 mg/L, así como una media cercana a 0,04 mg/L. Los sitios localizados en el Río Corralitos, presentaron tendencia en marzo a valores más altos, aunque también al interior de las microcuencas algunos tramos presentaron mayor diferenciación, como Cóncavo 3 y Playitas 2 donde también fueron superiores (Figura 2.6A). Para la zona de páramo además de Corralitos 1 y 2, los sitios Cardenillo 1 y San Pablín 1,

mostraron valores relativamente mayores en ambos muestreos, comparados con sitios afines en otras microcuencas (Figura 2.6B), mientras que también Playitas, 2 en julio, contó con alta valoración. Para la mayoría de lugares el incremento en julio fue hasta tres veces superior, en tanto que en Cardenillo 2 y 3 y San Pablín 3, este factor fue de ocho a diez veces lo registrado en marzo (en solo cuatro ocasiones disminuyó ligeramente o se mantuvo semejante).

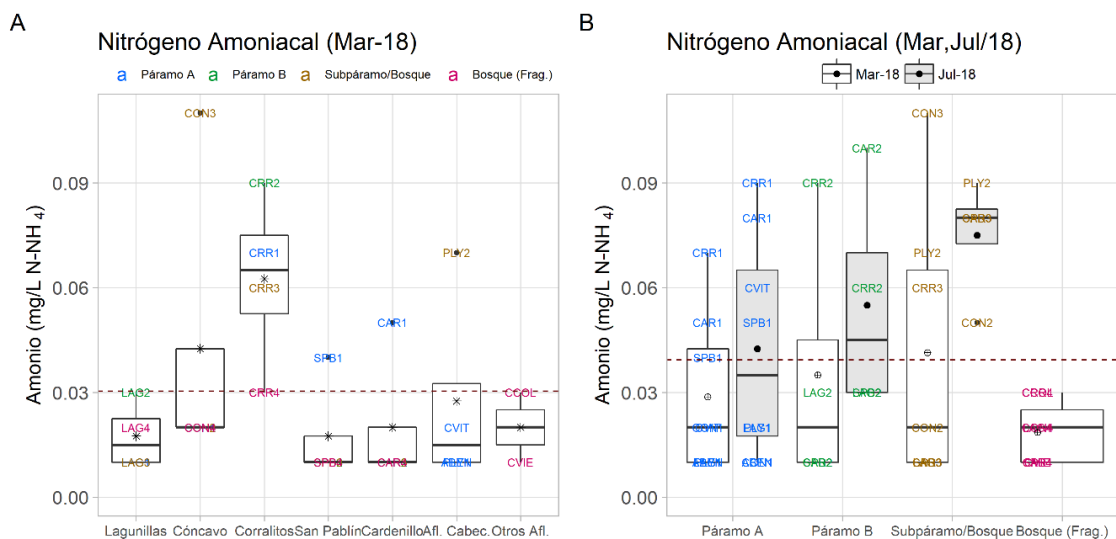


Figura 2.6 Variación espacial del nitrógeno amoniacal para sistemas lóticos en marzo (A) y comparación temporal por zona (B)

La cuantificación del nitrógeno total refleja la cantidad presente de este elemento en compuestos orgánicos, así como del nitrógeno inorgánico en su forma amoniacal. La concentración de nitrógeno total en marzo fue baja (<3,3 mg/L), solo en Lagunillas 4, apenas superó este límite de detección (3,31 mg/L). En julio se empleó un método de mayor sensibilidad, el cual arrojó valores entre 0,18 y 0,46 mg/L para los 16 sitios donde fue posible el acceso. La mayoría de sitios ubicados en la zona de páramo no superaron 0,3 mg/L, excepto en Lagunillas 2, Corralitos 2, Cardenillo 2 y Playitas 1 y 2, que sobrepasaron los 0,42 mg/L. Debido a las limitaciones en la cuantificación de esta variable y un bajo número de datos para realizar comparaciones, estos no se presentaron gráficamente.

El fósforo inorgánico disuelto, referido comúnmente como ortofosfato o como fósforo reactivo soluble, es aquel que presenta disponibilidad directa para los autótrofos. Presentó en las corrientes una media aproximada de 0,010 mg/L (Figura 2.7) y datos que fluctuaron entre 0,003 mg/L y 0,013 mg/L para la mayoría de sitios en ambos periodos hidrológicos (Figura 2.7B), sin embargo, en particular para marzo los valores fueron superiores en las quebradas Casas Viejas y Chorro Colorado (0,016 mg/L), así como en Cóncavo 4 (0,020 mg/L) y San Pablín 4 (0,016 mg/L), que exhibieron una diferencia más amplia con respecto a otros sitios en sus respectivas microcuencas (Figura 2.7A). En contraste con las formas de nitrógeno inorgánico, el fósforo reactivo en julio mostró una variación temporal irregular en los diferentes ríos o tramos, con fluctuaciones en un factor de 0,3 a 3 veces la concentración de marzo.

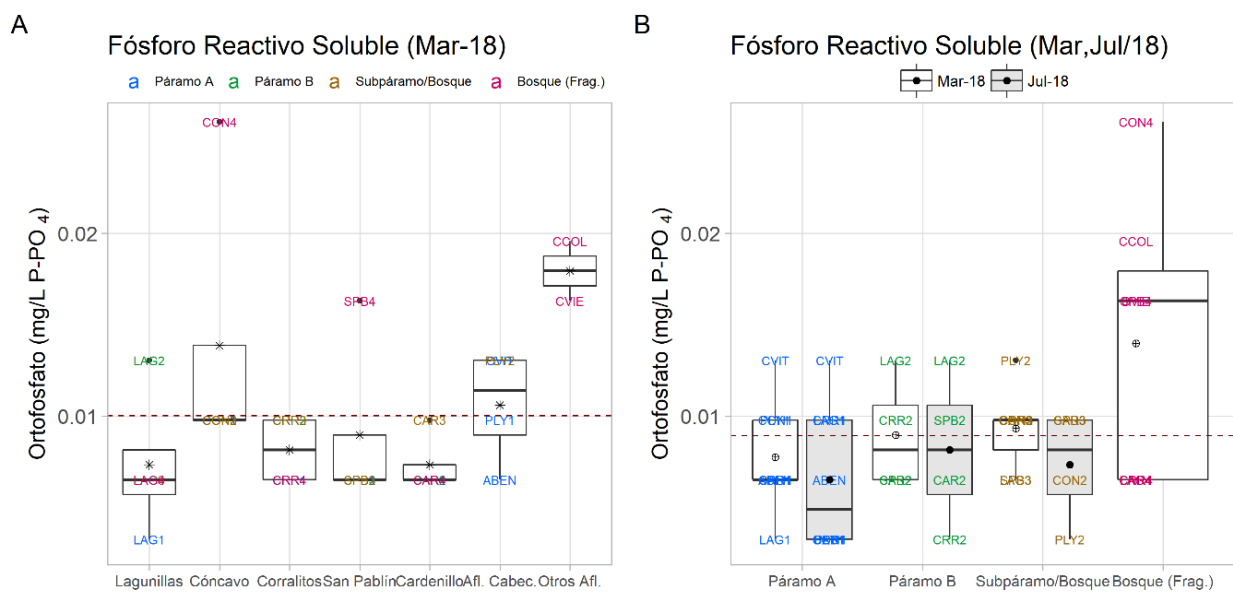


Figura 2.7 Variación espacial del fósforo soluble para sistemas lóticos en marzo (A) y comparación temporal por zona (B)

La concentración de fósforo reactivo soluble para las diferentes microcuencas se considera en magnitud baja y su valoración promedio es semejante a la media estimada para ríos a escala global (0,01 mg/L) (Alan & Castillo, 2007). Los datos registrados se aproximan al límite inferior del intervalo señalado por Lewis Jr. (2008) para cuencas andinas de montaña

(0,01 – 0,05 mg/L), también son bajos comparados con valores medios en ríos entre 2.800–4.800 msnm localizados en Ecuador (0,17 – 0,94mg/L) y Perú (0,01 – 0,41 mg/L), pertenecientes a ocho cuencas con distinto grado de intervención (Villamarín et al., 2014).

El fósforo total a diferencia del anterior, mide la totalidad de este elemento en el agua, presente en las distintas fracciones (orgánica, inorgánica, y particulada). Su valoración se encontró entre 0,016 mg/L y 0,157 mg/L, con una media aproximada de 0,044 mg/L. Hubo tendencia a datos superiores en las diferentes microcuencas al nivel de la zona de transición en la vegetación (sitios 3: Subpáramo/Bosque), los cuales fueron particularmente altos en Lagunillas 3 (marzo: 0,014 mg/L) y Cardenillo 3 en ambos muestreos (marzo: 0,068 mg/L, julio: 0,157 mg/L) (Figura 2.7), que sugieren un aporte apreciable de fósforo de naturaleza particulada u orgánica, dado que la fracción disuelta no presentó un aumento equivalente. Su origen podría relacionarse con el drenaje a través de áreas con cobertura de bosque en las riberas y zonas adyacentes, que representa una fuente natural de material orgánico alóctono a los ríos, ya sea de naturaleza gruesa, fina o representada también por compuestos orgánicos, dada la acción de diferentes procesos físicos, químicos y biológicos que influyen sobre la fragmentación y descomposición de este material vegetal (Alan & Castillo, 2007; Wantzen, Yule, Mathooko & Pringle, 2008). Por otra parte, en la zona de páramo también se observaron valores relativamente mayores para el chorro Agua Bendita en ambos periodos, aunque con un máximo de 0,085 mg/L.

En marzo, el Río Lagunillas y en menor grado Cóncavo presentaron una media ligeramente mayor; por otra parte, en las quebradas Casas

Viejas y Chorro Colorado los niveles fueron los más bajos (Figura 2.8A), que en magnitud son semejantes a los descritos para el fósforo reactivo soluble. En julio para los sitios donde pudo hacerse levantamiento de información, los datos indican con muy pocas excepciones apenas un descenso leve en la concentración (Figura 2.8B), entre estas Cardenillo 3 se destacó por el incremento hasta dos veces superior en relación con marzo. Por otro lado, al sustraer la valoración del fósforo reactivo soluble con respecto a la de fósforo total, que constituye una medida indirecta el contenido en la fracción particulada, se tiene que en la mayoría de muestras (30 de 42), este elemento representa una proporción apreciable del contenido total cuantificado en los ríos (70–96%).

El fósforo total indica la disponibilidad potencial de este elemento en el ecosistema acuático, los datos encontrados son bajos, comparados con mediciones en 16 ríos con baja influencia antrópica de la cuenca alta y media del Río Bogotá para los cuales se dispone de esta variable (0,05–1,4 mg/L, media: 0,3 mg/L) (Díaz-Quirós & Rivera-Rondón, 2004).

La tendencia a concentraciones bajas de fósforo reactivo soluble (ortofosfato), además de relacionarse con los procesos de absorción y asimilación por parte de los organismos, está asociada con la litología y con el bajo contenido en este elemento en suelos, caracterizados también por una saturación media a alta de aluminio (IGAC, 2005).

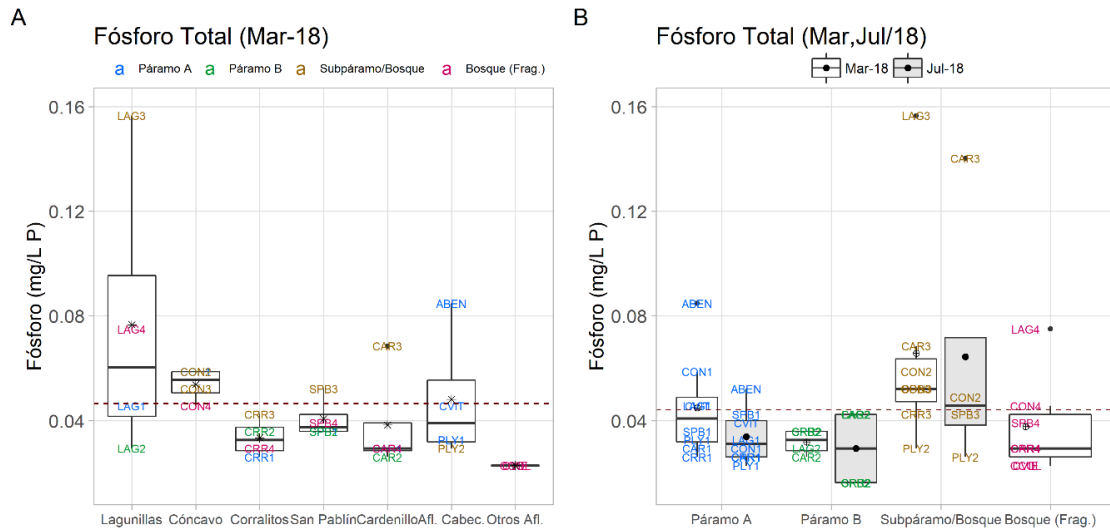


Figura 2.8 Variación espacial del fósforo total para sistemas lóticos en marzo (A) y comparación temporal por zona (B)

Se indica que el fósforo en sus diferentes formas (inorgánicas u orgánicas) tiende a formar complejos con óxidos e hidróxidos de elementos metálicos como aluminio o hierro, con la formación en condiciones aeróbicas de precipitados insolubles, así mismo se destaca la afinidad fuerte por partículas en los sedimentos o los suelos donde este elemento es adsorbido (principalmente arcillas) (Mainstone & Parr, 2002; Alan & Castillo, 2007), los cuales son factores que podrían incidir en la capacidad de amortiguación de los ecosistemas estudiados frente a los ingresos que se producen de forma difusa (por escorrentía en las microcuencas), que se reflejan en la escasa concentración del fósforo disuelto y su baja proporción con respecto al contenido de fósforo total en las aguas.

Los análisis de ordenación por componentes principales (ACP) desarrollados con todas las variables medidas, expresan de manera resumida las tendencias generales de variación ambiental, estos se realizaron de manera independiente a partir de dos conjuntos de datos, el primero corresponde a marzo donde se dispone de la serie de datos completa para las microcuencas (Figura 2.9), mientras que el segundo incluye solamente aquellos sitios de la zona de páramo (sitios 1 y 2) para ambos

muestreos (Figura 2.10). El análisis de marzo reunió en los dos primeros componentes el 51% de la variación en el conjunto de datos, en el eje horizontal son ordenados a la derecha aquellos sitios a mayor altitud y puntuación en el índice de calidad de ribera, junto con pH más bajos, encontrándose la mayoría de aquellos sitios correspondientes a la zona de páramo (sitios 1 y 2) (Figura 2.9, color rojo). Hacia la parte izquierda del diagrama son sucesivamente ordenados los sitios a menor elevación, con variables que indican mayor mineralización del agua (conductividad, alcalinidad), pH más neutros, concentración de coliformes totales y pérdida de calidad de ribera, allí es posible distinguir hacia la parte inferior lugares con tendencia a mayor nivel de fosfato y de material suspendido, como los correspondientes a las quebradas Chorro Colorado y Casas Viejas, junto con Cóncavo 4 (Figura 2.9, color violeta), mientras que hacia la parte superior del diagrama sitios como San Pablín 4, Cardenillo 4, Lagunillas 4 y Playitas 2 mostraron tendencia a datos relativamente superiores de coliformes fecales (Figura 2.9, color violeta). En la parte central de la ordenación se encuentran un conjunto de sitios que fueron más afines a presentar una condición promedio en las distintas variables analizadas (Figura 2.9, color verde), de otra parte asociada al eje vertical

se encontró la variación del oxígeno y caudal, estas variables presentaron una influencia menor en la ordenación de estos grupos de

sitios, sin embargo, señala su valoración fue apenas mayor en aquellos de la parte baja.

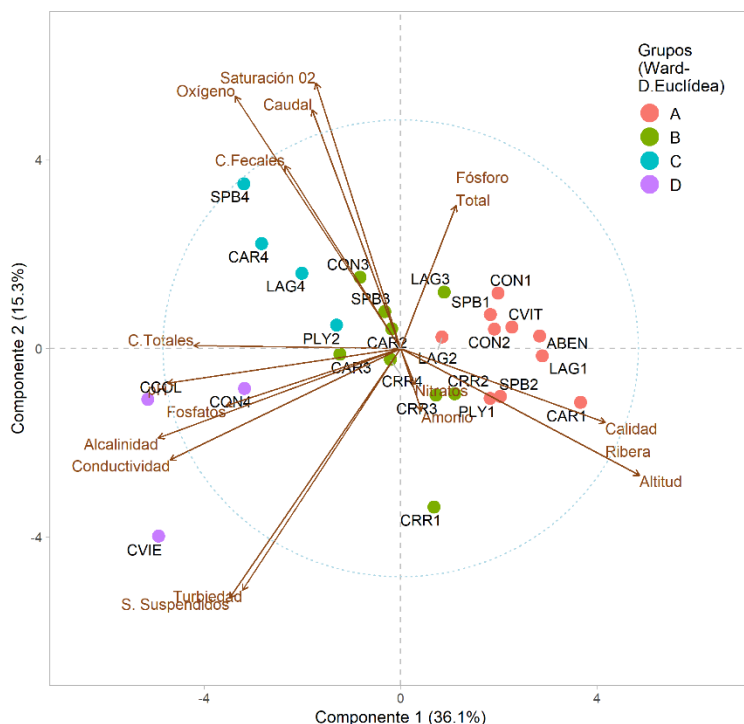


Figura 2.9 Análisis de componentes principales para ambientes lóticos basado en variables ambientales para época seca (marzo)

El análisis realizado para los sitios de páramo reunió una menor variabilidad en los dos primeros componentes, que se asocia con un gradiente ambiental de relativa baja amplitud (44%). El análisis de agrupamiento señaló la tendencia a la formación de dos grupos que reunieron la mayor cantidad de sitios, diferenciados principalmente por influencia hidroclicmática (Figura 2.10A, colores rojo y azul), como se puede comparar con la misma ordenación pero discriminada en colores por muestreo (Figura 2.10B). En concordancia en el eje vertical se distinguieron hacia la parte superior del diagrama la mayoría de sitios en julio (color azul), asociados con incremento en el oxígeno, concentración de nitrato y naturalmente con mayor caudal.

Por otra parte, en el sentido horizontal hacia la derecha de la ordenación se distinguieron otros dos grupos, el primero de ellos incluyó a Corralitos 1 en ambos muestreos, asociado con valoración mayor de material suspendido y pH más neutro (Figura 2.10A, color violeta), en tanto que el segundo con estas condiciones y menor calidad de ribera abarcó a Cardenillo 2 y Playitas 2 (Figura 2.10A, color verde), sin embargo, estos los últimos se distinguieron por la tendencia a concentraciones más altas en indicadores bacteriológicos principalmente de origen fecal en marzo y en incremento más apreciable en la conductividad eléctrica, alcalinidad y concentración de amonio en julio, que todos constituyen indicios de relativo deterioro (Figura 2.10A, Figura 2.10B).

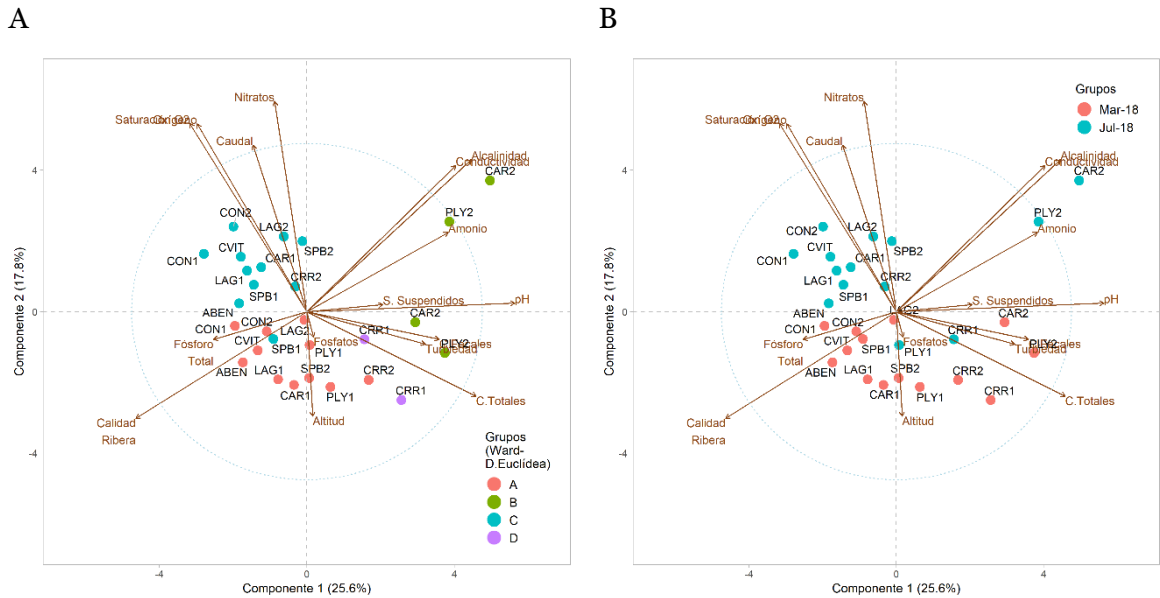


Figura 2.10 Análisis de componentes principales de ambientes lóticos basado en variables ambientales para sitios de páramo, de acuerdo a análisis de agrupamiento (A) y muestreo (B)

2.1.2 Calidad Bacteriológica del Agua en Ambientes Lóticos

Las bacterias se encuentran ubicuas en el ambiente, en número rebasan ampliamente a cualquier otro organismo, en sistemas acuáticos metabolizan la materia orgánica, contribuyen con la reintroducción de materia y energía en las redes tróficas y al tener nutrición heterotrófica contribuyen con la productividad secundaria (Allan & Castillo, 2007; Sigeo, 2005). Son sensibles a los cambios en las condiciones de flujo de las corrientes de agua y cada vez se reconoce más su importancia en los procesos metabólicos de los ecosistemas acuáticos (Canosa & Pinilla, 2001) por tener alta diversidad taxonómica, metabólica, genética y funcional y porque sus actividades tienen un gran efecto ecosistémico como el ciclaje de nutrientes (Casamayor, 2017). En el neotrópico la información sobre bacteriología de los sistemas acuáticos es limitada, algunas referencias mencionan que parecen existir densidades más constantes de bacterias que en otras latitudes (Canosa & Pinilla, 2001), y como que son escasas en la columna de agua, prefieren asociarse a sedimentos y sustratos en biopelículas (Atlas & Bartha, 2002). En la actualidad se resalta el papel ecológico en las

redes tróficas acuáticas y su potencial uso en bioindicación (Valencia & Lizarazo, 2009) área incipiente para el trópico y aún en desarrollo con el apoyo de técnicas moleculares.

Generalmente, en el trópico el papel de las bacterias en agua se ha minimizado y se asocia casi que exclusivamente a su uso como indicadores de calidad sanitaria, ya que tienen como fin alertar sobre presencia de patógenos que se movilizan por agua y que pueden influir en la salud humana y animal (Hadwen, Arthington & Boonington, 2008). El riesgo de salud es la ingesta de agua con contaminación microbiana generada por heces humanas o animales, que es fuente de bacterias, virus, protozoos y helmintos patógenos (Jérves-Cobo et al., 2018). Investigaciones recientes indican la necesidad de ampliar la evaluación de calidad sanitaria más allá de los indicadores convencionales al incluir además la presencia de *Pseudomonas*, *Bacteroides*, *Clostridium perfringens*, *Streptococcus*, *Criptosporidium*, virus entéricos, adenovirus, y colifagos para asegurar la calidad microbiológica del agua (Ríos-Tobón, Agudelo-Cadavid, Gutiérrez-Builes, 2017; Roche et al, 2013; Savvaidis, Kegos, Papagiannis, Voidarou, Tsiotsias, Maipa, Kalfakakou, Evangelou & Bezirtoglou, 2001).

Actualmente en países templados se aplican biomarcadores específicos como esteroles y estenoles fecales útiles en discriminar las fuentes de contaminación fecal (microbial source tracking) analizando coprostanol y sitostanol en agua y suelos o marcadores genéticos específicos del huésped como HF183, para contaminación fecal humana o Pig 2 Bac para heces provenientes de cerdos (Rochele-Newall, Nguyen, Le, Sengtaheuanghoung & Ribolzi, 2015). Sin embargo, en países donde esas tecnologías aún no están disponibles de manera generalizada, se aceptan los coliformes totales y coliformes fecales como indicadores de calidad sanitaria, ya que tienen un comportamiento similar a los patógenos, son más fáciles de identificar y sus métodos de cuantificación son rápidos y económicos. Una vez se ha evidenciado la presencia de estos, se puede inferir que los patógenos se encuentran presentes.

Los coliformes son un grupo de bacterias que presentan ciertas características bioquímicas en común, crecen a 37°C, son anaerobias facultativas, fermentan lactosa por vía glucolítica, generan ácidos y gas, además no son esporuladas. Estas se encuentran en las plantas, el agua, el suelo y los animales de sangre caliente, incluyendo a los humanos, pertenecen a la familia de las Enterobacteriaceae, que está conformada por géneros como *Escherichia*, *Edwardsiella*, *Klebsiella*, *Enterobacter*, *Serratia* y *Citrobacter*. Las enterobacterias corresponden a 10% de los microorganismos intestinales humanos y animales, por lo que su presencia en el agua está asociada con contaminación fecal (Ríos et al., 2017). Los

coliformes fecales, denominados también coliformes termotolerantes, son microorganismos que fermentan la lactosa a 44,5 - 45,5 °C, sirven como indicadores de contaminación fecal reciente e incluye la generada por animales como aves y mamíferos (Reed & Rasnake, 2016).

Para el primer muestreo, época seca de transición hacia lluvias (marzo), en el 92% de los puntos pertenecientes a ambientes lóticos (ríos), se detectó presencia de coliformes totales (24 de 26 muestras) que variaron entre <2 y >1600 NMP/100 ml, (límite más bajo y más alto de la medición, respectivamente), siendo los sitios Cardenillo 1 y Chorro Agua Bendita los que menos microorganismos mostraron (<2 NMP/100 ml, (Figura 2.11), estos corresponden a sitios en alturas de 4.079 y 4.042 msnm respectivamente, y se ubican dentro del área protegida de PNN. Los demás puntos en especial todos aquellos por debajo de los 3800 msnm (16/26=61%), presentaron valores por encima del máximo detectado por el método (1.600 NMP/100ml), que sugieren un arrastre y aumento bacteriano en los ríos aguas abajo de las cabeceras provenientes de múltiples fuentes como el suelo, heces de ganado, fauna silvestre y de vegetación aledañas. Las altas concentraciones se explicarían por una menor dilución de la contaminación de las aguas durante la época seca, cuando el caudal es inferior (Rochele-Newall et al., 2015). El Río Corralitos en todos los puntos muestreados presentó valores por encima de 1600 NMP/100ml (Figura 2.11), incluso desde el punto más alto Corralitos 1 ubicado dentro del área protegida.

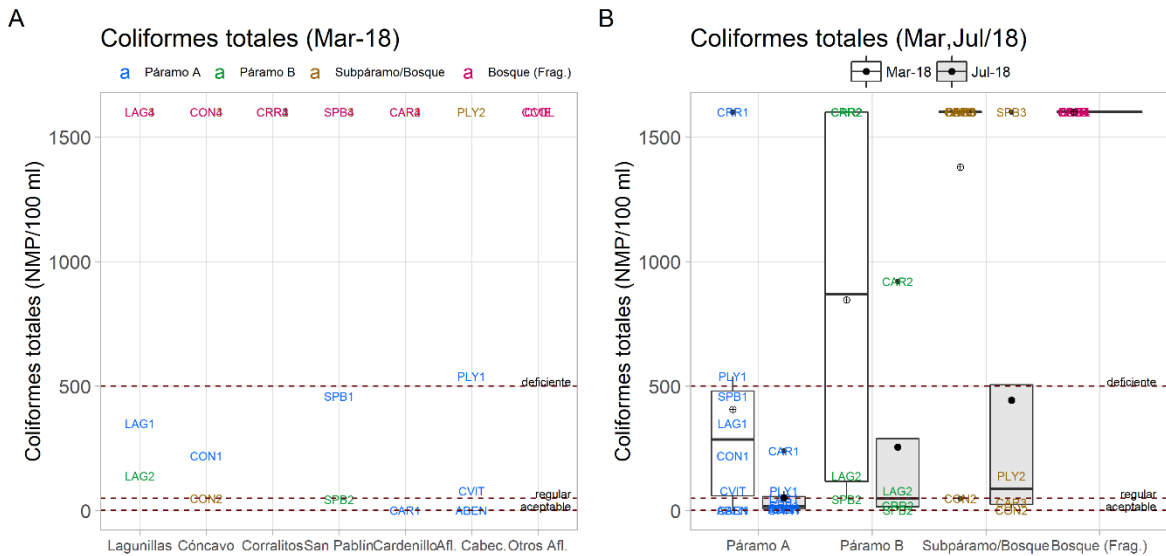


Figura 2.11 Variación espacial y temporal coliformes totales marzo (A). Variación espacial y temporal por zonas (B)

Para el segundo muestreo (julio) se detectaron coliformes totales en el 88 % de los puntos lóuticos visitados (14 de 16 muestras) con valores más bajos comparados con marzo,

entre 2 y 240 NMP/100 ml, y fueron mínimos para Cóncavo 2, Corralitos 1 y San Pablín 2, con datos inferiores al límite de cuantificación (<2 NMP/100 ml).

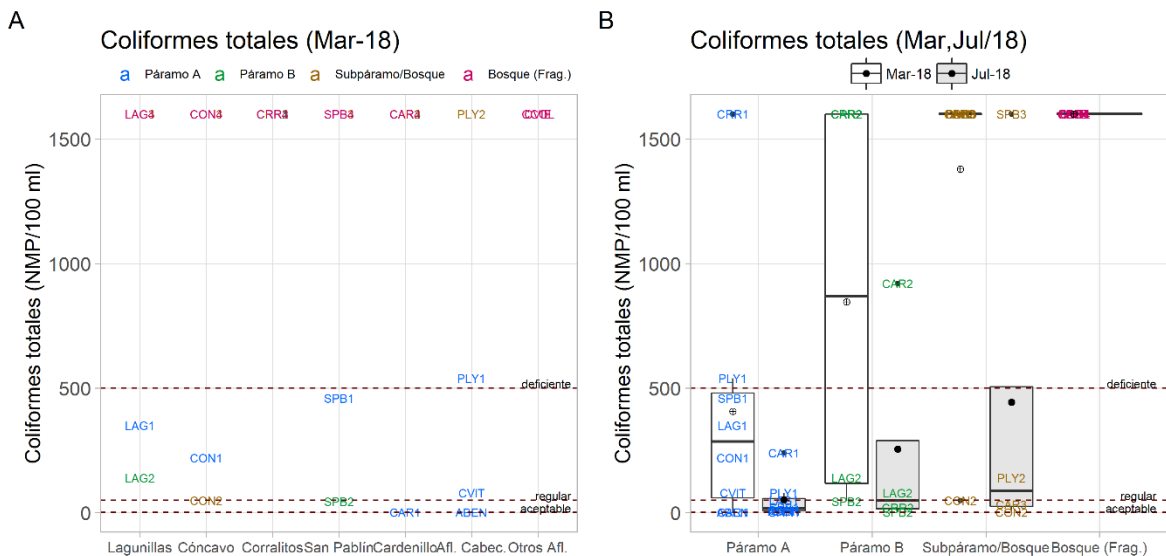


Figura 2.12 Variación espacial y temporal coliformes totales marzo (A). Variación espacial y temporal por zonas (B)

En la Figura 2.13 se incluyen los valores de coliformes totales espacializados en el área de estudio, los puntos ubicados en zonas de subpáramo bosque y bosque fragmentado tuvieron mayores densidades de coliformes totales (Figura 2.13 círculos rojos y Tabla 2.2) para marzo. En julio las bacterias indicadoras

fueron menores y con tendencia a aumentar hacia las partes bajas de la cuenca. Tan solo San Pablín 3 presenta valoración por encima de 1600 NMP/100ml junto con Cardenillo 2 (980 NMP/100 ml) y se califican como los puntos con mayor presencia de coliformes totales, sin embargo, se desconoce el compor-

tamiento en los sectores bajos de las cuencas debido a la imposibilidad de realizar estos muestreos (Figura 2.13B). Al comparar con marzo, se aprecia una reducción de los indicadores bacteriológicos por un posible efecto de dilución, debido a mayores precipitaciones y aumento de caudal de los ríos. En ambas

épocas se evidenció presencia de coliformes totales, siendo más restrictivos en el periodo de marzo, lo que indicaría presencia de estos en suelo, la vegetación de contaminación por heces, factor que se analizará más adelante con los indicadores fecales.

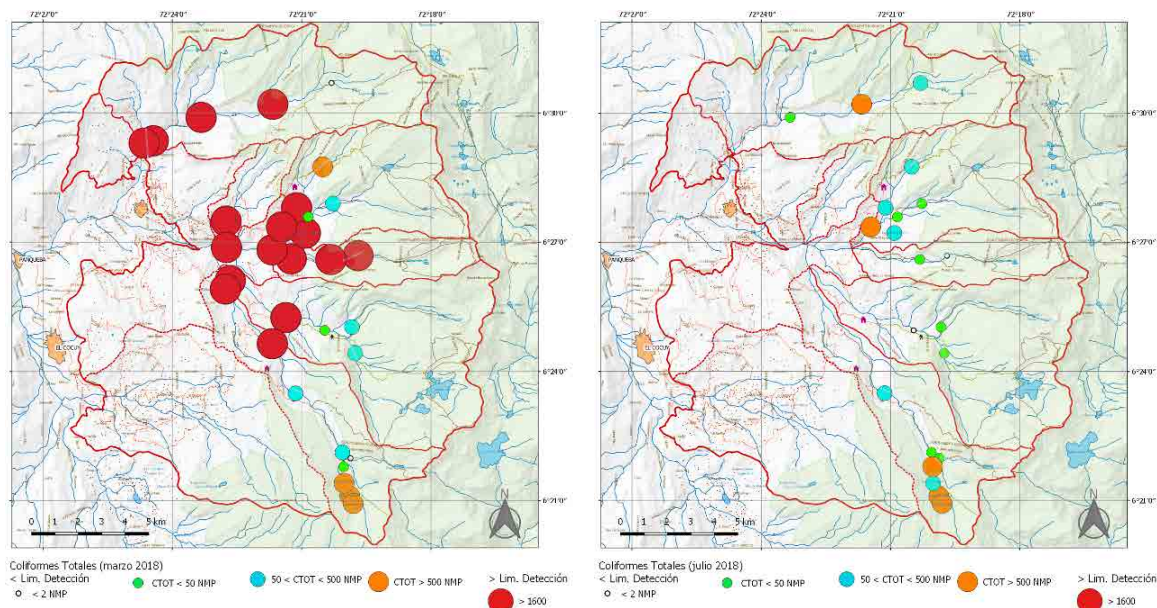


Figura 2.13 Espacialización de la valoración de coliformes totales en marzo (A) y julio (B)

Para Colombia el Título B del Reglamento de Agua Potable y Saneamiento básico (RAS) (Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio, 2010) clasifica la calidad de las fuentes de abastecimiento en función de nueve variables físicas y químicas, también incluye las coliformes totales e indica el grado de tratamiento asociado si se desea utilizar para un acueducto. Como ejercicio interpretativo para las microcuencas evaluadas, se califica la calidad de las fuentes y se da la recomendación de tratamiento para potabilización y uso para consumo

humano según el RAS (Tabla 2.2). Los sitios localizados principalmente en las franjas altitudinales de páramo y ubicadas dentro del área protegida de PNN, en su perímetro o zona de amortiguación cercana, son agrupados como aquellos calificados como aceptables o regulares, que requerirían al menos tratamiento de desinfección filtración para consumo humano, excepto para Corralitos 1 y 2, Playitas 1 y 2 y Cardenillo 2 calificadas como deficientes, que necesitarían tratamiento completo (Tabla 2.2).

|| Tabla 2.2 Calidad de fuentes según criterio bacteriológico del RAS área de estudio ||

MUESTREO	FUENTE ACEPTABLE (*) 0-50 NMP/100 ml	FUENTE REGULAR (*) 51-500 NMP/100 ml	FUENTE DEFICIENTE (*) 501-5000 NMP/100 ml
Marzo 2018 bajas precipitaciones (n=26)	Cardenillo 1 Cóncono 2 San Pablín 2 Agua Bendita	Lagunillas 1 y 2 Cóncono 1 Concavito San Pablín 1	Lagunillas 3 y 4 Cóncono 3 y 4 Corralitos 1, 2, 3 y 4 Playitas 1 y 2 San Pablín 3 y 4 Cardenillo 2, 3 y 4 Casas Viejas Chorro Colorado
Julio 2018 altas precipitaciones (n=16)	Lagunillas 1 Cóncono 1 y 2 Concavito Corralitos 1 y 2 San Pablín 1 y 2 Cardenillo 3 Agua Bendita	Lagunillas 2 Playitas 1 y 2 Cardenillo 1	San Pablín 3 Cardenillo 2
Tratamiento requerido (*)	Desinfección y estabilización	Filtración Lenta o filtración Directa, desinfección y estabilización	Completo pretratamiento + [Coagulación + Sedimentación+ Filtración Rápida] o [Filtración Lenta diversas etapas] + Desinfección + Estabilización

(*) Título B del Reglamento Agua Potable y Saneamiento básico (RAS), Las categorías se definen con base en promedios mensuales de coliformes totales, (Min Vivienda, 2010)

Para marzo las bacterias indicadoras de coliformes fecales señalan a Lagunillas 4 con la mayor concentración (540 NMP/100 ml), seguido de Playitas 2 (340 NMP/100 ml), San Pablín 4 y Cardenillo 4 con 250 NMP/100 ml, los demás puntos obtuvieron valores entre 4 a 120 NMP/100 ml (Figura 2.14A). Se resalta que Corralitos y Cóncono presentaron tendencia a concentraciones bajas de fecales y con menor variación a lo largo del río, pese a que en ambas microcuencas hubo evidencias de presencia de animales domésticos y áreas de pastoreo (Figura 2.16 y Figura 2.17), principalmente en Cóncono aguas abajo del

sector de La Cuchumba. Por su parte Cóncono 4 fue especialmente atípico en su valoración, comparada con otros sitios ubicados en la parte más baja de las cuencas, dada la cobertura de pastizales y registro visual de heces y de ganado en cercanías durante el muestreo. Tan solo el 27% de las muestras reportaron valores por debajo del límite de detección (<2 NMP/100 ml) siendo Cóncono 1, Concavito, Agua Bendita y Cardenillo 1 ubicados dentro de área protegida, Lagunillas 1 y 2, San Pablín 2 en franja de páramo y zona de amortiguación, los de menor presencia de contaminación fecal.

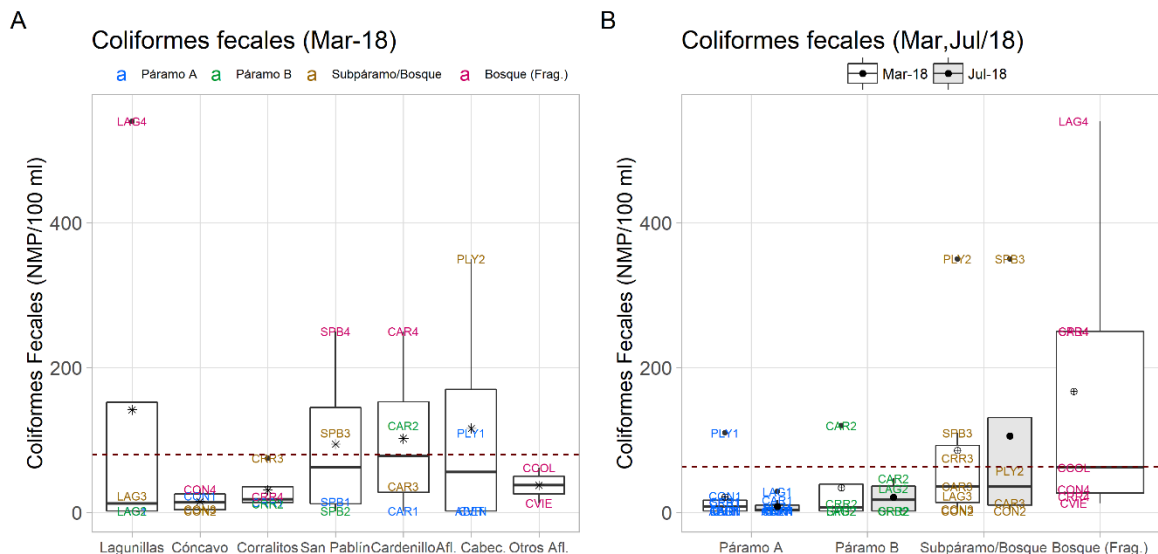


Figura 2.14 Variación espacial y temporal coliformes fecales marzo (A). Variación espacial y temporal por zonas (B)

En julio hay que anotar que solo se pudieron muestrear las áreas a mayor altitud (26 puntos, Figura 2.15B), es decir, no fue posible conocer estado de diez puntos en la cuenca baja. Con esta salvedad la más alta estimación para coliformes fecales fue para San Pablín 3 (350 NMP/100 ml), los demás puntos variaron entre 4 a 58 NMP/100 ml, relativamente bajos comparados con marzo, aunque en el 73% de estos sitios se evidenció contaminación fecal reciente. Al igual que el muestreo anterior, Cóncavo 1 y Concavito, por otro lado Corralitos 1 y 2, San Pablín 2 y Concavo 2, que representaron la proporción restante (37%) con registros por debajo del límite de detección (<2 NMP/100 ml) (Figura 2.23). Para los sitios ubicados en zona de páramo, en julio los coliformes fecales disminuyeron, salvo un aumento leve en Lagunillas 1 y 2 y Cardenillo 1. Entre los sitios de subpáramo donde fue posible realizar el muestreo, Playitas y Cardenillo 3 presentaron una

reducción, mientras que en San Pablín 3 hubo un incremento apreciable.

La Resolución 3382 de 2015 de Corpoboyacá indica los criterios de calidad del recurso hídrico dentro de su jurisdicción, en el caso de uso agrícola los valores restrictivos para coliformes totales estarían por encima de 5000 NMP/100 ml y para fecales 1000 NMP/100ml, con la información obtenida en ambos periodos y en los puntos efectivamente muestreados solo la laguna de San Pablín tendría restricciones por coliformes fecales en la época de marzo (Figura 2.15A). Se aclara que debido a que el límite máximo de detección fue de 1600 NMP/100ml es probable que la presencia de bacterias indicadoras pueda ser mayor y generar condiciones restrictivas de uso, valoración que debe ser centro de atención por las autoridades ambientales y de salud de la zona en evaluaciones posteriores.

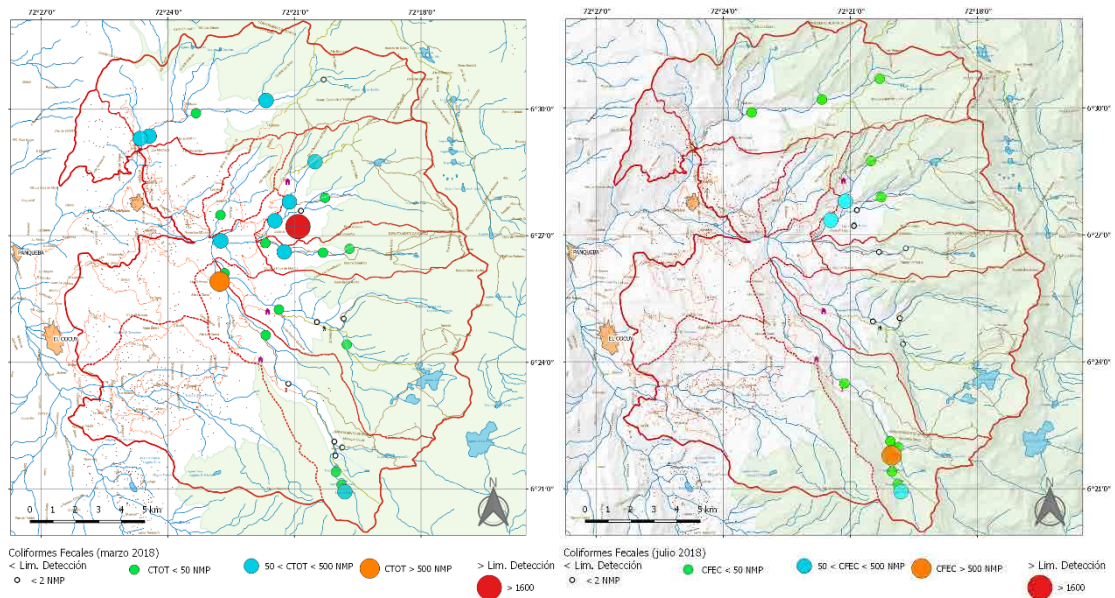


Figura 2.15 Espacialización de la valoración de coliformes fecales en marzo (A) y julio (B)

La persistencia de las bacterias indicadoras en el ambiente está determinada por diversos factores físicos o químicos del sistema (cambios de temperatura, pH, humedad), presencia de otras bacterias, virus y depredadores, junto con las capacidades metabólicas de las mismas para soportar condiciones extremas (Rochele-Newall et al., 2015). Las densidades de coliformes totales aumentaron aguas abajo de

las microcuencas, por lo cual se presume que los bosques y pastizales no generan retención de las mismas o pueden ser fuente de arrastre hacia los sistemas acuáticos. Los coliformes fecales reportaron órdenes de magnitud menor, no obstante, en el área de estudio reflejaron contaminación fecal frecuente y su densidad se modificó por cambios del caudal, asociados con la variación hidroclimatológica.



Figura 2.16 Presencia de mamíferos y sistema de redes de distribución de agua en la zona protegida, caballos y cabras en sector de transición frailejonal-bosque del Río Corralitos



Figura 2.17 Presencia de ganado bovino, ovino y equino en las zonas intervenidas cerca de las rondas de protección de los sistemas lóticos (Río San Pablín) (izquierda) o recorriendo bosques y zonas de vegetación secundaria (río Cóncavo) (derecha)

Algunos estudios de modelación del decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña indican que aguas abajo según las características propias de cada ecosistema, se pueden dar procesos de sedimentación, muerte y disminución de las bacterias por irradiación, salinidad o temperatura en función del tiempo y la distancia recorrida, además de la dilución por entrada de caudales menores (Torres & Camacho, 2008). En este estudio de manera opuesta, se verificó un aumento de organismos indicadores hacia sectores a menor elevación en las microcuencas y denotó ingreso de coliformes fecales permanente desde el suelo, por deposición directa del ganado durante el pastoreo, por las excretas de fauna silvestre o de población humana. A medida que se produce la escorrentía durante los eventos de lluvia se transportan agua y sedimentos, así como de bacterias hacia los ecosistemas acuáticos. En la cuenca alta del Río Nevado los patrones de uso actual del suelo indicarían intervención humana y animal con aporte de indicadores fecales, que podrían generar conflictos de uso sobre la calidad del agua en las zona bajas de la cuenca.

Los valores de coliformes totales y fecales determinados en este estudio, no se pueden comparar directamente con lo mencionado por otros autores porque usan cuantificación por filtración por membrana y no tubos de fermentación múltiple como en este caso, o porque existe poca información publicada referida a calidad bacteriológica de ríos andinos de alta montaña. Para la zona de estudio Velásquez-Gutiérrez (2015), evaluó coliformes fecales solo en un sector del Río Cóncavo (Valle de los Frailejones, 12,5 UFC/100 ml) y la Laguna Grande de la Sierra en 2014, con datos entre 0-7 UFC/100 ml, que se consideran valores bajos. Reportes suministrados por PNN para bocatomas de acueductos veredales Cocuy Cañaveral, Agua Blanca y Cóncavo Coveñas para octubre de 2017, señalan valores negativos para coliformes totales y fecales (información suministrada por el ingeniero Gustavo Quintero, PNN).

A manera de comparación se resaltan trabajos en sistemas acuáticos para áreas protegidas de

Estados Unidos como la Sierra Nevada de California, donde se analizaron diferentes lugares según tipo de actividad humana. El único sitio en área de acampada presentó 200 UFC/100 ml de *E. coli*, pero otras bacterias no coliformes se encontraron en altas proporciones (200 a 8.900 UFC/100ml), para zonas con influencia de pastoreo (12 de 15 sitios) reportaron altos niveles tanto de *E. coli* de 100 a 500 UFC/100ml como de otras no coliformes entre 1.300 a 10.000 UFC/100ml, mientras que en un único sitio con visitancia muy esporádica, reportan 100 UFC/100 ml para *E. coli* y para otras bacterias de 200 a 500 UFC/100 ml, para el verano de 2004 (Derlet & Carlson, 2006).

Igualmente, en los Parques Nacionales de Yosemite, Kings Canyon y Sequoia, se detectó contaminación fecal en 22 de los 55 sitios monitoreados, en 13 de ellos la valoración de *E. coli* fue baja entre 50 a 100 UFC/100 ml y el más alto del estudio fue de 2.000 UFC/100 ml, en punto claramente influenciado por actividad humana y de pastoreo. Por otro lado, los lagos no presentaron microorganismos indicadores, aunque se detectaron representantes de grupos bacterianos acuáticos como *Rahnella aquatilis*, *Pseudomonas* spp., y *Yersinia* spp. (no patógena), señaladas como típicas del agua y esenciales en el sostenimiento de las redes tróficas de los ríos y lagos estudiados (Derlet & Carlson, 2004). Del mismo modo, Reed & Rasnake (2016) indican niveles elevados de *E. coli* y bacterias coliformes en los manantiales y arroyos en el Parque Nacional Great Smoky Mountains, particularmente durante los meses de verano.

En datos para la cordillera oriental colombiana en el Parque Nacional Chicaque, Ávila de Navia et al. (2013) evaluaron *Pseudomonas* sp. y *Aeromonas* sp. en diferentes sistemas acuáticos como quebradas, nacederos y reservorios, encontraron que la época seca es la más crítica, con conteos por encima de las 300 UFC/100 ml. Estos indicadores no convencionales y su presencia en los sistemas evaluados, indican la necesidad de ampliar la vigilancia más allá de los coliformes y proponen la inclusión de estos géneros bacterianos, debido a que *Aero-*

monas forma biopelículas en redes de distribución y *Pseudomonas aeruginosa* puede inhibir la presencia de coliformes, lo cual generaría una falsa percepción de calidad, con los riesgos conexos a los consumidores al medir solo indicadores totales y fecales.

Las anteriores referencias (Derlet & Carlson, 2004; Derlet & Carlson, 2006; Reed & Rasnake, 2016; Ávila de Navia et al., 2015), permiten inferir que es habitual la presencia de contaminación bacteriológica en áreas protegidas, debido a diferentes factores como la afluencia de turistas, pastoreo de ganado o el uso de caballos para carga. También mencionan la posibilidad de que los coliformes se reproduzcan o permanezcan en condiciones naturales, por lo que resultaría más representativo evaluar *E. coli*, organismo indicador que tiene más ventajas que las bacterias fecales que eventualmente pueden permanecer en el suelo y la vegetación, así como promover el uso de nuevos indicadores no convencionales para evitar riesgos microbiológicos. Se ha confirmado que las bacterias indicadoras pueden fácilmente formar biopelículas en los sedimentos, macrófitas, rocas y otros sustratos de los sistemas acuáticos y presentar concentraciones mucho mayores que las reportadas en agua (Balzer et al. 2010), por lo cual pueden convertirse en fuentes autóctonas de microorganismos, lo cual contrasta con la consideración generalizada de ser organismos alóctonos, y que llegarían solo por escorrentía al agua por cambios en el uso del suelo o excesiva ganadería.

Los hallazgos para la zona de estudio resaltan la baja cantidad de organismos indicadores fecales en puntos de ríos al interior del área protegida sobre todo en la franja de páramo A, puntos con baja intervención humana y ganadería prácticamente inexistente, sin embargo, resalta la necesidad de establecer tratamiento del agua si se va a suministrar para consumo humano por los valores de coliformes totales hallados.

En los puntos bajos (bosque y bosque fragmentado) donde también existen zonas de abastecimiento de la población rural y donde se presentan las mayores concentraciones de organismos de origen fecal principalmente en la época de disminución del caudal, (Lagunillas 4, Cardenillo 3 y 4, San Pablín 3 y 4, Playitas 1

y 2), sería recomendable hacer seguimiento de presencia de parásitos protozoos en la población humana y animal dada la menor calidad bacteriológica del agua evidenciada en esas zonas, así como fortalecer procesos de saneamiento en las viviendas allí asentadas.

Es deseable que para evitar o minimizar los impactos por contaminación bacteriológica sobre los sistemas acuáticos por visitantes o lugareños se requeriría mayor información a la comunidad para evitar prácticas que modifiquen la calidad de los ríos y lagos que ocasionalmente pueden interferir con el uso para habitantes de la cuenca baja, así mismo se fomenten acciones que garanticen la sostenibilidad de espacios de conservación mediante la protección de las rondas y el turismo pueda seguir siendo renglón económico de importancia.

2.1.3 Comunidad de Perifiton

Dentro de las comunidades acuáticas se encuentra el perifiton, que corresponde a aquellas agrupaciones de microorganismos como algas, bacterias y protozoos asociados o adheridos a sustratos vegetales, rocosos, maderables o cualquier otro material natural o artificial (Burns & Ryder, 2001; Roldán, 1992), que se encuentran en la interfase agua-sustrato formando biopelículas (Montoya & Aguirre, 2013). En el sentido estricto, en este aparte se consigna información sobre el ficoperifiton, que es equivalente al componente autotrófico de estas biopelículas, esta comunidad puede tener mayores aportes a la productividad primaria que los proporcionados por el fitoplancton (Cruz y Salazar, 1989), también tienen importante producción de metabolitos orgánicos y presentan alta tasa de reciclaje de nutrientes.

Las microalgas que conforman el perifiton presentan alta sensibilidad a fluctuaciones de los sistemas acuáticos, responden a diversos factores como la temperatura, luz, pH, nutrientes, sustrato, velocidad de la corriente, que influyen de manera conjunta sobre su distribución y crecimiento (Roldán, 1992). La herbivoría, la competencia con otros autótrofos como las plantas acuáticas que pueden crecer en los ríos y la competencia inter e intraespecífica, son los principales factores bióticos que también regulan el crecimiento de las algas perifíticas (Oliveira

Martins, 2006 citado por Montoya & Aguirre, 2013). Una gran parte de la comunidad está compuesta por diatomeas (algas con paredes celulares de sílice), debido a su tolerancia a altas condiciones de flujo son consideradas colonizadoras rápidas, porque poseen características que les confieren facilidades para la formación de colonias y poder así adherirse a un sustrato (Cox, 1996; Peterson, 1996), como pedúnculos largos y cortos, producción de matrices mucilaginosas y colonias en forma de estrella o ramo fijadas por la base (Round, 1991, citado por Montoya & Aguirre, 2013).

El perifiton se ha propuesto como indicador biológico de la calidad de agua (Moreira, 1988), debido a su rápida respuesta ante variaciones ambientales en su entorno, con cambios tanto en la composición taxonómica como en la densidad, evidenciando de esta manera aspectos actuales e históricos de un sistema acuático, así como procesos de enriquecimiento o de acidificación en las aguas (Rocha, 1993; Duong, Feurtet-Mazel, Coste, Dang & Boudou, 2007). Los sistemas lóticos presentan características hidrológicas, químicas, físicas y biológicas, que producen gradientes entre la zona alta, media y baja de las cuencas (Allan & Castillo, 2007), por tanto, el conocimiento de los patrones de distribución y abundancia del perifiton y su relación con estas variables, permiten conocer la modificación en la condición ecológica de los ríos (Pan, Stevenson, Hill, Herlihy & Collins, 1996; Oliveira, Torgan, Lobo & Scharzbold, 2001).

En Colombia existen pocos estudios de ficoperifiton de ríos de alta montaña, se cuenta con información relativa a distintos ríos en la cuenca alta y media del Río Bogotá (Díaz & Rivera, 2004), en dos sistemas lóticos en el Páramo de Santurbán (Ramírez & Plata, 2008) y en el Río Tota (Martínez & Donato, 2003; Zapata & Donato, 2005; Pedraza & Donato, 2011), que incluyen en diferentes escalas espaciales y temporales, acercamientos importantes sobre la ecología de diatomeas y los factores que influyen sobre su distribución, diversidad y procesos de colonización. El presente estudio incluyó información de otras divisiones de microalgas perifíticas así como de las diatomeas, en aspectos de su distribución, diversidad y abundancia, lo cual representa un

avance en el conocimiento de la ficoflora de la cordillera oriental y en especial para las microcuenclas presentes en la zona de influencia del PNN El Cocuy y de la cuenca alta del Río Nevado.

2.1.3.1 Estructura de la comunidad de perifiton

En los sistemas lóticos se registraron 85 morfoespecies, distribuidas en 10 clases, 31 órdenes y 44 familias, cuya clasificación taxonómica se presenta en el Anexo 2.B. Las divisiones que presentaron la mayor riqueza fueron Bacillariophyta (diatomeas, 45 morfoespecies y dos categorías no identificadas pero clasificadas por tamaño) y Chlorophyta (algas verdes, 26 morfoespecies), mientras que Cyanophyta (cianobacterias, 8 morfoespecies), Euglenophyta (euglenófitos, 2 morfoespecies) y Rhodophyta (algas rojas, 2 morfoespecies) tuvieron la menor representación en el inventario (Tabla 2.3). De este listado tan solo ocho morfoespecies tuvieron amplia distribución en la zona de estudio (presentes en más del 70% de las muestras analizadas), las más frecuentes fueron las diatomeas *Achnantes* sp., *Hannea* sp., *Tabellaria* sp1., *Navicula* sp1., *Cymbella* sp. y *Frustulia* sp1, las algas verdes filamentosas *Stigeoclonium* sp. y *Mougeotia* sp., junto con la cianobacteria *Oscillatoria* sp.

En este estudio se consideró únicamente el sustrato tipo epilíton (microalgas adheridas al sustrato rocoso), por ser el predominante en los ríos visitados. El inventario taxonómico reunió en el Río Lagunillas 49 morfoespecies, seguido de Corralitos (47), Cóncavo (45), Cardenillo (42) y San Pablín (41) (Tabla 2.3), teniendo en cuenta los cuatro sitios muestreados en el cauce principal. Entre los ambientes que contaron con menor número de muestras, los afluentes de cabecera Playitas (número de muestras, n=2), río Concavito y Agua Bendita registraron 34, 18 y 15 morfoespecies respectivamente, mientras que las quebradas Casas Viejas y Chorro Colorado presentaron menor riqueza (entre 13 y 14 morfoespecies). Es necesario precisar que debido a un esfuerzo de muestreo diferente, las posibles comparaciones deben limitarse a microcuenclas con un número equivalente de muestras o solamente entre valoraciones puntuales por sitio.

Tabla 2.3 Composición de comunidad perifítica de la cuenca alta del Río Nevado

DIVISIÓN	FAMILIA	TAXÓN	LAGUNILLAS	CÓNCAVO	CORRALITOS	SAN PABLÍN	CARDENILLO	AGUA BENDITA	CONCAVITO	PLAYITAS	CASAS VIEJAS	CHORRO COLORADO	
BACILLARIOPHYTA	Achnantheaceae	cf. <i>Achnanthes</i> sp.	*	*	*		*	*		*	*	*	
	Amphipleuraceae	<i>Frustulia</i> sp.1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
		<i>Frustulia</i> sp.2							*				
	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira</i> sp.				*							
	Bacillariaceae	<i>Nitzschia</i> sp.	*	*			*	*		*	*	*	
	Brachysiraceae	<i>Brachysira</i> sp.	*	*			*	*	*	*			
	Catenulaceae	cf. <i>Amphora</i> sp.	*										
	Cocconeidaceae	<i>Cocconeis</i> sp.			*	*						*	*
		<i>Reimeria</i> sp.	*	*		*	*	*			*	*	*
	Cymbellaceae	<i>Cymbella</i> sp.	*	*		*	*	*	*		*	*	*
		<i>Encyonema</i> sp.	*		*	*				*			
	Diploneidaceae	<i>Diploneis</i> sp.		*	*			*			*		
		<i>Eunotia</i> cf. <i>enishna</i>	*	*				*		*			
	Eunotiaceae	<i>Eunotia</i> cf. <i>exigua</i>				*	*	*					
		<i>Eunotia</i> cf. <i>incisa</i>	*	*		*	*	*			*		
		<i>Eunotia</i> sp.1	*	*	*	*	*	*		*			
		<i>Eunotia</i> sp.2	*	*		*	*	*	*	*			*
		<i>Eunotia</i> sp.3			*								
		<i>Eunotia</i> sp.4						*					
	Fragilariaceae	cf. <i>Diatoma</i> sp.						*					*
		cf. <i>Synedra</i> sp.			*	*	*				*		
		<i>Fragilaria</i> sp.1	*	*		*	*	*		*	*		
		<i>Fragilaria</i> sp.2	*	*	*	*	*	*			*		
	Gomphonemataceae	<i>Fragilaria</i> sp.3	*										
		<i>Gomphoneis</i> sp.		*				*		*	*	*	*
		<i>Gomphonema</i> sp.1	*	*	*					*		*	
		<i>Gomphonema</i> sp.2	*	*	*	*	*	*			*		
		<i>Gomphonema</i> sp.3	*	*		*							
	Melosiraceae	<i>Gomphonema</i> sp.4	*	*			*						
		<i>Melosira</i> sp.		*		*	*	*			*		
	Naviculaceae	<i>Gyrosigma</i> sp.		*									
		<i>Navicula</i> sp.1	*	*	*	*	*	*	*		*	*	*
		<i>Navicula</i> sp.2	*	*				*			*		
		<i>Navicula</i> sp.3		*									
	Pinnulariaceae	<i>Pinnularia</i> sp.1	*	*	*	*	*	*			*		
		<i>Pinnularia</i> sp.2		*	*			*					
	Rhoicospheniaceae	<i>Rhoicosphenia</i> sp.									*	*	
	Stauroneidaceae	<i>Stenopterobia</i> sp.				*							
		<i>Stauroneis</i> sp.	*	*	*	*	*	*		*	*		
	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella</i> sp.				*							
		<i>Surirella</i> sp.1	*	*	*	*	*	*			*		
	Surirellaceae	<i>Surirella</i> sp.2	*		*	*	*	*					
		<i>Surirella</i> sp.3	*			*							
		<i>Surirella</i> sp.3				*							
	Tabellariaceae	<i>Tabellaria</i> sp.	*	*	*	*	*		*	*		*	
	Ulnariaceae	<i>Hannaea</i> sp.	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
	Bacillariophyceae no identificada	Pennadas < 10			*	*							
Bacillariophyceae no identificada	Pennadas > 10		*	*	*								

DIVISIÓN	FAMILIA	TAXÓN	LAGUNILLAS	CÓNCAVO	CORRALITOS	SAN PABLÍN	CARDENILLO	AGUA BENDITA	CONCAVITO	PLAYITAS	CASAS VIEJAS	CHORRO COLORADO	
CHLOROPHYTA	Chaetophoraceae	<i>Stigeoclonium</i> sp.	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
	Cladophoraceae	cf. <i>Cladophora</i> sp.			*								
	Closteriaceae	<i>Closterium</i> sp.1	*		*					*		*	
	Desmidiaceae		<i>Cosmarium</i> sp.1	*	*	*	*	*			*	*	
			<i>Cosmarium</i> sp.2	*	*	*							
			<i>Desmidium</i> sp.			*							
			<i>Euastrum</i> sp.			*		*					
			<i>Octacanthium</i> sp.	*									
			<i>Staurastrum leptocladum</i> .	*									
			<i>Staurastrum</i> sp.1		*	*		*	*				
			<i>Staurastrum</i> sp.2	*									
		<i>Zygnema</i> sp.	*	*	*	*			*	*			
	Hydrodictyceae	<i>Tetraedron</i> sp.	*		*								
	Klebsormidiaceae	<i>Klebsormidium</i> sp.		*			*						
	Mesotaeniaceae		cf. <i>Netrium</i> sp.			*						*	
			cf. <i>Roya</i> sp.							*			
			<i>Cylindrocystis</i> sp.	*	*	*	*	*		*	*		
			<i>Gonatozygon</i> sp.							*			
	Microsporaceae	<i>Microspora</i> sp.	*	*	*	*		*					
	Oedogoniaceae	<i>Oedogonium</i> sp.	*	*	*	*				*			
Oocystaceae		<i>Ankistrodesmus</i> sp.			*								
		<i>Oocystis</i> sp.								*			
Ulotrichaceae	<i>Ulothrix</i> sp.	*	*	*	*	*	*		*	*			
Volvocaceae	<i>Pandorina</i> sp.			*									
Zygnemaceae		<i>Mougeotia</i> sp.	*	*	*	*	*		*	*			
		<i>Spirogyra</i> sp.			*								
CYANOPHYTA	Chroococcaceae	<i>Chroococcus</i> sp.				*					*		
	Heteroleibleniaceae	<i>Heteroleibleinia</i> sp.	*										
	Merismopediaceae	<i>Merismopedia</i> sp.		*									
	Nostocaceae		<i>Anabaena</i> sp.	*		*							
			cf. <i>Lyngbya</i> sp.	*	*	*	*	*	*		*	*	
	Oscillatoriaceae		<i>Oscillatoria</i> sp.	*	*	*	*	*			*	*	*
			<i>Phormidium</i> sp.	*									
Rivulariaceae	<i>Dichothrix</i> sp.	*	*	*	*	*	*		*				
EUGLE-NOPHYTA	Euglenaceae	<i>Euglena</i> sp.			*								
RHODOPHYTA	Acrochaetiaceae	cf. <i>Audouinella</i> sp.		*									
	Batrachospermaceae	<i>Batrachospermum</i> sp.			*								
RIQUEZA OBSERVADA			49	45	47	40	41	15	18	34	13	14	
SITIOS MUESTREADOS			4	4	4	4	4	1	1	2	1	1	

La riqueza promedio de algas epilíticas en el área de estudio fue de 25 morfoespecies por sitio de muestreo, con un máximo de 33 y un mínimo de 17 para aquellos localizados en los cursos de agua principales (Figura 2.18). El Río Corralitos presentó más de 27 morfoespecies en cada sitio evaluado y por lo general la riqueza puntual fue ligeramente mayor a los otros sistemas, al compararse de manera inde-

pendiente los distintos sitios para cada franja de altitud. Para los afluentes de páramo, la mayor riqueza por sitio se encontró en Playitas contrastada con Concavito y Agua Bendita, mientras que las quebradas Casas Viejas y Chorro Colorado presentaron la menor riqueza de todos los sitios analizados (13 y 14, respectivamente) (Figura 2.18).

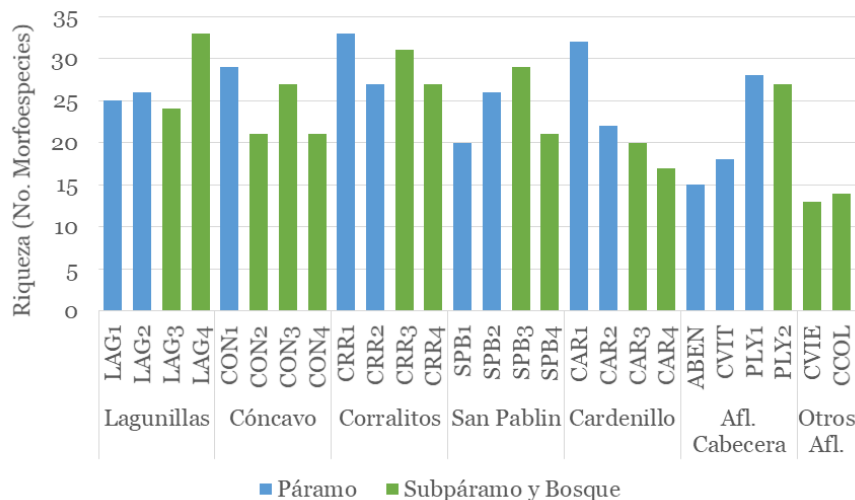


Figura 2.18 Riqueza morfoespecies de perifiton en sistemas lóticos

La información publicada referida a este grupo en ambientes altoandinos es escasa, lo cual limita posibles comparaciones en diferentes atributos de la comunidad. Según la revisión efectuada, el intervalo de riqueza encontrado en el presente estudio es semejante a datos previos en seis puntos distribuidos en la zona de páramo de tres microcuencas del área (Lagunillas, Corralitos, Playitas) (UNC, 2011) con un intervalo que fluctuó entre 11 (Playitas) y 24 morfoespecies por sitio (Lagunillas), sin embargo, este mínimo contrasta con los registros obtenidos para dicha microcuenca en el actual trabajo (27 y 28 morfoespecies). Con relación a otras investigaciones en la Cordillera Oriental, la riqueza encontrada fue relativamente baja, comparada con datos promedio cercanos a las 30–50 especies, solo con referencia a las diatomeas en dos ambientes lóticos en el Páramo de Santurbán (Santander) (Ramírez & Plata, 2008), o con el inventario realizado por Díaz & Rivera (2004) que reunió 96 especies de diatomeas para ríos pequeños de la cuenca alta y media del Río Bogotá (2621–3107 msnm) con un número aproximado de sitios (20), sin embargo, el primer estudio tuvo también en cuenta otros sustratos (sedimentos

y material vegetal) y el segundo presenta un intervalo altitudinal diferente, por lo cual estas diferencias no permiten comparación directa. Estos autores argumentan que en los sistemas lóticos, el caudal, la temperatura, la conductividad y el pH en general son los estructuradores de la comunidad perifítica y dado que cada sistema acuático es muy particular, es importante seguir acopiando información para el país para conocer la variabilidad de esta comunidad.

A nivel general la densidad de organismos tuvo amplia variación en el área, para los diferentes ambientes fue superior hacia la cuenca baja (barras verdes, Figura 2.19) con valores máximos que oscilaron entre 2.237 ind/cm² y 12.968 ind/cm², excepto en Cóncavo 3 (427 ind/cm²) y Chorro Colorado (200 ind/cm²). Para aquellos sitios ubicados en la zona de páramo (barras azules, Figura 2.19), los valores más bajos se encontraron en Lagunillas 1 y 2, San Pablín 2, Cóncavo 2 y particularmente en Agua Bendita que no excedieron los 209 ind/cm², mientras que Playitas 1 presentó una singular alta densidad (10.052 ind/cm²), con una valoración solo superada por Cardenillo 3 y Lagunillas 4.

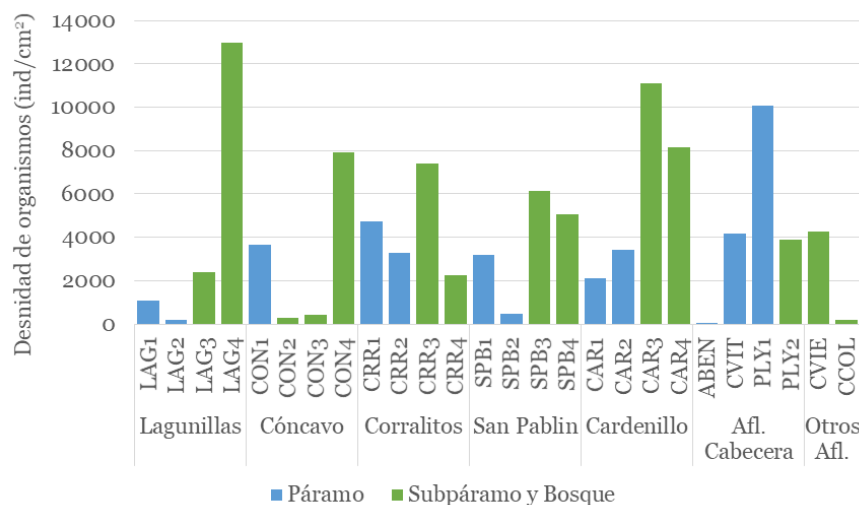


Figura 2.19 Densidad de organismos del perifiton en sistemas lóticos

La variación en la densidad de ficoperifiton estuvo estrechamente relacionada con la representación en la abundancia relativa de diatomeas (división Bacillariophyta). Este grupo comprendió tres clases taxonómicas, Bacillariophyceae, Fragilariophyceae y Coscinodiscophyceae (en adición a algunas diatomeas pennadas indeterminadas), de las cuales la primera presentó una alta proporción en la mayoría de sitios, excepto en Corralitos donde Fragilariophyceae alcanzó un porcentaje más importante (Corralitos 1–3) (Figura 2.20), así como también en Playitas 1 (Figura 2.21). El predominio de diatomeas en riqueza y abundancia es algo usual en la representación de la ficoflora de los ambientes lóticos (Martínez & Donato, 2004, Díaz-Quiroz & Rivera, 2004, Ramírez & Plata, 2008), dado que estas algas poseen una pared celular rígida compuesta de sílice, que es el elemento constituyente principal de la arena o el cuarzo, que les confiere resistencia frente a condiciones de alto flujo y procesos de transporte, en contraste con las otras algas denominadas blandas. También fueron más frecuentes aquellas con forma alargada y simetría bilateral (Pennadas, que

incluyen a Bacillariophyceae y Fragilariophyceae) comparadas con las céntricas (Coscinodiscophyceae), dado que para las primeras se señala una morfología adaptada a la velocidad de la corriente y muchas especies poseen estructuras de adhesión, mientras que las últimas se encuentran mejor representadas en el fitoplancton (Jiménez, Toro & Hernández, 2014).

El grupo de las cianobacterias representado por la clase Cyanophyceae, solamente en pocos sitios donde además hubo densidad baja de organismos (Lagunillas 2, Cóncavo 2 y San Pablín 2), reunió una abundancia relativamente más alta con relación a otros grupos (Figura 2.20). Las algas verdes fueron poco abundantes (Zygnematophyceae, Chlorophyceae, Oedogoniophyceae y Klebsormidiophyceae), entre estas la clase Zygnematophyceae fue común en todos los sitios de la microcuenca de Corralitos (Figura 2.20) y solo presentó una alta abundancia relativa en Concavito (Figura 2.21). Otras clases como Euglenophyceae (Euglenophyta) y Florideophyceae (Rhodophyta) estuvieron escasamente representadas en el área de estudio.

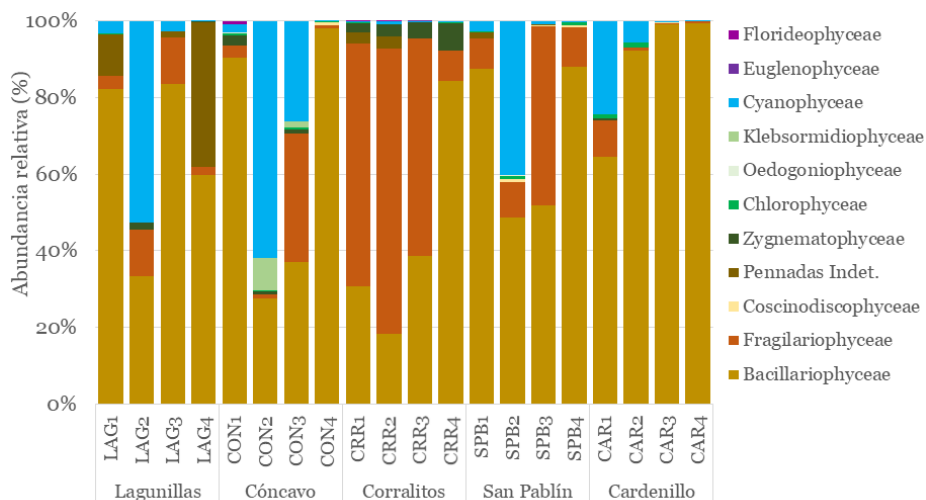


Figura 2.20 Abundancia relativa de las clases de perifiton en ríos principales

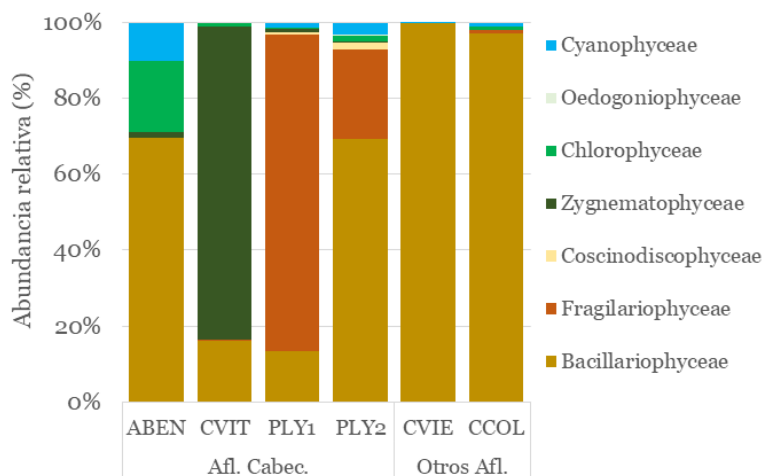


Figura 2.21 Abundancia relativa de las clases de perifiton en quebradas afluentes

La densidad de diatomeas presentó alta variabilidad en el área de estudio (41–12914 ind/cm²) (Figura 2.22), para la clase Bacillariophyceae el género *Cymbella* alcanzó valores más altos en sitios de la cuenca baja, principalmente en Cardenillo (sitios 3 y 4), San Pablín (sitios 3 y 4) y Lagunillas 4, de manera semejante a *Achnantes* (cf.), aunque esta no fue registrada en San Pablín mientras que en Cóncavo 4 esta fue predominante. Así mismo, la diatomea *Reimeria* sp., alcanzó también mayor densidad en algunos sitios como Lagunillas 4, Cóncavo 4, San Pablín 4, Cardenillo 2 y 3, Playitas 2 y Casas Viejas. El género *Hannaea* fue común en la zona, presentó también datos superiores en lugares a menor altitud (Lagunillas 3, Cóncavo

4, San Pablín 3 y 4, Cardenillo 3, Playitas 2), no obstante, en particular a lo largo de toda la microcuenca del río Corralitos fue uno de los organismos más abundantes. Las diatomeas *Navicula* y *Fragilaria* se encontraron con densidades más bajas, también fueron por lo general más representativas en la zona a menor altitud de algunas microcuencas como San Pablín, Lagunillas y Corralitos (sitios 3 o 4), pero también en la quebrada Playitas (sitios 1 y 2).

En contraste, otras algas frecuentes en el área presentaron su densidad más alta en sitios a mayor altitud, como *Frustulia* en Cóncavo 1, San Pablín 1 y Cardenillo 1, al igual que *Eunotia*

que fue también relativamente abundante en los mismos lugares además de Concavito (Figura 2.22). El género *Brachysira* presentó distribución menos amplia y densidades inferiores, encontrándose representado de manera semejante en sitios como Lagunillas 1, Cóncavo 1, Cardenillo 1, Playitas 1, Agua Bendita y Concavito.

Algunos géneros presentaron densidades solo más altas en sitios específicos, por ejemplo *Nitzschia* en Cardenillo 3 y 4 y la quebrada

Casas Viejas o con distribución restringida, como *Rhoicosphenia* en las quebradas Casas Viejas y Chorro Colorado, aunque solo en la primera fue particularmente abundante (Figura 2.22). Por otra parte, con respecto a la segunda clase más abundante de diatomeas en el área de estudio (Fragilariophyceae), el género *Tabellaria* fue el más representativo, con densidades altas en Corralitos (sitios 1–3), San Pablín 3 y en particular en Playitas 1, donde su valoración fue máxima (Figura 2.22).

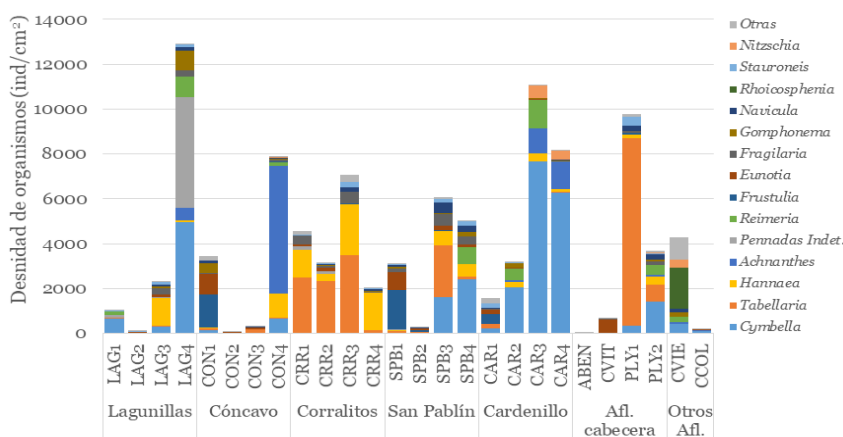


Figura 2.22 Densidad de diatomeas en los sistemas lóticos evaluados

La mayoría de diatomeas registradas se señalan frecuentes en ambientes lóticos de baja productividad, con géneros que incluyen por lo general especies con baja tolerancia a la contaminación y comunes en condiciones de bajo nivel en nutrientes. Por ejemplo, la mayoría de taxones pertenecientes al género *Cymbella* se señalan indicativos de aguas oxigenadas y pobres en compuestos orgánicos nitrogenados (Van Dam, Mertens & Sinkeldam, 1994). Otros géneros como *Eunotia*, *Frustulia*, *Pinnularia* y *Tabellaria*, incluyen representantes en aguas oxigenadas y limpias, aunque se distinguen por su preferencia por pH ácidos (Van Dam, Mertens & Sinkeldam, 1994; Hill et al., 2001), que concuerda con su mayor abundancia y distribución en sitios a mayor altitud en las microcuencas, donde fue también común *Brachysira* que se señala con baja tolerancia a la contaminación (Kelly & Whitton, 1995). Los miembros de algunos de

estos géneros se mencionan adaptados a altas velocidades de la corriente y concentraciones bajas de nutrientes, constituyen taxones que ecológicamente alcanzan tallas pequeñas en la biopelícula, sus poblaciones crecen asociadas al sustrato, poseen hábitos postrados o paralelos al mismo, o estructuras que les permiten fuerte adhesión para evitar desprendimiento por lavado hidráulico, por ejemplo, representantes de los géneros *Cymbella*, *Achnantes* y *Reimeria* (Rimet & Bouchez, 2012). Otros géneros como *Tabellaria* alcanzan mayores alturas en la biopelícula, dado que forman colonias o en zig-zag, por este motivo son más sensibles a perturbación física y se asocian con condiciones de baja velocidad de la corriente (Rimet & Bouchez, 2012). Su mayor abundancia en sitios como Playitas 1 y Corralitos, podría relacionarse en parte con este factor, ya que allí hubo evidencias de caudales de magnitud baja y con menor variabilidad entre los muestreos.

Por otra parte, las especies del género *Nitzschia* poseen amplia tolerancia a la contaminación, tienen preferencia por ambientes más enriquecidos, al igual que representantes de *Navicula* y *Surirella*. Entre estas diatomeas, *Nitzschia* fue más abundante en la microcuenca de Cardenillo (sitios 3 y 4) así como en Casas Viejas, allí las densidades de microalgas fueron altas a moderadas y este género representó aproximadamente entre un 5 y 10 % de la abundancia total. Estos géneros se caracterizan ecológicamente por poseer alta movilidad, son competidoras superiores por nutrientes en ambientes enriquecidos (Passy, 2007) y tienen capacidad de desplazarse a través de sedimentos finos para evitar limitación por luz, por esta característica también han sido usadas como indicadoras de

procesos de sedimentación (Stevenson, Pan & Van Dam, 2010).

Las cianobacterias (Clase Cyanophyceae) alcanzaron una densidad máxima de 516 ind/cm², *Oscillatoria* fue el género más frecuente junto con *Dichothrix* y *Lyngbya* (cf.), no obstante, el segundo fue más abundante, por lo general en sitios a mayor altitud, con densidades más altas en Cardenillo (Cardenillo 1 en particular), San Pablín, Cóncavo y Playitas, mientras que *Lyngbya* (cf.) mostró una valoración superior en Cóncavo (sitios 2 y 3) (Figura 2.23). En la microcuenca de Lagunillas *Oscillatoria* presentó su mayor abundancia (Lagunillas 2) y allí se registraron de manera exclusiva taxones como *Phormidium* y *Heterobleinia*, con una densidad apenas ligeramente mayor en Lagunillas 3.

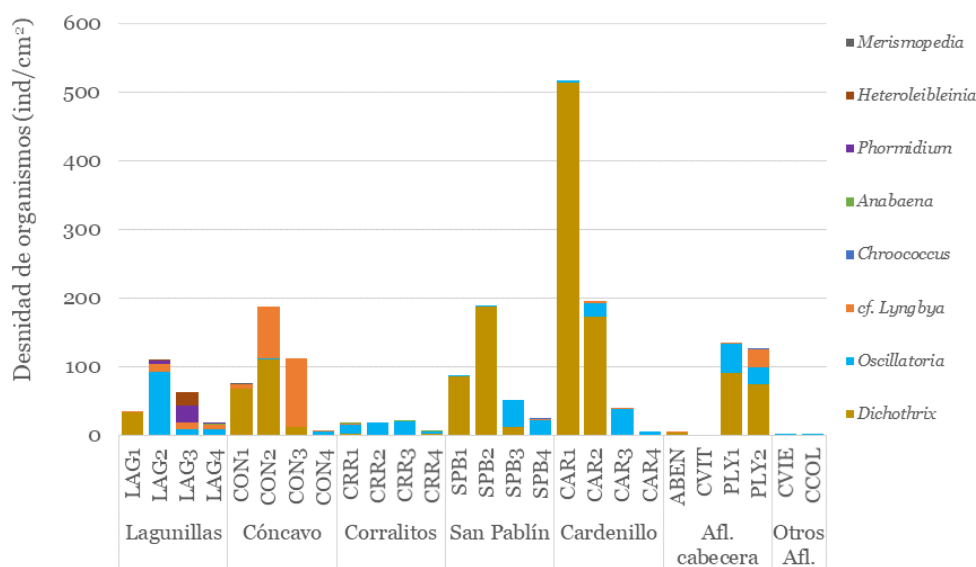


Figura 2.23 Densidad de cianobacterias en los sistemas lóticos evaluados

Las algas verdes (división Chlorophyta) presentaron un máximo de 3.841 ind/cm², atribuido a la alta densidad del género *Roya* (cf.) (3.417 ind/cm²), de registro exclusivo en Concavito (Figura 2.24, barra recortada), sin embargo, la valoración para este grupo de ficoperifiton para los sitios restantes no excedió los 321 ind/cm². Con excepción de este dato particular, la microcuenca de Corralitos entre los ríos principales mostró tendencia a mayores densidades

de algas verdes, representadas principalmente por el género *Mougeotia* y en menor grado por *Cosmarium* (Corralitos 3 y 4), mientras que el primero también fue abundante de manera puntual en Playitas 1 y Cóncavo 1. El género *Stigeoclonium* fue relativamente frecuente, prácticamente fue el único representante en San Pablín y Cardenillo, aunque sus densidades fueron relativamente más altas en Concavito y Playitas 2. Algunos géneros presentaron densi-

dades solo más altas en sitios específicos como *Ulothrix* en Cóncono 4 y San Pablín 4, *Oedogonium* en Playitas (sitios 1 y 2), o en Cóncono con los géneros *Cylindrocystis*, *Microspora* (Cóncono 1) y *Klebsormidium* (Cóncono 2 y 3)

(Figura 2.24). Las divisiones Euglenophyta y Rhodophyta fueron muy poco abundantes, la presencia de ambas fue detectada en Corralitos (sitios 1 a 3), mientras que la segunda contó también con registro en Cóncono 1.

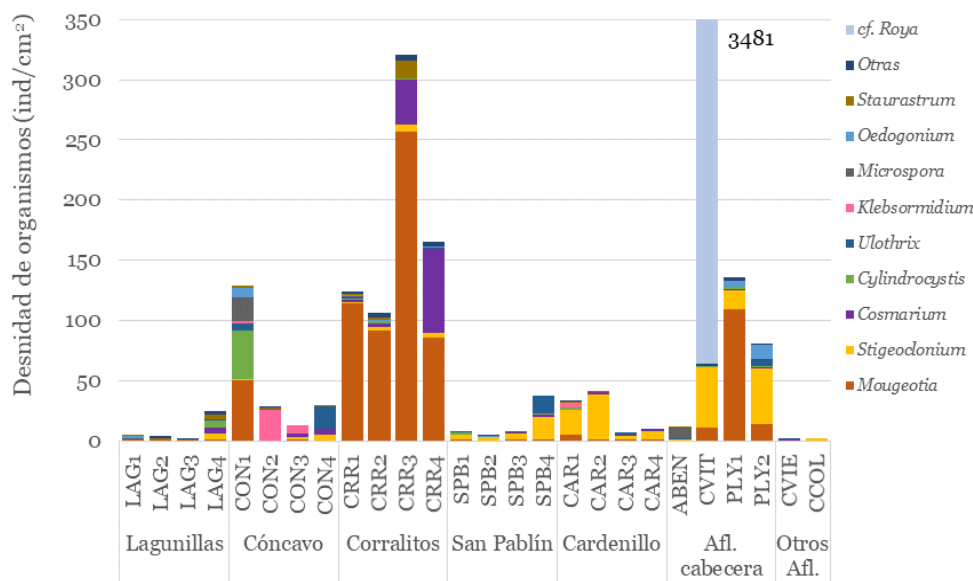


Figura 2.24 Densidad de algas verdes en los sistemas lóticos evaluados

En ríos altoandinos han sido poco estudiadas las algas no diatomáceas, en Bolivia se han señalado como comunes en sitios a mayor elevación varios géneros de algas verdes filamentosas como *Mougeotia*, *Oedogonium*, *Spirogyra*, *Zygnema* y *Stigeoclonium*, en adición a las cianobacterias *Oscillatoria* y *Phormidium* (McClintic et al., 2003 citado por Jacobsen & Dangles, 2017), las cuales fueron relativamente frecuentes en los ambientes estudiados. Para algunos de estos géneros como *Mougeotia*, *Spirogyra* y *Zygnema*, en Norteamérica se ha señalado su predominio y tolerancia por mayor acidez del agua (Planas, 1996), mientras que Bigg & Kilroy en Nueva Zelanda (2000) se refieren también a *Mougeotia* como un género común en corrientes de menor velocidad y con cierto grado de enriquecimiento por nutrientes. Los últimos autores también hacen referencia a la distribución de la cianobacteria *Dichothrix* en ambientes de aguas limpias, la cual en el presente estudio alcanzó mayores densidades en algunas microcuencas hacia la zona de páramo. Otros géneros frecuentes en el área de

estudio como *Stigeoclonium* y *Oscillatoria*, se ha indicado que incluyen especies con amplia tolerancia a diversas condiciones ambientales, con preferencia por condiciones de flujo moderado a alto de la corriente (Bigg & Kilroy, 1998; Johnson, Whitton & Brook, 2002). Los arroyos de cabecera son generalmente sombreados por la vegetación ribereña que limita la producción autótrofa considerada la principal fuente de producción alóctona que sostiene las redes tróficas (Zúñiga y Chará, 2018), sin embargo, en los ríos en estudio esta condición fue poco frecuente, y se evidenciaron condiciones de vegetación de bajo porte, y con alto ingreso de luz, lo que se esperaba beneficiaría a la comunidad de perifiton.

Con el fin de conocer cómo se distribuía la abundancia de las distintas morfoespecies de perifiton en una misma comunidad se calculó el índice de Pielou (J'). Su valoración fluctuó entre cero y uno, es máxima cuando todos los taxones tienen una abundancia proporcional equitativa, lo que reflejaría una comunidad

más heterogénea, mientras que los valores tendientes a cero indicarían alta dominancia. Los índices presentaron una importante fluctuación en el área de estudio con valores entre 0,2 y 0,8, no obstante, las microcuencas de Corralitos y Cardenillo (sitios 2 a 4) tendieron

a presentar comunidades con mayor dominancia, así mismo las valoraciones fueron relativamente bajas para sitios como Playitas 1, Concavito, Lagunillas 1 y 4, junto con Cóncavo 4 (Figura 2.25).

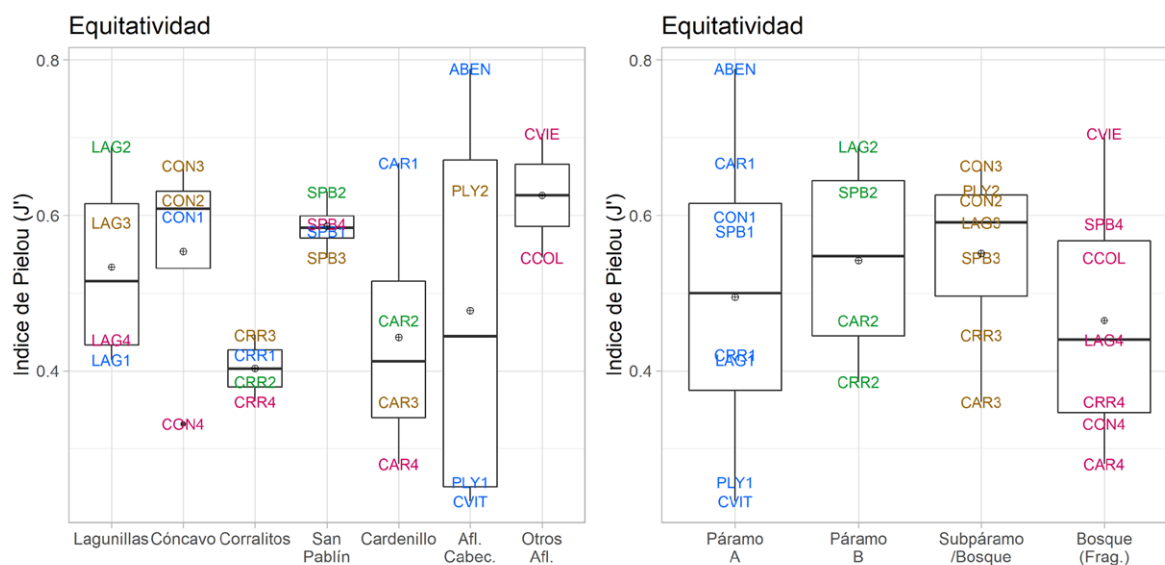


Figura 2.25 Índice de equidad de Pielou (J') para el ficoperifiton en sistemas lóticos por microcuencas (A) y por zona (B)

El análisis del grado de diferenciación en la composición taxonómica entre sitios se realizó por medio del complemento del índice de Jaccard, con una valoración de cero cuando los sitios tienen las mismas especies y alcanzan valor uno cuando no comparten taxones. Para simplificar el análisis y la comparación entre microcuencas, en los ríos principales la información de los sitios correspondientes a la zona de páramo (sitios 1 y 2) se integró en una sola categoría (Páramo: P), al igual que la referida a aquellos con vegetación de subpáramo y de bosque (sitios 3 y 4) (Subpáramo y Bosque: SP/B) (Figura 2.26). Los valores de disimilitud con que se tendieron a agrupar los sitios fueron moderadamente altos, lo que señala una apreciable diferenciación en las distintas comunidades. Se observó mayor semejanza en

la composición al interior de las microcuencas de Corralitos, San Pablín y Lagunillas independientemente de la altitud, al contrario de Cóncavo y Cardenillo donde la afinidad fue más estrecha en la cuenca baja e incluso relacionada en menor grado con aquella de Playitas, mientras que los sitios de páramo también se asemejaron entre estos dos sistemas (Figura 2.26). El río Corralitos mostró una diferencia más apreciable con respecto a los otros cursos de agua principales, así como la que exhibieron las quebradas Agua Bendita y Concavito, no obstante, Chorro Colorado y Casas Viejas que fueron entre sí más parecidas en composición, señalaron una diferenciación importante con respecto a los otros ambientes muestreados (Figura 2.26).

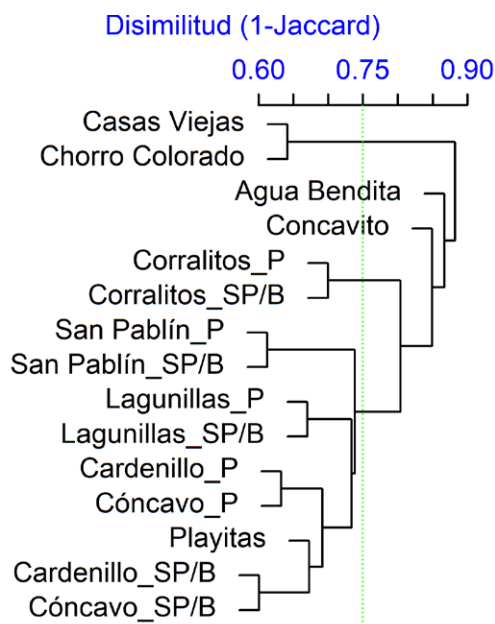


Figura 2.26 Análisis de similitud en la composición taxonómica de perifiton en ambientes lóticos

Entre los atributos generales de la comunidad medidos, se encontró asociación positiva entre la densidad total de diatomeas con variables como el pH (coeficiente de Spearman $\rho=0,6$), así como con los indicadores de contaminación bacteriológica, como las coliformes fecales ($\rho=0,8$) y totales ($\rho=0,6$). Así mismo, la densidad de cianobacterias presentó una relación negativa con la concentración de sólidos suspendidos y la conductividad eléctrica, la cual fue débil aunque estadísticamente significativa ($\rho=-0,5$ y $\rho=-0,4$, respectivamente), de manera semejante a lo observado entre la riqueza de morfoespecies con la temperatura y la conductividad eléctrica ($\rho=-0,5$ en ambos casos) (Anexo 3.C).

El análisis de ordenación (ACP) de la comunidad representado en los dos primeros componentes, reunió el 48% de la variación en

el conjunto de datos (Figura 2.27). Se observó la tendencia a la ordenación de sitios en tres grupos, en el primero se encontró una representación mayor de diatomeas como *Eunotia* sp2, *Frustulia* sp1 y la cianobacteria *Dichothrix* sp., en sitios como Agua Bendita, Cóncavo 1 y 2, San Pablín 1 y 2, Cardenillo 1 y Concavito (Figura 2.27, elipse verde). Esta agrupación reunió aquellos lugares a mayor elevación en la zona de páramo que se caracterizaron además por valores de pH inferiores.

Un segundo grupo en este análisis reunió todos los sitios ubicados en la cuenca baja (sitios 4 y quebradas Chorro Colorado y Casas Viejas), aunque la ordenación del perifiton también incluyó a Cardenillo 2 y 3, Playitas 2 y Lagunillas 1 (Figura 3.27, elipse violeta), donde ciertos taxones de diatomeas tuvieron alta contribución como *Cymbella* sp., *Achnantes* sp. (cf.) y *Reimeria* sp, entre otros particulares a las quebradas como *Rhicosphenia* sp., o con representación apreciable en Cardenillo 3 y 4 y Casas Viejas como *Nitzschia* sp. Estos sitios se caracterizaron por aguas de pH más alto, junto con mayor mineralización del agua como lo indicaron los valores de conductividad y naturalmente variables como la alcalinidad, dureza y sulfato. La tercera agrupación contó con abundancia relativa más alta de diatomeas como *Tabellaria* sp y *Hannaea* sp. e incluso la cloroficea *Mougeotia* sp., allí se encontraron todos los sitios pertenecientes a Corralitos (sitios 1–4), Playitas 1, San Pablín 3 y Lagunillas 3 (Figura 2.27, elipse naranja). En estos lugares, la concentración de amonio mostró asociación con la ordenación de la comunidad, sin embargo, solo en el Río Corralitos (sitios 1 – 3) se presentaron datos apenas superiores, lo cual se registró también en otras microcuencas pero solamente de manera puntual.

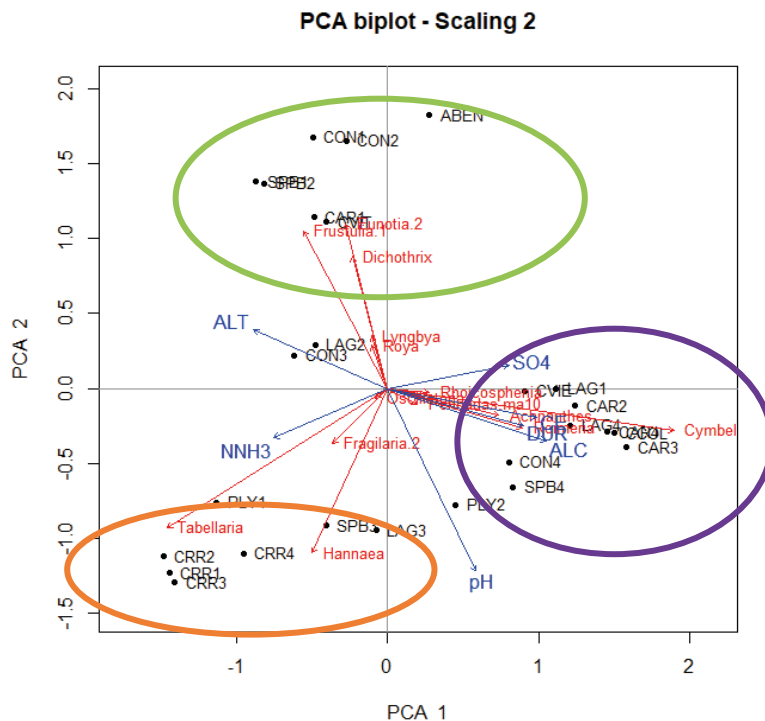


Figura 2.27 Análisis de componentes principales de ambientes lóticos basado en la estructura del perifiton

2.1.4 Índices de calidad del agua

Para el país el uso de los índices de calidad del agua (ICA) hace parte integral de la política de gestión del recurso hídrico, como forma de seguimiento del grado de conservación, deterioro o recuperación de las fuentes de agua superficiales y así comparar información colectada y analizada por la red de monitoreo nacional. La comparación temporal de la calidad del agua simplifica la interpretación y la identificación de tendencias como deterioro, estabilidad o recuperación y además contribuye en la toma de decisiones (IDEAM, 2011). Para el caso del ICA se incluyó la ponderación de seis (6) variables: oxígeno disuelto, demanda química de oxígeno, conductividad eléctrica, sólidos suspendidos totales, pH y coliformes fecales basados en las diversas propuestas de índice del IDEAM (2009; 2011; 2012; 2013; 2015), y se siguieron las metodologías de IDEAM (IDEAM, 2009) con base en las ecuaciones propuestas por Ramírez, Restrepo & Viña (1997).

Igualmente, se aplicaron índices de contaminación (ICO), para este trabajo se calcularon: el ICOMI o contaminación por mineralización que incluye la conductividad, dureza y alcalinidad. El ICOMO o de contaminación orgánica expresada en valores de demanda biológica de oxígeno (DBO₅), coliformes totales y porcentaje de saturación del oxígeno. Además del ICOSUS relativo a los sólidos suspendidos. Con la aplicación de los ICO se permite desagregar los tipos de contaminación por procesos y visualizar los problemas ambientales de una corriente superficial (Fernández & Solano, 2005), así mismo contribuyen en direccionar acciones para evitarlos o mitigarlos.

La valoración de los ICO's cuando fue posible se calculó a partir de la media de las mediciones obtenidas en ambos muestreos, mientras que para la mayoría de sitios de la cuenca baja (sitios 3 y 4), dadas las restricciones para el acceso en julio, los índices se derivaron solamente de los datos de marzo. En relación con los sólidos suspendidos y las variables asociadas con procesos de mineralización en las micro-

cuenclas (alcalinidad, dureza y conductividad), tanto el ICOSUS como el ICOMI respectivamente presentaron una valoración alta, que en la escala general para ríos en Colombia,

permiten categorizar las corrientes sin evidencias de contaminación con respecto a dichos factores, al igual que los ambientes lénticos muestreados (Figura 2.28) (Anexo 3.D).

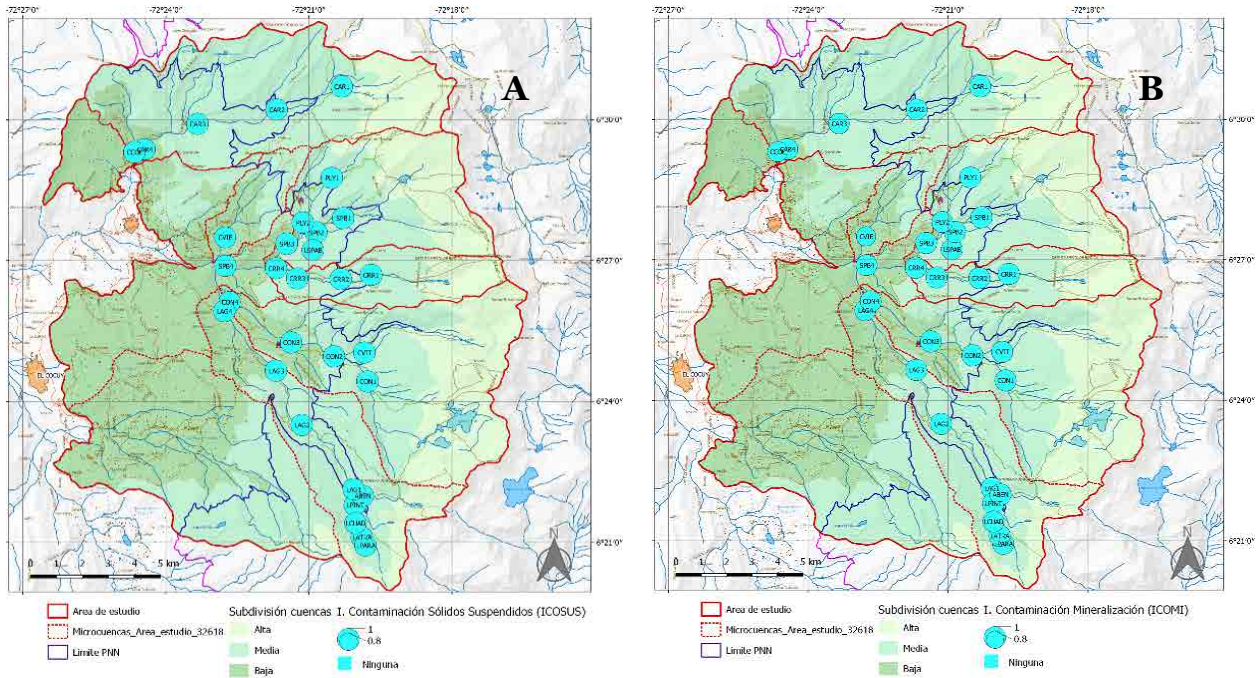


Figura 2.28 Índices ICOSUS e ICOMI en ambientes acuáticos del área de estudio

Por otra parte el ICOMO hace referencia a variables que reflejan influencia de contaminación por materia orgánica como son coliformes totales, saturación del oxígeno y demanda biológica de oxígeno DBO₅. Este índice permitió la clasificación de la mayoría de sitios ubicados en la zona de páramo tanto de las corrientes principales (sitios 1 y 2) y afluentes con influencia glacial (Agua Bendita, Concavito y Playitas), con contaminación nula en las variables descritas, excepto Cardenillo 2 y Corralitos 1 y 2, que se categorizaron con baja contaminación. En esta valoración se encontraron los demás sitios ubicados en la cuenca baja de todos los ríos (sitios 3 y 4), junto con

las quebradas Casas Viejas y Chorro Colorado (Figura 2.29). Entre los ambientes lénticos, solo La Pintada y La Atravesada se calificaron con contaminación baja. Cabe indicar que en la valoración de este índice el componente más influyente debido a su alta variación fue el de coliformes totales, en comparación con las otras variables registradas, dado que no hubo evidencias de decrecimiento importante en la saturación de oxígeno y la cuantificación de su demanda fue baja en las distintas corrientes muestreadas, teniendo en cuenta que para esta última se asumieron los valores de demanda química registrados.

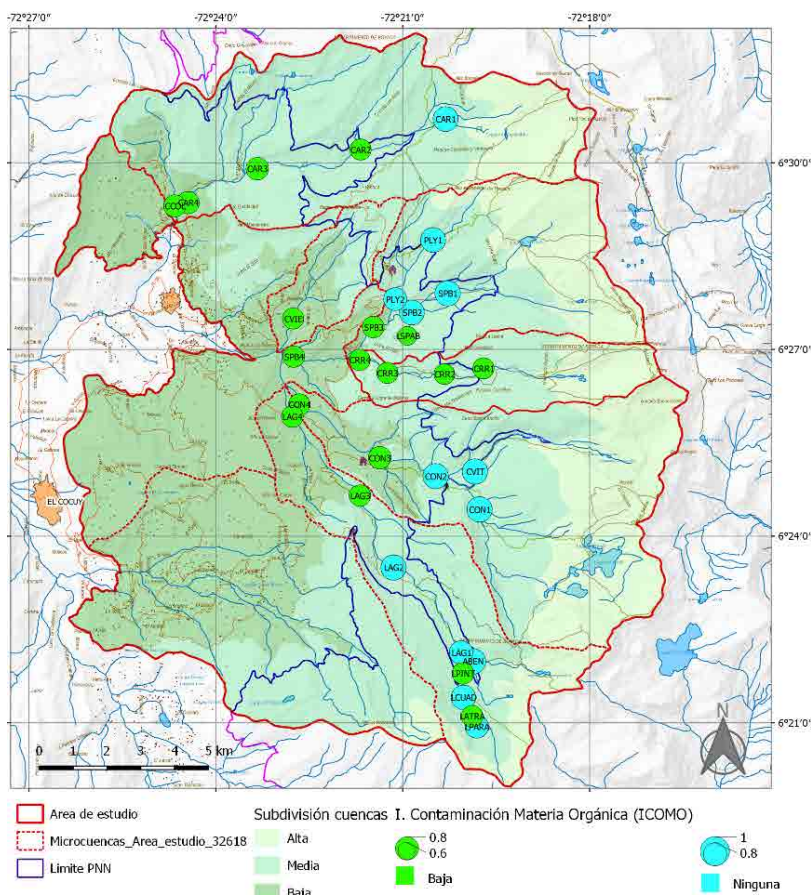


Figura 2.29 Índice ICOMO en ambientes acuáticos del área de estudio

La valoración del ICA en marzo, permitió la clasificación en la categoría de más alta calidad (buena) a 21 de 31 sitios analizados incluidos los ambientes lénticos, encontrándose los restantes con una calidad aceptable (Tabla 2.5, Figura 2.30). Para el subconjunto de sitios muestreados en julio (sitios 1 y 2 y lagunas, principalmente) la calificación de los índices fue semejante a la de marzo, salvo en Lagunillas 1 y la laguna de San Pablín, donde pasó de calidad aceptable a buena, así como en las lagunas La Parada y La Pintada para las cuales se invirtió esta calificación. En julio 12 de 21 sitios analizados puntuaron en calidad buena y nueve en aceptable (Tabla 2.4). Es importante señalar que excepto en una sola oportunidad, los índices por época siempre fueron mayores a 0,85, que son más aproximados al límite de clasificación por encima del cual son categorizadas las puntuaciones de calidad buena (>

0,91), en contraste con el límite inferior de la categoría de calidad aceptable (0,71).

El índice con los datos disponibles señaló para 17 de los 26 ambientes lénticos condiciones de buena calidad del agua (0,92–0,95), al igual que en tres de las cinco lagunas evaluadas (0,93–0,94) (Tabla 2.4; Figura 2.30). Cabe precisar que para los sitios calificados con calidad de agua aceptable (0,83–0,89), diferentes variables tuvieron relativa mayor influencia en la disminución del índice, por ejemplo en aquellos sitios a mayor altitud en los Ríos Cóncavo, San Pablín (sitios 1 y 2), Lagunillas 1, Cardenillo 1 y las quebradas Agua Bendita y Concavito, el subíndice correspondiente al pH presentó una puntuación apreciablemente inferior (Anexo 2.E), debido a datos bajos en ambos muestreos, que expresan una condición natural no relacionada con efectos de la contaminación. Por otra parte, en sitios como Lagunillas 4 y las lagunas San Pablín y

La Pintada, también con calificaciones aceptables, el subíndice de coliformes fecales fue el que tuvo mayor incidencia (Anexo 2.E). Este mismo también fue relativamente inferior en sitios como San Pablín 3 y 4, Cardenillo 4 y Playitas 2, comparado con los otros componentes del índice, sin embargo, no fueron suficientemente bajos para tener influencia en la calificación general.

Tabla 2.4 Índice de calidad del Agua (ICA) en sistemas acuáticos evaluados de la zona de influencia PNN del Cocuy, por muestreo y valoración general

PUNTO	ICA (Marzo)	CALIFICACIÓN	ICA (Julio)	CALIFICACIÓN	PROMEDIO	CALIFICACIÓN
SISTEMAS LÓTICOS						
Lagunillas 1	0,88	Aceptable	0,91	Buena	0,90	Aceptable
Lagunillas 2	0,92	Buena	0,93	Buena	0,93	Buena
Lagunillas 3	0,94	Buena		ND	0,94	Buena
Lagunillas 4	0,89	Aceptable		ND	0,89	Aceptable
Cóncavo 1	0,87	Aceptable	0,87	Aceptable	0,87	Aceptable
Cóncavo 2	0,88	Aceptable	0,88	Aceptable	0,88	Aceptable
Cóncavo 3	0,95	Buena		ND	0,95	Buena
Cóncavo 4	0,95	Buena		ND	0,95	Buena
Corralitos 1	0,92	Buena	0,91	Buena	0,92	Buena
Corralitos 2	0,92	Buena	0,90	Buena	0,92	Buena
Corralitos 3	0,92	Buena		ND	0,92	Buena
Corralitos 4	0,93	Buena		ND	0,93	Buena
San Pablín 1	0,87	Aceptable	0,86	Aceptable	0,87	Aceptable
San Pablín 2	0,87	Aceptable	0,90	Aceptable	0,88	Aceptable
San Pablín 3	0,95	Buena	0,91	Buena	0,93	Buena
San Pablín 4	0,92	Buena		ND	0,92	Buena
Cardenillo 1	0,84	Aceptable	0,87	Aceptable	0,85	Aceptable
Cardenillo 2	0,92	Buena	0,95	Buena	0,94	Buena
Cardenillo 3	0,95	Buena	0,94	Buena	0,95	Buena
Cardenillo 4	0,93	Buena		ND	0,93	Buena
Agua Bendita	0,86	Aceptable	0,85	Aceptable	0,86	Aceptable
Concavito	0,86	Aceptable	0,86	Aceptable	0,86	Aceptable
Playitas 1	0,91	Buena	0,94	Buena	0,93	Buena
Playitas 2	0,92	Buena	0,95	Buena	0,93	Buena
Casas Viejas	0,92	Buena		ND	0,92	Buena
Chorro Colorado	0,94	Buena		ND	0,94	Buena
SISTEMAS LÉNTICOS						
San Pablín	0,79	Aceptable	0,91	Buena	0,83	Aceptable
La Parada	0,96	Buena	0,90	Aceptable	0,94	Buena
La Atravesada	0,93	Buena	0,92	Buena	0,93	Buena
La Cuadrada	0,94	Buena	0,92	Buena	0,94	Buena
La Pintada	0,93	Buena	0,88	Aceptable	0,90	Aceptable

ND: no determinados por no haber sido posible toma de muestra y análisis. En rojo: mínimo por sitio

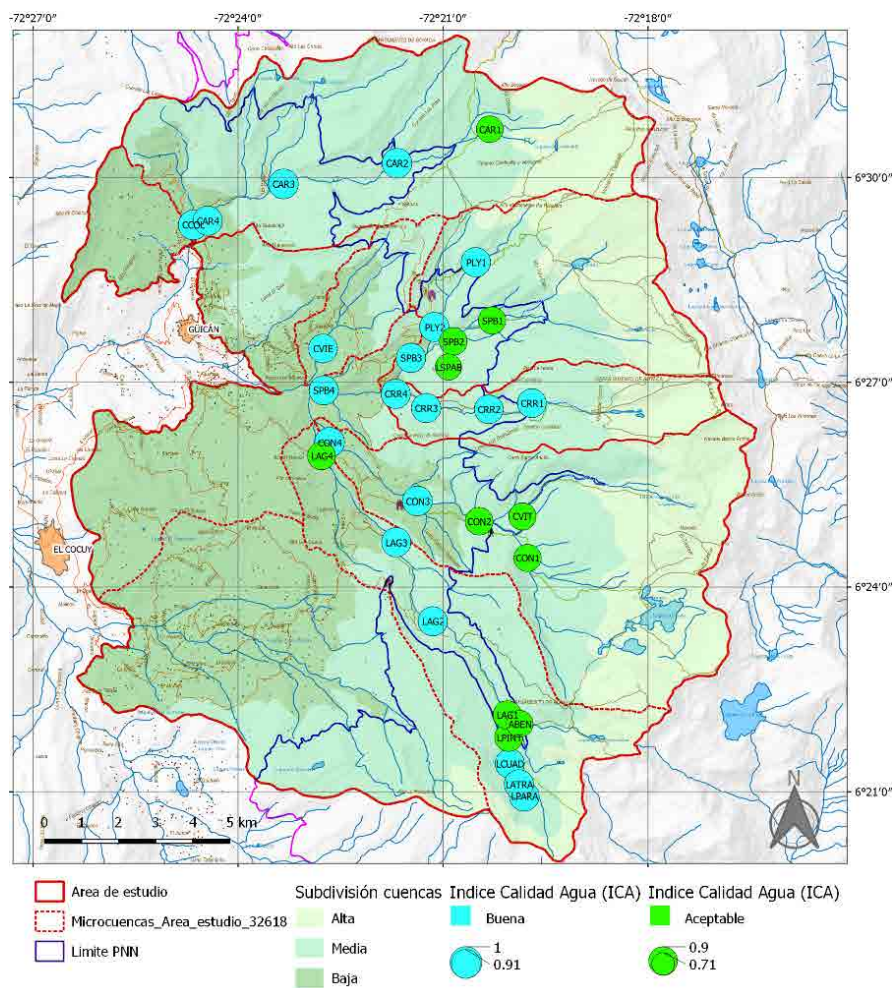


Figura 2.30 Valoración espacio temporal Índice de Calidad del agua (6 variables)

En general el índice de calidad ecológica de ríos andinos (CERA), presentó puntuaciones superiores al valor de 100 (Figura 2.31A), señalado por Acosta et al. (2009) para la categorización de sitios que puedan considerarse de referencia, ya que aunque en las distintas microcuencas existen en menor o mayor grado diferentes presiones por ocupación humana, relacionadas con cambios en la naturalidad en la cobertura vegetal, la actividad agropecuaria o el turismo, no se encontraron intervenciones que modifiquen de manera significativa la estructura y funcionamiento de los ríos, como son un alto desarrollo urbano, presencia de presas o grandes derivaciones de agua, explotaciones mineras, canalizaciones de los ríos por infraestructura rígida o terraplenes, presencia de grandes vertimientos o acumulaciones de basura o escombros.

La mayoría de sitios ubicados en la zona de páramo (sitios 1 y 2) recibieron las más altas puntuaciones (115-120), con una valoración levemente menor en Playitas 2 (110) y la más baja en Cardenillo 2 (101), que se asocian para esta franja de altitud con presencia de pastizales u otras especies vegetales asociadas a áreas de pastoreo, así como de algunos cultivos. Las puntuaciones asignadas para los sitios 3 se encontraron en el intervalo entre 100–115, mientras que la valoración fue inferior hacia las partes más bajas de las microcuencas (sitios 4, 96–105) (Figura 2.31B), dada por el aumento de cobertura en pastizales, presencia de especies introducidas como eucaliptos o pinos y pérdida de cobertura vegetal arbórea en las ribera, si se compara con las características observadas en los sitios 3. Así mismo, en estas dos últimas franjas de altitud la presencia de ganado en

cercanía a algunos sitios fue un factor común, que se calificó de intensidad baja a media en las distintas microcuencas, por las observaciones de campo directas o indirectas de la presencia de huellas o heces. Los resultados de este índice para la mayoría de sitios evaluados, sugieren que los ríos presentan condiciones de relativa baja alteración y podrían ser usados como referencia, específicamente aquellos sitios de mayor altitud e intermedia, como también lo señalaron las diferentes aproximaciones de índices de calidad de agua.

En el índice de calidad de ribera de ríos andinos (QBR-And), la puntuación máxima se obtuvo en la mayoría de sitios a altitud superior en la franja de páramo, que indican una vegetación de ribera sin alteraciones y muy cercana a su estado natural, por tanto obtuvieron una categorización de calidad muy buena (LAG1, CON1, CRR1 y 2, SPB1, CAR1, CVIT y PLY1) (Figura 3.31, Figura 3.32). Con perturbación ligera (calidad buena) fueron calificados aquellos en la zona de páramo como LAG2, CON2, SPB2 y ABEN, o con vegetación de bosque en la ribera como LAG3, CRR3 y CAR3, estos últimos

presentaron un estado de naturalidad relativamente mayor que otros equivalentes, debido a la estructura más heterogénea en la cobertura vegetal, mayor conectividad longitudinal en el corredor boscoso y conexión lateral con parches de vegetación natural. En otros sitios de la misma franja altitudinal (sitios 3) y aquellos a menor elevación (sitios 4), estos atributos mostraron mayores indicios de pérdida de naturalidad e inicio de alteración importante, tales como fragmentación del bosque ribereño, cobertura de pastizales en las márgenes del río o comunidades arbóreas con presencia de eucaliptos o pinos, cuyas puntuaciones se categorizaron de calidad intermedia como PLY2, CON3, SPB3, LAG4, SPB4 y CAR4, CCOL y CVIE (Figura 2.31B, 2.32). Las puntuaciones más bajas se estimaron en los sitios CON4 y CRR4 que denotan una alteración fuerte (mala calidad) para los tramos muestreados, al igual que CAR2 que presenta una alta transformación de la vegetación natural, con predominio de pastizales en la ribera y zonas aledañas, que contrasta con otros sitios localizados en altitud equivalente.

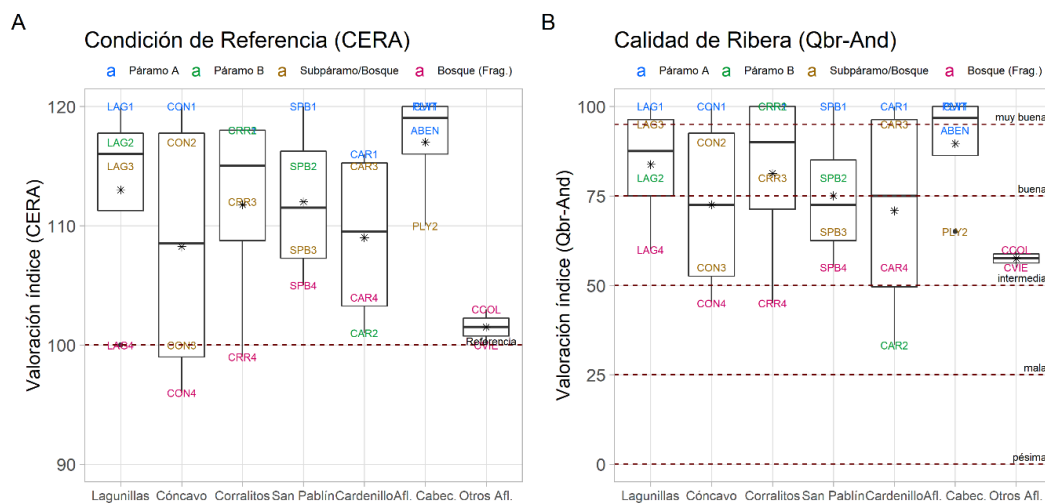


Figura 2.31 Valoración espacial de los índices de calidad ecológica para evaluación de condiciones de referencia (A) y de calidad de la vegetación de ribera (B)

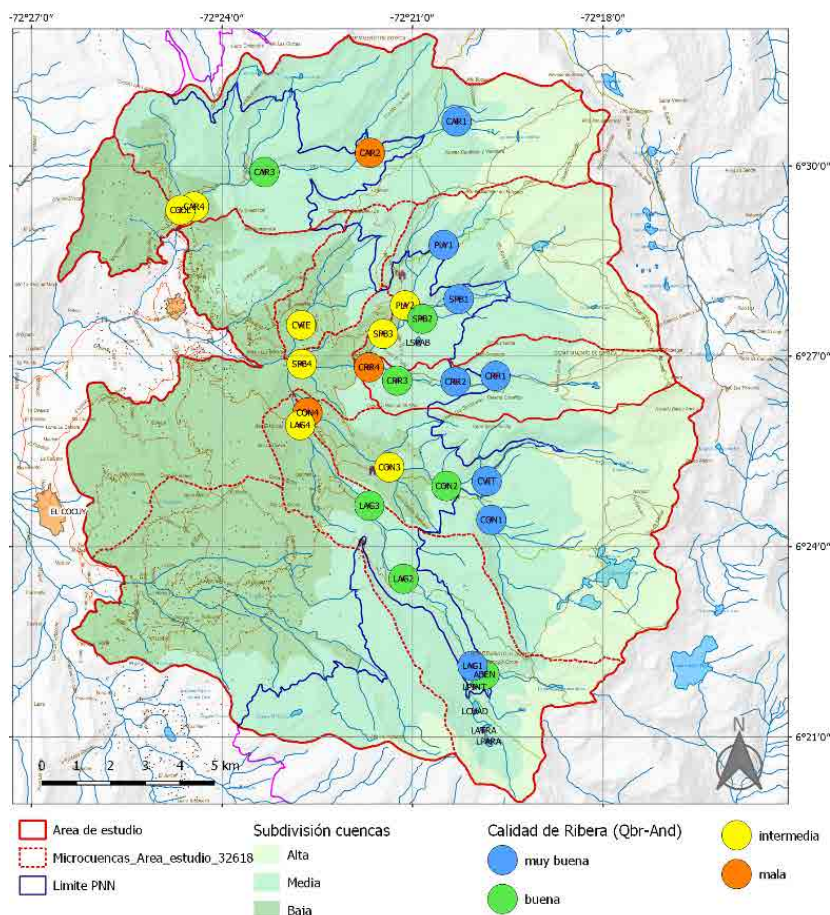


Figura 2.32 Valoración espacial del índice de calidad de la vegetación de ribera (QBR-And)

Grupos Investigación UPTC: VTS - UDESA - GICA - BC

Por último, el presente estudio buscó complementar la evaluación de la condición biológica de los ríos mediante el uso del Índice Genérico de Diatomeas (IGD) (Rumeau & Coste, 1988), el cual se consideró como una opción apropiada por la facilidad de su uso, ya que con mayor frecuencia otros índices requieren determinación taxonómica a nivel de especie, como se señala en diferentes revisiones (Rimet, 2012; Bellinger & Sigeo, 2015). Aunque la aplicación de índices propuestos en otras latitudes requiere validación local, cabe señalar que algunos aspectos de la sensibilidad y amplitud ecológica de estas microalgas son relativamente bien conocidos, lo cual ha permitido la generalización de algunas preferencias ecológicas que se comparten a nivel de género, pese al grado de variabilidad en la respuesta de algunas especies (Rumeau & Coste, 1988; Van Dam, Mertens & Sinkeldam, 1994; Kelly & Whiton, 1995; Hill et al. 2001).

La puntuación del índice IGD es mínima cuando existe contaminación importante por materia orgánica o alto enriquecimiento por nutrientes, de manera opuesta a la que alcanzan los ambientes con poca o ninguna intervención (Rumeau & Coste, 1988; Kelly & Whiton, 1995; Bellinger & Sigeo, 2015). Al considerar la escala máxima posible de puntuación (20), los datos de los índices fueron por lo general relativamente altos, encontrándose el 70% de los puntos (18 sitios) con valores que fluctuaron entre 18 y 19,7 (Figura 2.33). Las puntuaciones más bajas encontradas podrían relacionarse con diversos factores ambientales que han influido sobre las distintas microcuencas en escalas temporales más amplias, que posiblemente están asociados con cambios en el uso del suelo o la productividad del ambiente. Para las microcuencas hubo tendencia a puntuaciones inferiores (12 – 15) en Lagunillas 4, San Pablín 4 y Cardenillo 3 y 4, al igual que en

sitios como Playitas 2, Casas Viejas y Chorro Colorado, encontrándose en estos dos últimos las más bajas valoraciones. El sitio Lagunillas 1 recibió también una puntuación relativamente baja, este lugar es particular comparado con otros localizados a mayor altitud, debido a la presencia cercana de lagunas corriente arriba, lo cual se considera podría tener alguna influencia en diferencias en el comportamiento hidrológico o en algunas características del agua, así como en la contribución de algas perifíticas provenientes de estos ambientes.

El índice además de tener en cuenta la sensibilidad de los diferentes taxones incluye la ponderación por su abundancia relativa, por este motivo cabe precisar que las puntuaciones más bajas observadas, en parte se relacionan con la contribución de diatomeas señaladas tolerantes como *Nitzschia* principalmente, en comparación con los otros géneros registrados en el presente estudio, los cuales por lo general reciben altos puntajes dado que la mayoría incluyen especies con alta sensibilidad

a la polución (Rumeau & Coste, 1988; Kelly & Whiton, 1995; Hill et al., 2001). El género *Nitzschia* pertenece al grupo ecológico de diatomeas que se distinguen por poseer alta movilidad, se encuentran adaptadas a corrientes relativamente rápidas y altas concentraciones de nutrientes, como también los géneros *Navicula* y *Surirella* (Rimet & Bouchez, 2012). Entre estas, *Nitzschia* fue más abundante en la microcuenca de Cardenillo (sitios 3 y 4) así como en Casas Viejas, allí las densidades de microalgas fueron altas a moderadas y el género representó aproximadamente del 5 – 10 % de la abundancia total. Por otra parte, se ha señalado que el grupo de diatomeas móviles son competidoras superiores por nutrientes en ambientes enriquecidos (Passy, 2007) y tienen capacidad de desplazarse a través de sedimentos finos para evitar limitación por luz, por esta característica también han sido usadas como indicadoras de procesos de sedimentación (Stevenson, Pan & Van Dam, 2010), que son originados por el transporte y depositación de material suspendido.

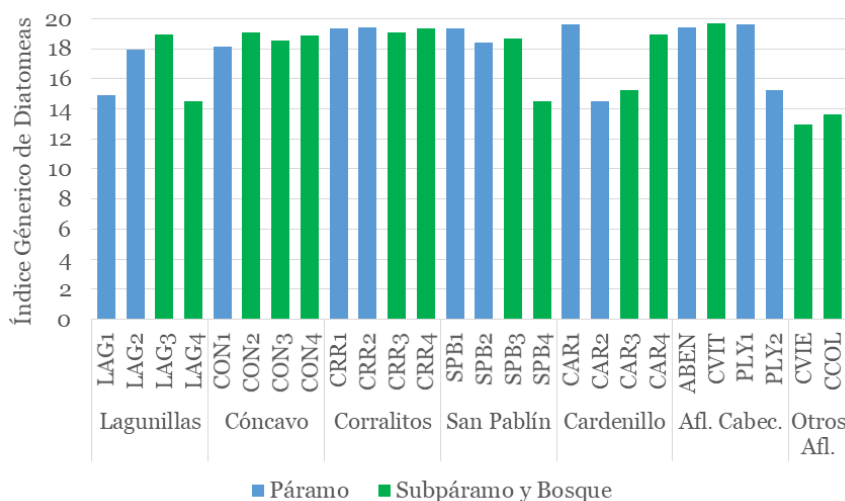


Figura 2.33 Índice Genérico de Diatomeas (IGD) en ambientes lóticos

Algunos autores como Eloranta & Sojininen (2002), han propuesto escalas de valoración de este índice a partir de su validación en ríos europeos, se señala que la mayoría de sitios evaluados potencialmente podrían clasificarse en una categoría de calidad ecológica alta según esta referencia (> 17), encontrándose

algunas de estas puntuaciones en una valoración buena (15–17, Cardenillo 3 y Playitas 2) y otras en moderada (12–15, Lagunillas 1 y 4, San Pablín 4, Cardenillo 2, Casas Viejas y Chorro Colorado). Cabe precisar que estos resultados constituyen solo una aproximación a la evaluación de la condición biológica del río según la

información general aportada por los géneros de diatomeas, ya que se requiere la refinación de estos índices así como de la escala de valoración de calidad a partir de estudios de biomonitorio posteriores, que permitan abarcar un conjunto más amplio de condiciones ambientales y una mayor resolución taxonómica.

Los resultados de la aplicación del índice IGD señalan una buena condición general de los ríos, pero también son sugerentes de ligeras modificaciones en el ambiente físico-químico, como también lo mostraron algunos cambios en la composición del perifiton, la tendencia a comunidades con mayor dominancia hacia la parte baja de las microcuencas, así como el decrecimiento de la diversidad o riqueza en algunos de estos sitios, que corroboran la utilidad potencial de estas microalgas en futuros estudios de biomonitorio. Así mismo es indispensable la inclusión de una mayor variedad de corrientes con diferente grado de conservación y también de otras con más alta intervención, que permitan reconocer la variabilidad de esta comunidad en condiciones de mínimo disturbio, así como la distinción de relaciones más precisas con los distintos estresores de origen antrópico que apoyen la selección de métricas que revelen su incidencia, para poder establecer potencialmente un índice de aplicación local y desarrollar una escala de valoración adaptada a las condiciones y presiones propias de la cuenca alta del Río Nevado.

2.2 CONCLUSIONES

Los ríos evaluados presentaron características físicas, químicas correspondientes con otros ríos de alta montaña. Son sistemas de bajos caudales en las altitudes evaluadas (3.000 a 4.200 msnm) lo que indicó que son muy vulnerables a transformaciones del uso de la tierra por actividades humanas o procesos naturales, y de posible vulnerabilidad ante extracción de agua en época de menores caudales como las muestreadas.

Los análisis de laboratorio aquí realizados exploraron posibles relaciones entre las condi-

ciones ambientales, actividades humanas permanentes o temporales, como la agricultura, el pastoreo de ganado y el turismo, con la calidad del agua sin embargo los resultados obtenidos no evidenciaron alteraciones mayores en los sistemas acuáticos, afirmación que debe tomarse con reserva frente a la falta de información para las partes bajas, donde no se permitió evaluar la variación temporal en julio.

Los valores de pH bajo en algunas cabeceras señalan la necesidad de tratamiento adicional para ajustarlos con fines de uso doméstico. Se encontraron ligeros cambios dada la contaminación difusa en los niveles de amonio y fosfato y la presencia de coliformes totales y fecales en proporciones considerables en ciertos puntos; debido a lo anterior, es indispensable mantener el monitoreo para detectar posibles cambios en otras épocas del año y principalmente en aquellas de máxima visitancia de turistas. Los sitios de páramo que mostraron mayores evidencias de alteración en calidad del agua son las cuencas de Cardenillo y el afluente Playitas, esos mismos elementos de ligero deterioro se encontraron en los puntos más bajos de todas las microcuencas explicado por la transformación del uso del suelo y modificación en la zona de ribera.

Se propone para los sistemas acuáticos el estudio de alternativas de manejo para mitigar la entrada difusa de nutrientes, materia orgánica, sedimentos, microorganismos con potencial patogénico u otros contaminantes. Además del diseño de un plan de monitoreo que permita evaluar opciones de manejo o detección de tendencias indeseables en la calidad del agua. La protección de las rondas hídricas, preservación de la naturalidad hidromorfológica y de elementos de heterogeneidad en el cauce y riberas, debe ser una iniciativa con participación de los pobladores para que se garanticen condiciones óptimas del agua para uso múltiple, el mantenimiento de la biodiversidad acuática y las funciones ecosistémicas, en procura de la sostenibilidad de los bienes y servicios ambientales que proveen los sistemas acuáticos.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, R., Reos, 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.
- Allan, D. & Castillo, M. (2007). *Stream ecology. Structure and functioning of running waters*. (2ª ed.). Dordrecht: Springer.
- Atlas, R. M., & Bartha, R. (2002). *Ecología microbiana y microbiología ambiental*. Madrid: Addison Wesley.
- Ávila de Navia, S.; Estupiñán Torres, S.; Chavarro, F.; Acero, D. (2014). Indicadores bacterianos no habituales de la calidad de aguas naturales. *UNED Research Journal / Cuadernos de Investigación UNED*, vol. 5, núm. 2, enero-junio, pp. 283-287.
- Balzer, M., Witt, N, Flemming, H.C. and Wingender, J. (2010). Faecal indicator bacteria in river biofilms. *Water Sci Technol*. 61 (5): 1105-1111.
- Bellinger, E. & Sigeo, D. (2015). *Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators*. (2ª ed.). Chichester: John Wiley & Sons, Ltd.
- Boyd, C.E. (2015). *Water Quality: An Introduction*. (2ª ed.). New York: Springer.
- Buytaert, W., R. Celleri, B. De Bievre, F. Cisneros, G. Wyseure, J. Deckers, And R. G. M. Hofstede. 2006. Human Impact On The Hydrology Of The Andean Paramos. *Earth-Sci. Rev.*79: 53-72.
- Burns, A. & Ryder, D.S. (2001). Potential for biofilms as biological indicators in Australian riverine systems. *Ecological Management & Restoration*, 2(1), 53-64.
- Canosa, A., & Pinilla, G. (2001). Total bacterial populations in three lentic water bodies of the Colombian Andes using the epifluorescence technique. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 6(2), 169-174.
- Cárdenas, M.F., Tobón, C., (2017). Recuperación del funcionamiento hidrológico de ecosistemas de páramo en Colombia. *Actualidades y divulgación científica*, 20(2):403-412.
- Casamayor, E O. (2017) Chapter 7. Towards a Microbial Conservation Perspective in High Mountain Lakes. High Mountain Conservation in a Changing World. Jordi Catalan, Josep M. Ninot, M. Mercè Aniz Editors. Springer. DOI 10.1007/978-3-319-55982-7.
- Colombia. Ministerio de la Protección Social y Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio. (2007). Resolución 2115 del 22 de junio de 2007. *Por medio de la cual se señalan características, instrumentos básicos y frecuencias del sistema de control y vigilancia para la calidad del agua para consumo humano*. Bogotá: Colombia.
- Colombia. Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio. (2010). *Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico: TÍTULO B. Sistemas de acueducto*. (2ª ed.). Bogotá: Colombia.

Cox, E. J. (1996). Identification of freshwater diatoms from live material. Chapman & Hall, Londres.

Corpoboyacá, Corporación Autónoma Regional de Boyacá (2015). *Resolución 3382 de 2015* por medio de la cual se adoptan los criterios de calidad del recurso hídrico en el área de jurisdicción de Corpoboyacá. 1 de octubre de 2015. 9 pág.

Cruz, V., & Salazar, P. (1989). Biomasa y producción primaria del perifiton en una sabana inundable de Venezuela. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 22 (3): 213-222.

Derlet R.W., Carlson J.R. (2004). An Analysis of Wilderness Water in Kings Canyon, Sequoia, and Yosemite National Parks for Coliform and Pathologic Bacteria. *Wild. Environ. Med.* 15(1):238-244.

Derlet R.W., Carlson J.R. (2006). Coliform bacteria in Sierra Nevada wilderness lakes and streams: What is the impact of backpackers, pack animals, and cattle? *Wild. Environ. Med.* 17(1):15-20.

Díaz, C., & Rivera, C. A. (2004). Diatomeas de pequeños ríos andinos y su utilización como indicadores de condiciones ambientales. *Caldasia*, 26(2), 381-394.

Duong, T. T., Feurtet-Mazel, A., Coste, M., Dang, D. K., & Boudou, A. (2007). Dynamics of diatom colonization process in some rivers influenced by urban pollution (Hanoi, Vietnam). *Ecological indicators*, 7(4), 839-851.

Eloranta, P., & Soininen, J. (2002). Ecological status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. *Journal of Applied Phycology*, 14: 1-7.

Encalada, A. C., Suárez, E., Arboleda, R., Schrekinger, J., & Sánchez, M.E. (2014). Diagnóstico de la calidad ecológica de los ríos y la vegetación de ribera de las zonas de manejo del FONAG. Universidad San Francisco de Quito, Quito. 29 pág.

Fernández-Parada, N.J. & Solano Ortega, F. (2005). Cap. IV. Análisis Comparativo de los Índices de Calidad (ICAs) y de los Índices de Contaminación (ICOs) del Agua. En: *Índices de Calidad y de Contaminación del Agua*. Editorial Universidad de Pamplona. Colombia. Recuperado 17 julio de 2018 en http://www.unipamplona.edu.co/unipamplona/portalIG/home_10/recursos/general/pag_contenido/libros/06082010/icatest_capitulo4.pdf.

Hadwen, W.L., Arthington, A. & Boonington, P.I. (2008) Detecting visitor impacts in and around aquatic ecosystems within protected areas. Technical report.

Hill, B. H., Herlihy, A. T., Kaufmann, P. R., Stevenson, R. J., McCormick, F. H., & Johnson, C. B. (2000). Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *Journal of the North American Benthological Society*, 19(1), 50-67.

Instituto Geográfico Agustín Codazzi – IGAC. (2005). *Estudio general de suelos y zonificación de tierras del departamento de Boyacá*. (Tomo I–II). Colombia.

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM. (2009) Índice de calidad general de corrientes superficiales ICACOSU (Versión 2,00). Laboratorio de calidad Ambiental, 26 de agosto de 2009. 6 pág.

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM. (2011) Hoja metodológica del indicador Índice de calidad del agua (Versión 1,00). Sistema de Indicadores Ambientales de Colombia - Indicadores de Calidad del agua superficial. 10 pág.

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM. (2015). Estudio Nacional del Agua 2014. Bogotá, D. C. 496 pág.

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM. (2012). Indicadores Ambientales clasificados por temáticas ambientales. Subdirección de Ecosistemas e Información Ambiental. 4 pág.

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM. (2013). Lineamientos conceptuales y metodológicos para la evaluación regional del agua. 2013. Bogotá, D. C. 276 p.

Jacobsen, D. & Dangles, O. (2017). *Ecology of high altitude waters*. New York: Oxford University Press.

Jacobsen, D. (2008). Tropical high-altitude streams. En: Dudgeon, D. (Ed.). *Tropical stream ecology*. (pp. 219–256). London: Elsevier Academic Press.

Jaramillo, U., Cortés-Duque, J. y Flórez, C. (eds.). 2016. Colombia Anfibia, un país de humedales. Volumen II. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia. 116 pág.

Jiménez-Pérez, P., Toro-Restrepo, B., & Hernández-Atilano, E. (2014). Relationship between phytoplankton community and different sources of pollution in an Andean Colombian creek. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 18(1), 49-66.

Johnson, L. R. Whitton, B.A., & Brook, A.J., (2002). *The freshwater algal flora of the British Isles: an identification guide to freshwater and terrestrial algae* (Vol. 1). Cambridge University Press.

Kelly, M.G. & Whitton, B.A. (1995). The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology*, 7 (4), 433-444.

León Viscaíno, L. F. (s. f). Índices de Calidad del Agua (ICA), Forma de Estimarlos y Aplicación en la Cuenca Lerma-Chapala. Instituto Mexicano del Agua. 7 pág.

Lewis Jr., W. (2008). Physical and chemical features of tropical flowing waters. En: Dudgeon, D. (Ed.). *Tropical stream ecology*. (pp. 1–21). London: Elsevier Academic Press.

Mainstone, C. & Parr, W. (2002). Phosphorus in rivers - ecology and management. *The Science of the Total Environment*, 282–283, 25–47.

Martínez, L.F. & Donato, J. (2003). Efectos del caudal sobre la colonización de algas en un río de alta montaña tropical (Boyacá, Colombia). *Caldasia*, 25 (2), 337–354.

Montoya, J & Aguirre, N. (2013). Estado del arte del conocimiento del perifiton en Colombia. *Revista Gestión y ambiente*, 16(3), 91–117.

Maldonado, M., Maldonado-Ocampo, J., Ortega, H., Encalada, A., Carvajal-Vallejos, F., Rivadeneira, J.F., Acosta, F., Jacobsen, D., Crespo, A. & Rivera-Rondón, C.A. (2012). Diversidad en los ambientes acuáticos. En: Herzog, S., Martínez, R., Jørgensen, P., & Tiessen, H. (Eds.). *Cambio climático y biodiversidad en los Andes Tropicales*. (pp. 325-348). París: IAI, SCOPE.

Marion, J.L., Leung, Yu-Fai, Eagleston, K. & Burroughs, K. (2016). A review and synthesis of Recreation Ecology Research Findings on Visitor Impacts to Wilderness and Protected Natural Areas. *Journal of Forestry*, 114 (3): 352-362.

Martínez, L. F., & Donato, J. (2003). Efectos del caudal sobre la colonización de algas en un río de alta montaña tropical (Boyacá, Colombia). *Caldasia*, 25(2), 337-354.

Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio. (2010). Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico [recurso electrónico]: TÍTULO B. Sistemas de acueducto. – 2 ed. / Viceministerio de Agua y Saneamiento Básico (Ed.); Universidad de los Andes. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental. Centro de Investigaciones en Acueductos y Alcantarillados – CIACUA. -- Bogotá, D.C.: Colombia. Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio, 480 p.

Monaghan, K., Peck, M., Brewin, P., Masiero, M., Zárate, E., Turcotte, P. & Ormerod, S. (2000). Macroinvertebrate distribution in Ecuadorian hill streams: the effects of altitude and land use. *Archiv für Hydrobiologie*, 149 (3), 421-440.

Moreira, J. A. (1988). Productividade primária do periphyton em viveiros destinados a piscicultura. Dissertação do Mestrado, Univ. Federal de Bahia, Bahia, Brasil.

Oliveira, M. A., Torgan, L. C., Lobo, E. A., & Scharzbold, A. (2001). Association of periphytic diatom species of artificial substrate in lotic environments in the Arroio Sampaio basin, RS, Brazil: relationships with abiotic variables. *Brazilian Journal of Biology*, 61(4), 523-540.

Pan, Y., Stevenson, R. J., Hill, B. H., Herlihy, A. T., & Collins, G. B. (1996). Using diatoms as indicators of ecological conditions in lotic systems: a regional assessment. *Journal of the North American Benthological Society*, 15(4), 481-495.

Passy, S.I. (2007). Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany*, 86, 171-178.

Pedraza, E. & Donato, J. (2011). Diversidad y distribución de diatomeas en un arroyo de montaña de los Andes colombianos. *Caldasia*, 33(1), 177-191.

Peterson, C. G. (1996). Response of benthic algal communities to natural physical disturbance. *Algal ecology*, 375-402.

Planas, D. 1996. Acidification effects. *Algal Ecology. Freshwater Benthonic Ecosystems*. Stevenson, R. Jan, Bothwell, M. L. & Lowe, Rex L.(eds). Academic Press: San Diego.

Ramírez, A. & Viña, G. (1998). *Limnología colombiana. Aportes a su conocimiento y estadísticas e análisis*. Colombia: Panamericana Formas e Impresos S.A.

Ramírez, A. M., & Plata, Y. (2008). Diatomeas perifíticas en diferentes tramos de dos sistemas lóticos de alta montaña (Páramo de Santurbán, Norte de Santander, Colombia) y su relación con las variables ambientales. *Acta Biológica Colombiana*, 13(1), 217-228.

- Ramírez, A., Restrepo, R. & Viña, G. (1997). Cuatro índices de contaminación para caracterización de aguas continentales. Formulación y Aplicación. *Ciencia, Tecnología y Futuro*, 1(3), 135-153.
- Reed, B.C. & Rasnake, M.S. (2016). An assessment of coliform bacteria in water sources near Appalachian trail shelters within the Great Smoky Mountains National Park. *Wilderness and Environmental Medicine*, 27 (1), 107-10. Epub 2015 Dec 7.
- Rimet, F. (2012). Recent views on river pollution and diatoms. *Hydrobiologia*, 683, 1-24.
- Rimet, F. & Bouchez, A. (2012). Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 406, 01. DOI: 10.1051/kmae/2012018.
- Ríos-Tobón S, Agudelo-Cadavid RM, Gutiérrez-Builes, LA. (2017). Patógenos e indicadores microbiológicos de calidad del agua para consumo humano. *Rev. Fac. Nac. Salud Pública*. 35(2): 236-247. DOI: 10.17533/udea.rfnsp.v35n2a08
- Rocha, A. A. (1992). Algae as biological indicators of water pollution. Algae and the environment: a general approach. *Sociedade Brasileira de Ficologia*, São Paulo, 34-52.
- Roche LM, Kromschroeder L, Atwill ER, Dahlgren RA, Tate, KW. (2013). Water Quality Conditions Associated with Cattle Grazing and Recreation on National forest lands. *PLoS ONE* 8(6): e68127. doi:10.1371/journal.pone.0068127.
- Rochelle-Newall, E., Nguyen, T. M. H., Le, T. P. Q., Sengtaheuanghoung, O., & Ribolzi, O. (2015). A short review of fecal indicator bacteria in tropical aquatic ecosystems: knowledge gaps and future directions. *Frontiers in Microbiology*, 6. doi:10.3389/fmicb.2015.00308.
- Roldán, G. (1992). Fundamentos de Limnología Neotropical. Editorial Universidad de Antioquia. Medellín. 529 p.
- Rumeau, A. & Coste, M. (1988). Initiation a la systématique des diatomées d'eau douce. Pour l'utilisation pratique d'un indice diatomique générique. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 309, 1-69.
- Savvaidis, I., Kegos, Th., Papagiannis, C., Voidarou, C., Tsiotsias, A., Maipa, V. Kalfakakou, V., Evangelou, A., Bezirtzoglou, E. (2001) Bacterial Indicators and metal ions in high mountain lake waters. *Microbial Ecology in Health and Disease*, 13:3, 147-152, DOI: 10.1080/089106001750462696.
- Segnini, S. & Chacón, M.M. (2005). Caracterización fisicoquímica del hábitat interno y ribereño de ríos andinos en la cordillera de Mérida, Venezuela. *Ecotrópicos*, 18 (1), 38-61.
- Sigee, D. C. (2005). Freshwater microbiology: biodiversity and dynamic interactions of microorganisms in the freshwater environment / David C. Sigee. John Wiley & Sons Inc.
- Stevenson, R., Pan, Y. & Van Dam, H. (2010). Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. En: Stoermer, E.F. & Smol, J.P. (Eds.). *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*. (2a. ed., pp. 57-85). New York: Cambridge University Press.
- Torres J.A., & Camacho- Botero L.A. (2008). *Metodología para determinar el decaimiento de organismos patógenos en ríos de alta Montaña*. XXIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica, Cartagena de Indias. Colombia.

Tranter, M. (2003). Geochemical weathering in glacial and proglacial environments. En: Drever, J. (Ed.). *Surface and ground water, weathering, and soils*. (vol. 5, pp. 189–206). Treatise on Geochemistry (eds. Holland, H & Turekian, K). Oxford: Elsevier.

Universidad Nacional de Colombia [UNC] (2011). Estudio de ecosistemas acuáticos y terrestres en el PNN El Cocuy - Componentes de vegetación y limnología. Asignatura Ecología Regional Continental, programa de Biología. Informe sin publicación, Bogotá, Colombia. Recuperado el 18 de febrero del 2018 en <http://bdigital.unal.edu.co/6178/>.

Valencia-G., S.M. y Lizarazo-M, P. (2009). Caracterización de la composición microbiana de cuatro quebradas del Parque Nacional Natural Gorgona. *Actual Biol* 31 (91): 213-226.

Van Dam, H., Mertens, A. & Sinkeldam, J. (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands journal of aquatic ecology*, 28(1), 117-133.

Velázquez-Gutiérrez, F.N. (2015). *Diseño e implementación de un sistema sanitario para la zona de la Laguna Grande de la Sierra en el Parque Nacional Natural del Cocuy*. Trabajo de grado sin publicación, Universidad de La Salle, Bogotá, Colombia.

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.

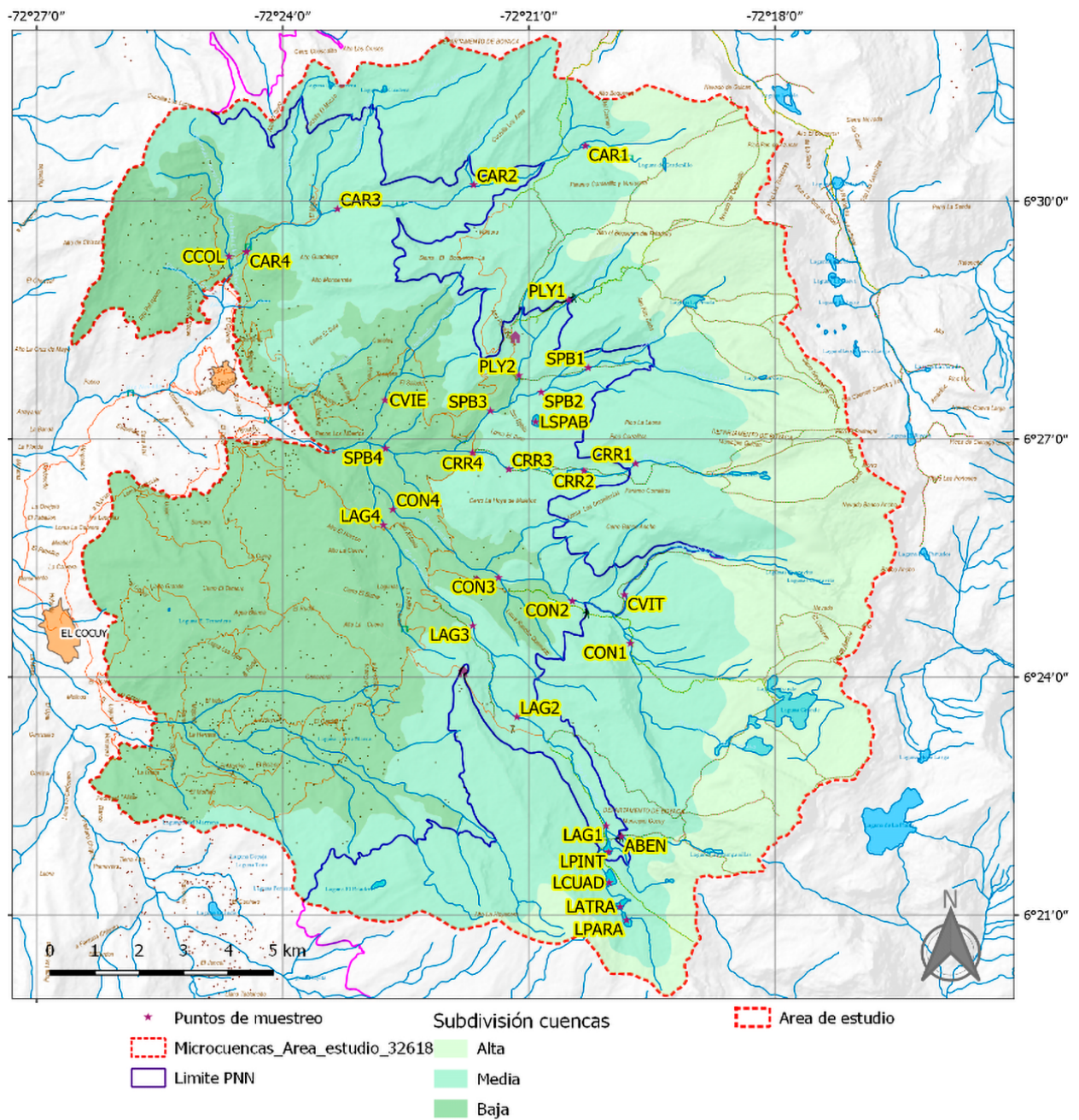
Wantzen, K., Yule, C., Mathooko, J. & Pringle, C. (2008). Organic-matter processing in tropical streams. En: Dudgeon, D. (Ed.). *Tropical stream ecology*. (pp. 43–64). London: Elsevier Academic Press.

Zapata, A., & Donato J. (2005). Cambios diarios de las algas perifíticas y su relación con la velocidad de corriente en un río tropical de montaña (Río Tota - Colombia). *Limnética*, 24(3-4), 327–338.

Zúñiga-Céspedes, B., Zúñiga M. del C., Chará, J. (2018). The effect of macroinvertebrate exclusion on leaf breakdown rates in two upland Colombian streams. *Revista Biología Tropical*, March 66 (1), 457–467.

ANEXOS

Anexo 2.A Mapa con ubicación sitios de muestreo calidad del agua



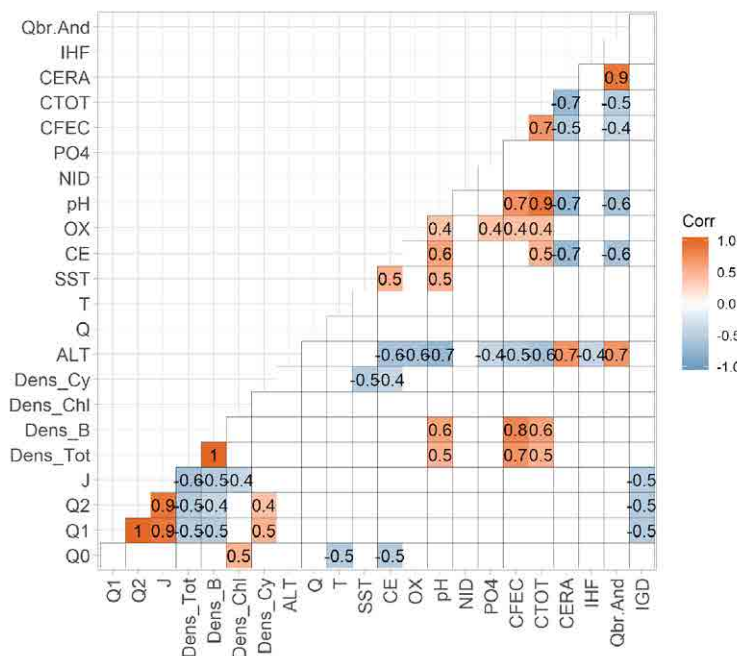
Anexo 2.B Composición taxonómica perifiton cuenca alta del río Nevado

DIVISIÓN	CLASE	ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE	
Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Achnanthes	Achnantheaceae	cf. <i>Achnanthes</i> sp. (Bory, 1927)	
			Cocconeidaceae	<i>Cocconeis</i> sp. (Ehrenberg, 1837)	
		Cymbellales		<i>Reimeria</i> sp. (Kociolek & Stoermer, 1987)	
			Cymbellaceae	<i>Cymbella</i> sp. (Agardh, 1830)	
				<i>Encyonema</i> sp. (Kützing, 1833)	
				<i>Gomphoneis</i> sp. (Cleve, 1894)	
				<i>Gomphonema</i> sp.1 (Ehrenberg, 1832)	
			Gomphonemataceae	<i>Gomphonema</i> sp.2 (Ehrenberg, 1832)	
				<i>Gomphonema</i> sp.3 (Ehrenberg, 1832)	
				<i>Gomphonema</i> sp.4 (Ehrenberg, 1832)	
			Rhoicospheniaceae	<i>Rhoicosphenia</i> sp. (Grunow, 1860)	
			Eunotiales		<i>Eunotia</i> cf. <i>Enishna</i> (Furey, Lowe & Johansen, 2011)
					<i>Eunotia</i> cf. <i>Exigua</i> (Bréb. in Kütz. Rabenh, 1864)
					<i>Eunotia</i> cf. <i>Incisa</i> (W.Sm. ex W. Greg. 1854)
			Eunotiaceae		<i>Eunotia</i> sp.1 (Ehrenberg, 1837)
					<i>Eunotia</i> sp.2 (Ehrenberg, 1837)
					<i>Eunotia</i> sp.3 (Ehrenberg, 1837)
					<i>Eunotia</i> sp.4 (Ehrenberg, 1837)
			Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Nitzschia</i> sp. (Hassall, 1845)
			Naviculales	Amphipleuraceae	<i>Frustulia</i> sp.1 (Rabenhorst, 1853)
					<i>Frustulia</i> sp.2 (Rabenhorst, 1853)
				Brachysiraceae	<i>Brachysira</i> sp. (Kützing, 1836)
				Diploneidaceae	<i>Diploneis</i> sp. (Ehrenberg, Cleve, 1894)
					<i>Gyrosigma</i> sp. (Hassall, 1845)
				Naviculaceae	<i>Navicula</i> sp.1 (Bory de Saint-Vincent, 1822)
					<i>Navicula</i> sp.2 (Bory de Saint-Vincent, 1822)
					<i>Navicula</i> sp.3 (Bory de Saint-Vincent, 1822)
				Pinnulariaceae	<i>Pinnularia</i> sp.1 (Ehrenberg, 1843)
					<i>Pinnularia</i> sp.2 (Ehrenberg, 1843)
				Stauroneidaceae	<i>Stauroneis</i> sp. (Ehrenberg, 1842)
			Surirellales		<i>Stenopterobia</i> sp. (Brébisson ex Van Heurck, 1896)
				Surirellaceae	<i>Surirella</i> sp.1 (Turpin, 1828)
			<i>Surirella</i> sp.2 (Turpin, 1828)		
			<i>Surirella</i> sp.3 (Turpin, 1828)		
	Thalassiosiphysales	Catenulaceae	cf. <i>Amphora</i> sp. (Ehrenberg ex Kützing, 1844)		
	Coscinodiscophyceae	Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella</i> sp. ((Kützing, Brébisson, 1838)	
		Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira</i> sp. (Thwaites, 1848)	
		Melosirales	Melosiraceae	<i>Melosira</i> sp. (Agardh, 1824)	
		Fragilariales		cf. <i>Diatoma</i> sp. (Bory de Saint-Vincent 1824)	
				cf. <i>Synedra</i> sp. (Ehrenberg, 1830)	
	Fragilariophyceae		Fragilariaceae	<i>Fragilaria</i> sp.1 (Lyngbye, 1819)	
				<i>Fragilaria</i> sp.2 (Lyngbye, 1819)	
				<i>Fragilaria</i> sp.3 (Lyngbye, 1819)	
				<i>Hannaea</i> sp. (Patrick in Patrick & Reimer 1966)	
		Tabellariales	Tabellariaceae	<i>Tabellaria</i> sp. (Ehrenberg ex Kützing, 1844)	

Grupos Investigación UPTC: VTS - UDESA - GICA - BC

DIVISIÓN	CLASE	ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE
Chlorophyta	Chlorophyceae	Chaetophorales	Chaetophoraceae	<i>Stigeoclonium</i> sp. (Kützing, 1843)
		Sphaeropleales	Selenestraceae	<i>Ankistrodesmus</i> sp. (Corda, 1838)
		Sphaeropleales	Hydrodictyceae	<i>Tetraedron</i> sp. (Kützing, 1845)
		Chlorococcales	Oocystaceae	<i>Oocystis</i> sp. (Nägeli ex A. Braun, 1855)
		Microsporales	Microsporaceae	<i>Microspora</i> sp. (Thuret, 1850)
		Ulothrichales	Ulothricaceae	<i>Ulothrix</i> sp. (Kützing, 1845)
		Volvocales	Volvocaceae	<i>Pandorina</i> sp. (Bory, 1824)
		Cladophorales	Cladophoraceae	cf. <i>Cladophora</i> sp. (Kützing, 1845)
	Zygnematophyceae	Desmidiiales	Closteriaceae	<i>Closterium</i> sp.1 (Nitzsch ex Ralfs, 1848)
				<i>Cosmarium</i> sp.1 (Corda ex Ralfs, 1848)
				<i>Cosmarium</i> sp.2 (Corda ex Ralfs, 1848)
				<i>Desmidium</i> sp. (C. Agardh ex Ralfs, 1848)
		Desmidiaceae	<i>Euastrum</i> sp. (Ehrenberg ex Ralfs, 1848)	
			<i>Octacanthium</i> sp. (Compère, 1996)	
			<i>Staurastrum leptocladum</i> . (Nordstedt, 1870)	
			<i>Staurastrum</i> sp.1 (Meyen, 1829)	
			<i>Staurastrum</i> sp.2 (Meyen, 1829)	
			cf. <i>Netrium</i> sp. (Nägeli Itzigsohn & Rothe, 1856)	
	Zygnematales	Mesotaeniaceae	cf. <i>Roya</i> sp. (West & G.S. West, 1896)	
			<i>Cylindrocystis</i> sp. (Bary, 1858)	
	Zygnemaceae	<i>Mougeotia</i> sp. (C. Agardh, 1824)		
<i>Spirogyra</i> sp. (Link, 1820)				
<i>Zygnema</i> sp. (Agardh, 1817)				
<i>Gonatozygon</i> sp. (De Bary, 1858)				
Klebsormidiophyceae	Klebsormidiales	Klebsormidiaceae	<i>Klebsormidium</i> sp. (Silva, Mattox & W.H. Blackwell, 1972)	
Oedogoniophyceae	Oedogoniales	Oedogoniaceae	<i>Oedogonium</i> sp. (Link ex Hirn, 1900)	
Cyanophyta	Cyanophyceae	Chroococcales	Chroococcaceae	<i>Chroococcus</i> sp. (Nägeli, 1849)
		Nostocales	Nostocaceae	<i>Anabaena</i> sp. (Bory ex Bornet & Flahault, 1886)
			Rivulariaceae	<i>Dichothrix</i> sp. (G. Zanardini ex É. Bornet & C. Flahault, 1886)
		Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	cf. <i>Lyngbya</i> sp. (C. Agardh ex Gomont, 1892)
		<i>Oscillatoria</i> sp. (Vaucher ex Gomont, 1892)		
		Synechococcales	Heteroleibleiniaceae	<i>Phormidium</i> sp. (Kützing ex Gomont, 1892)
<i>Heteroleibleinia</i> sp. (kuetzingii (Schmidle) Compère)				
	Merismopediaceae	<i>Merismopedia</i> sp. (Meyen, 1839)		
Euglenophyta	Euglenophyceae	Euglenales	Euglenaceae	<i>Euglena</i> sp. (Ehrenberg, 1830)
				<i>Trachelomonas</i> sp. (Ehrenberg, 1834)
Rhodophyta	Florideophyceae	Acrochaetiales	Acrochaetiaceae	cf. <i>Audouinella</i> sp. (Bory, 1823)
		Batrachospermales	Batrachospermaceae	<i>Batrachospermum</i> sp. (Roth, 1797)

Anexo 2.C Coeficientes de correlación de Spearman de atributos e índices de la comunidad de perifiton



Números de Hill (q0=riqueza, q1 y q2), Índice de equidad (J'), Densidad de organismos (Dens_Tot), Densidad de diatomeas (Dens_B), Densidad de clorofíceas (Dens_Chli), Densidad de cianobacterias (Dens_Cy), Altitud (ALT), Caudal (Q), Temperatura (T), Sólidos suspendidos (SST), Conductividad eléctrica (CE), Concentración de oxígeno (OX), potencial de hidrogeniones (pH), Nitrógeno inorgánico disuelto (NID = NO₃+NH₄), Fósforo reactivo soluble (PO₄), Coliformes fecales (CFEC), Coliformes Totales (CTOT), Índice de condiciones de referencia (CERA), Índice de hábitat fluvial (IHF), Índice de calidad de vegetación de ribera (Qbr-And), Índice Genérico de Diatomeas (IGD).

Anexo 2.D Comparación de índices de contaminación (ICO) en sistemas acuáticos evaluados cuenca alta del Río Nevado

SITIO	ICOSUS	CALIFICACIÓN	ICOMI	CALIFICACIÓN	ICOMO	CALIFICACIÓN
SISTEMAS LÓTICOS						
Lagunillas 1	1,00	Ninguna	0,99	Ninguna	0,82	Ninguna
Lagunillas 2	1,00	Ninguna	0,99	Ninguna	0,87	Ninguna
Lagunillas 3	1,00	Ninguna	0,99	Ninguna	0,76	Baja
Lagunillas 4	1,00	Ninguna	0,98	Ninguna	0,75	Baja
Cóncavo 1	1,00	Ninguna	0,99	Ninguna	0,89	Ninguna
Cóncavo 2	1,00	Ninguna	0,99	Ninguna	0,89	Ninguna
Cóncavo 3	1,00	Ninguna	0,99	Ninguna	0,79	Baja
Cóncavo 4	1,00	Ninguna	0,98	Ninguna	0,75	Baja
Corralitos 1	0,99	Ninguna	0,99	Ninguna	0,74	Baja
Corralitos 2	1,00	Ninguna	0,99	Ninguna	0,72	Baja
Corralitos 3	1,00	Ninguna	0,99	Ninguna	0,74	Baja
Corralitos 4	1,00	Ninguna	0,99	Ninguna	0,74	Baja

SITIO	ICOSUS	CALIFICACIÓN	ICOMI	CALIFICACIÓN	ICOMO	CALIFICACIÓN
SISTEMAS LÓTICOS						
San Pablín 1	1,00	Ninguna	0,99	Ninguna	0,88	Ninguna
San Pablín 2	1,00	Ninguna	0,99	Ninguna	0,86	Ninguna
San Pablín 3	1,00	Ninguna	0,99	Ninguna	0,75	Baja
San Pablín 4	1,00	Ninguna	0,98	Ninguna	0,76	Baja
Cardenillo 1	1,00	Ninguna	0,99	Ninguna	0,87	Ninguna
Cardenillo 2	1,00	Ninguna	0,98	Ninguna	0,74	Baja
Cardenillo 3	1,00	Ninguna	0,96	Ninguna	0,78	Baja
Cardenillo 4	1,00	Ninguna	0,98	Ninguna	0,77	Baja
Agua Bendita	1,00	Ninguna	0,99	Ninguna	0,87	Ninguna
Concavito	1,00	Ninguna	0,99	Ninguna	0,88	Ninguna
Playitas 1	1,00	Ninguna	0,99	Ninguna	0,86	Ninguna
Playitas 2	1,00	Ninguna	0,98	Ninguna	0,80	Ninguna
Casas Viejas	0,98	Ninguna	0,90	Ninguna	0,73	Baja
Chorro Colorado	0,99	Ninguna	0,93	Ninguna	0,76	Baja
SISTEMAS LÉNTICOS						
San Pablín	0,99	Ninguna	1,00	Ninguna	0,65	Baja
La Parada	0,98	Ninguna	0,99	Ninguna	0,82	Ninguna
La Atravesada	0,98	Ninguna	0,99	Ninguna	0,75	Baja
La Cuadrada	0,98	Ninguna	0,99	Ninguna	0,86	Ninguna
La Pintada	0,98	Ninguna	0,99	Ninguna	0,76	Baja

Anexo 2.E Discriminación de subíndices correspondientes a curvas funcionales específicas según variable, usados en el Índice de calidad del Agua (ICA), a partir de promedios de cada variable en ambos muestreos o con los datos disponibles en sistemas acuáticos evaluados zona de influencia PNN del Cocuy.

SITIO	f(ox)	f(sst)	f(ce)	f(pH)	f(dqo)	f(cfec)	ICA	CALIFICACIÓN
Lagunillas 1	0.91	1.00	0.98	0.56	0.91	0.98	0.90	Aceptable
Lagunillas 2	0.91	1.00	0.98	0.75	0.91	0.98	0.93	Buena
Lagunillas 3	0.92	1.00	0.97	0.82	0.91	0.98	0.94	Buena
Lagunillas 4	0.88	1.00	0.94	1.00	0.91	0.60	0.89	Aceptable
Cóncavo 1	0.95	1.00	0.98	0.32	0.91	0.98	0.87	Aceptable
Cóncavo 2	0.95	1.00	0.98	0.43	0.91	0.98	0.88	Aceptable
Cóncavo 3	1.00	1.00	0.97	0.81	0.91	0.98	0.95	Buena
Cóncavo 4	0.89	1.00	0.93	1.00	0.91	0.98	0.95	Buena
Corralitos 1	0.86	0.99	0.98	0.77	0.91	0.98	0.92	Buena
Corralitos 2	0.86	1.00	0.98	0.75	0.91	0.98	0.92	Buena
Corralitos 3	0.84	1.00	0.98	0.85	0.91	0.96	0.92	Buena
Corralitos 4	0.87	1.00	0.98	0.86	0.91	0.98	0.93	Buena
San Pablín 1	0.91	1.00	0.97	0.37	0.91	0.98	0.87	Aceptable
San Pablín 2	0.88	1.00	0.98	0.51	0.91	0.98	0.88	Aceptable
San Pablín 3	0.90	1.00	0.97	1.00	0.91	0.82	0.93	Buena
San Pablín 4	0.92	1.00	0.94	0.97	0.91	0.80	0.92	Buena
Cardenillo 1	0.88	1.00	0.97	0.31	0.91	0.98	0.85	Aceptable
Cardenillo 2	0.88	1.00	0.93	1.00	0.91	0.95	0.94	Buena

SITIO	f(ox)	f(sst)	f(ce)	f(pH)	f(dqo)	f(cfec)	ICA	CALIFICACIÓN
Cardenillo 3	0.91	1.00	0.89	1.00	0.91	0.98	0.95	Buena
Cardenillo 4	0.95	1.00	0.94	1.00	0.91	0.80	0.93	Buena
Agua Bendita	0.91	1.00	0.97	0.30	0.91	0.98	0.86	Aceptable
Concavito	0.93	1.00	0.97	0.30	0.91	0.98	0.86	Aceptable
Playitas 1	0.87	1.00	0.98	0.84	0.91	0.97	0.93	Buena
Playitas 2	0.89	1.00	0.95	1.00	0.91	0.84	0.93	Buena
Casas Viejas	0.84	0.98	0.82	1.00	0.91	0.98	0.92	Buena
Chorro Colorado	0.93	0.99	0.83	1.00	0.91	0.97	0.94	Buena
San Pablín	0.84	1.00	0.99	0.76	0.91	0.47	0.83	Aceptable
La Parada	0.96	1.00	0.98	0.86	0.91	0.93	0.94	Buena
La Atravesada	0.83	1.00	0.98	0.86	0.91	0.98	0.93	Buena
La Cuadrada	0.85	1.00	0.98	0.88	0.91	0.98	0.94	Buena
La Pintada	0.88	1.00	0.98	0.86	0.91	0.79	0.90	Aceptable

Convenciones: resaltado en gris variables más influyentes en calificación aceptable, en negrillas subíndices más bajos por sitio