



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

**Relación entre la composición y biomasa de la
comunidad de macroinvertebrados acuáticos y las
variables físicas y químicas en el humedal
Jaboque Bogotá-Colombia**

John Jader Rivera Usme

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias, Departamento de Biología
Bogotá D. C., Colombia
2011

**Relación entre la composición y biomasa de la
comunidad de macroinvertebrados acuáticos y las
variables físicas y químicas en el humedal
Jaboque Bogotá-Colombia**

John Jader Rivera Usme

Código: 01190382

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:

Magister en Ciencias-Biología

Director:

Ph. D. Gabriel Antonio Pinilla Agudelo

Codirector:

Ph. D. Jesús Orlando Rangel Churio

Línea de Investigación:

Biodiversidad y Conservación

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ciencias, Departamento de Biología

Bogotá D.C., Colombia

2011

A mis padres por su apoyo y esfuerzo.

Agradecimientos

El autor agradece a:

Gabriel Antonio Pinilla Agudelo y Orlando Rangel–Churio por su constante apoyo, confianza y comentarios en la elaboración del proyecto.

María Isabel Castro magister en ciencias y estudiante de doctorado universidad Nacional por su apoyo y constante asesoría.

Mónica Bayona y Lorena García por la determinación de macroinvertebrados.

Yeny Suarez licenciada en Biología Universidad Pedagógica y Silvia Morales Estudiante de maestría universidad Nacional por su colaboración en la estimación de contenido estomacal y biomasa.

Kenneth Roy Profesor UNAL-Medellín, Hernando Hurtado Director M.Sc bioestadística Universidad del Quindío, Dos santos Profesor Brasil, Luis Ospina y Andrew estudiantes UNAL estadística, por la asesoría en la parte estadística

Diana Marcela Mejía por su colaboración en la fase de campo.

John Charles Donato por el préstamo de las instalaciones Laboratorio de Ecología Acuática.

Jorge Beltrán estudiante de doctorado y profesor U. Distrital por sus comentarios, préstamo de bibliografía y datos climáticos.

Paola Delgado por su colaboración.

Diana Lucía Camacho Pinzón por sus valiosos comentarios y colaboración.

ICN por el préstamo de sus instalaciones y formación.

Laboratorio de Palinología y grupo de Investigación en Biodiversidad y Conservación por su apoyo en la elaboración del proyecto.

Leider Palacio, Estudiante Maestría y Alexis Jaramillo profesor UNAL por la identificación material estomacal.

VIII Relación entre la composición y biomasa de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y las variables físicas y químicas en el humedal Jaboque Bogotá-Colombia

ADESSA por su colaboración y vigilancia en las salidas de campo.

Instituto de Genética por el préstamo de sus instalaciones.

Todas las personas que contribuyeron en la elaboración de este proyecto.

Resumen

Durante los meses de abril del 2009 a enero del 2010 se estudiaron las condiciones biológicas y ecológicas del humedal Jaboque por medio de la medición de variables físicas y químicas en periodos climáticos contrastantes y la evaluación de la composición, biomasa y estructura trófica de los macroinvertebrados. Se registró una composición faunística formada por 26 géneros confirmados y nueve aun por confirmar. En las épocas de menores lluvias se registró la menor riqueza y mayor abundancia. El análisis de componentes principales evidenció que los sólidos explican la mayor variación sobre los datos (80.1%), seguido por el oxígeno disuelto (65%); estas variables junto con el amonio explicaron el 68.91% de la variación de la diversidad. Las ecuaciones obtenidas de las relaciones longitud-peso seco, para Asellidae y Glossiphoniidae fueron significativas y explicaron una alta proporción de la varianza. La biomasa de macroinvertebrados no registró diferencias significativas por mes, pero, si por estación debido a las variaciones en las características ambientales y la presión antrópica. El análisis de correspondencia canónico evidenció la relación positiva entre la conductividad y la biomasa de depredadores y detritívoros, mientras que la temperatura del agua con los detritívoros y colectores-fragmentadores. Los contenidos estomacales registraron altos porcentajes de materia orgánica evidenciando así que el principal aporte de energía es la vía detrítica. Las variables físicas, químicas y comunitarias de los macroinvertebrados acuáticos presentaron fluctuaciones espacio-temporales ocasionado por la variación en la concentración de materia orgánica en el humedal y a sus altos niveles de eutrofización.

Palabras claves: Biomasa, macroinvertebrados acuáticos, gremios dietarios, humedales urbanos, Jaboque.

Abstract

During the period of April 2009 to January 2010 we studied the biological and ecological conditions of the Jaboque wetland through measurement of physical and chemical variables in different climatic periods. An assessment of the composition, biomass and trophic structure of macroinvertebrates was performed. As a result we present a macroinvertebrate fauna composition consisting 26 confirmed genus and nine more yet to be confirmed. In times of lower rainfalls, less abundance and greater abundance were recorded. The principal components analysis showed that solids explains the higher variation over the data (80.1%), followed by dissolved oxygen (65%). These variables together with ammonium accounted for 68.91% of the variation of diversity. The equations obtained from length-dry weight relationships for Asellidae and Glossiphoniidae were significant and explained a high proportion of the variance. The biomass of macroinvertebrates did not show significant differences during months but did show any during seasons due to changes imposed by environmental and anthropic pressure. Canonical correspondence analysis showed a positive relationship between conductivity and biomass of predators and detritivorous, and a positive relationship between water temperature with detritivorous and shredders-collectors. Stomach contents showed high percentages of organic matter thus demonstrating that the main energy input is the detritus way. The physical, chemical and community variables of aquatic macroinvertebrates exhibited fluctuations in space-time, which seems to be due to variation in the concentration of organic matter in the wetland and its high levels of eutrophication.

Keywords: Biomass, aquatic macroinvertebrates, dietary guilds, urban wetlands, Jaboque.

Contenido

Pág.

Resumen.....	IX
Lista de figuras.....	XIV
Lista de abreviaturas.....	XVII
Introducción	1
1. Marco teórico.....	5
1.1 Macroinvertebrados en la bioindicación	5
1.2 Salud ecológica de los ecosistemas acuáticos.....	8
1.3 Características generales de los humedales.....	10
1.4 Historia geológica del humedal Jaboque	11
2. Estado del arte.....	13
2.1 Biondicación y sistemas lóticos.....	13
2.2 Biomasa de macroinvertebrados y grupos funcionales	15
2.3 Gremios dietarios y biomasa de macroinvertebrados en Colombia.....	17
2.4 Estudios limnológicos en sistemas lénticos colombianos.....	18
3. Objetivos.....	21
3.1 Objetivo General.....	21
3.2 Objetivos Específicos.....	21
4. Materiales y métodos	23
4.1 Descripción del área de estudio.....	23
4.1.1 Vegetación Acuática	24
4.1.2 Análisis Climático	24
4.2 Temperatura Ambiente	25
4.2.1 Brillo Solar.....	26
4.2.2 Humedad Relativa.....	27
4.3 Muestreo de las variables físicas y químicas	27
4.4 Caracterización de los macroinvertebrados acuáticos	28
4.5 Análisis numéricos y estadísticos	30
5. Resultados y discusión	31
5.1 Variables físicas y químicas.....	31
5.1.1 Temperatura	31
5.1.2 Oxígeno Disuelto.....	33
5.1.3 pH.....	35
5.1.4 Conductividad	36
5.1.5 La Demanda bioquímica de Oxígeno	37
5.1.6 Nitrógeno Amoniacal.....	38
5.1.7 Amonio.....	39
5.1.8 Nitritos.....	41
5.1.9 Nitratos	42
5.1.10 Fósforo.....	42

5.1.11	Los sólidos suspendidos totales	44
5.1.12	Patrones de ordenación de las variables físicas y químicas.....	45
5.1.13	Síntesis del ambiente físico y químico	47
5.2	Composición y relaciones numéricas de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos	48
5.2.1	Macroinvertebrados en macrófitas	48
5.2.2	Macroinvertebrados bentónicos	55
5.2.3	Similitud entre las Comunidades de Macroinvertebrados en macrófitas.....	56
5.2.4	Relaciones generales entre las familias de macroinvertebrados y las variables físicas y químicas	59
5.2.5	Síntesis de la comunidad de macroinvertebrados	60
5.3	Índices ecológicos	61
5.3.1	Índice de riqueza de Margalef.....	61
5.3.2	Riqueza de macroinvertebrados	62
5.3.3	Dominancia de Simpson	63
5.3.4	Índice de Equidad	64
5.3.5	Índice de diversidad de Shannon.....	65
5.3.6	Relaciones de las variables físicas y químicas con la riqueza de Margalef.....	67
5.3.7	Síntesis de los índices de diversidad	69
5.4	Abundancia de gremios dietarios	70
5.4.1	Similitud de gremios dietarios	80
5.4.2	Síntesis de la abundancia de gremios dietarios	82
5.5	Biomasa de macroinvertebrados y macrófitas sus relaciones con el ambiente físico y químico	83
5.5.1	Aspectos generales y biomasa de gremios dietarios en los macroinvertebrados asociados a macrófitas	83
5.5.2	Biomasa de macroinvertebrados bénticos	93
5.5.3	Biomasa de macrófitas acuáticas y su porcentaje de materia orgánica.....	94
5.5.4	Influencia de las variables físicas y químicas sobre la biomasa de macroinvertebrados	96
5.6	Análisis estadístico.....	98
5.6.1	Relación entre la biomasa de macrófitas y la abundancia de macroinvertebrados	98
5.6.2	Relación entre la longitud total y la biomasa de: Glossiphoniidae y Asellidae	99
5.6.3	Ordenación y clasificación de la biomasa de macroinvertebrados acuáticos	100
5.6.4	Síntesis sobre la biomasa de la comunidad de macroinvertebrados ..	103
6.	Conclusiones y recomendaciones	105
6.1	Conclusiones.....	105
6.2	Recomendaciones.....	107
Anexo A: Coordenadas geográficas de las estaciones de muestreo en el humedal de Jaboque (Localidad de Engativá) Bogotá D.C.- Colombia.....		109
Anexo B: Datos físicos y químicos durante los muestreos en el Humedal Jaboque (Localidad de Engativá) Bogotá D.C.- Colombia.....		110

Anexo C: Abundancia (ind/m²) de macroinvertebrados recolectados durante los muestreos en el Humedal Jaboque Bogotá D.C.- Colombia.	112
Anexo D: Índices ecológicos para la abundancia de macroinvertebrados recolectados durante los muestreos en el Humedal Jaboque Bogotá D.C.-Colombia.	113
Anexo E: Fotos de contenido estomacal: (A) Detritos en Glossiphonidae, (B) Restos vegetales en Tipulidos, (C) Detritos en Tipulidae, (D) Detritos material y vegetal en Asellidae. (E) Detritos en Scirtidae, (F) Detritos en <i>Hyallela</i>, (G) <i>Fragilaria</i> en Chironominae (H y I) Capsula cefalica y mandibulas de Chironomidae en Aeshnidae, (J) Conidio de hongo <i>Tetraploa aristata</i> en Piscicolidae, (K) Fragmentos de quetas de Tubificidae en Piscicolidae, (L) <i>Diatomea Pinnularia sp.</i> en Ceratopogonidae (M) <i>Diatomea Gomphonema parvulum</i> en Ceratopogonidae (N) Espora de hongo (<i>Glomus sp.</i>) en Ceratopogonidae, (Ñ) Detritos en Ceratopogonidae.....	114
Anexo F: Fotos de Macroinvertebrados acuáticos recolectados en el humedal Jaboque: (A) Glossiphoniidae, (B) Asellidae, (C) Ceratopogonidae, (D) Chironominae, (E) Ortocladinae, (F) Hyallelidae, (G) Scirtidae, (H) Spheriidae, (I) Physa , (J) Syrphidae, (K) Coenagrionidae, (L) Aeshnidae, (M) Dytiscidae.....	116
Anexo G: Abundancia de macroinvertebrados (ind/m²) bentónicos recolectados en el humedal Jaboque Bogotá D.C.- Colombia.....	117
Anexo H: Biomasa de macroinvertebrados (g/m²) recolectados en el humedal Jaboque Bogotá D.C.-Colombia.....	118
Anexo I: Estadística.	119
Bibliografía	127

Lista de figuras

Pág.

Figura 4-1: Ubicación geográfica del humedal Jaboque (localidad de Engativá) Bogotá- Colombia. Se indican las estaciones de muestreo (letras de la A a la G).....	23
Figura 4-2: Precipitación para el año 2009-2010 y promedio anual desde el año 1972-2009 estación meteorológica aeropuerto El Dorado, Bogotá D.C.....	25
Figura 4-3: Temperatura Ambiente para el año 2009-2010 y promedio anual desde el año 1972-2009 estación meteorológica aeropuerto El Dorado, Bogotá D.C.....	26
Figura 4-4: Brillo solar para el año 2009-2010 y promedio anual desde el año 1972-2009 estación meteorológica Aeropuerto El Dorado, Bogotá D.C.....	26
Figura 4-5: Humedad relativa para el año 2009-2010 y promedio anual desde el año 1972-2009 estación meteorológica aeropuerto El Dorado, Bogotá D.C.....	27
Figura 5-6: Variación de la temperatura ambiente durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque.....	32
Figura 5-7: Variación de la temperatura del agua durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque.....	32
Figura 5-8: Variación del oxígeno disuelto en el agua durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque.....	34
Figura 5-9: Variación del pH en el agua durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque.....	35
Figura 5-10: Variación de la conductividad en el agua durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque.....	36
Figura 5-11: Variación de la DBO ₅ en el agua durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque.....	38
Figura 5-12: Variación del nitrógeno amoniacal en el agua durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque.....	39
Figura 5-13: Variación del amonio en el agua durante los meses de muestre en el humedal Jaboque.....	40
Figura 5-14: Variación de nitritos en el agua durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque.....	41
Figura 5-15: Variación del fósforo en el agua durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque.....	43
Figura 5-16: Variación de la concentración de sólidos suspendidos en el agua durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque.....	45
Figura 5-17: Análisis de componentes principales de las variables físicas y químicas registradas en el humedal Jaboque. Las letras son las estaciones (A, B, C, D, E, F, G) y	

los números hacen referencia a los meses de muestreo 1 (Abril), 2 (Agosto), 3 (Octubre), 4 (Enero).....	47
Figura 5-18: Abundancia absoluta de macroinvertebrados acuáticos (ind/m ²) en el humedal Jaboque durante los meses de muestreo.....	49
Figura 5-19: Abundancia de macroinvertebrados acuáticos (ind/m ²) recolectados durante las épocas de muestreo en el humedal Jaboque.....	49
Figura 5-20: Abundancia macroinvertebrados bentónicos (ind/m ²) en el humedal Jaboque.....	56
Figura 5-21: Cluster (Índice de Morisita) para la abundancia de macroinvertebrados recolectados en el humedal Jaboque en (A) Abril y (B) Agosto.	57
Figura 5-22: Cluster (Índice de Morisita) de abundancia de macroinvertebrados recolectados en el humedal Jaboque en (A) Octubre y (B) Enero.	58
Figura 5-23: Variación del índice de Margalef durante las meses de muestreo en el humedal Jaboque.....	62
Figura 5-24: Riqueza de macroinvertebrados acuáticos durante las épocas de muestreo en el humedal Jaboque. (A) Estación (B) Meses.....	63
Figura 5-25: Variación del Índice de Simpson durante las épocas de muestreo en las estaciones de muestreo en el humedal Jaboque.....	64
Figura 5-26: Variación del Índice de Equidad durante las épocas de muestreo en las estaciones de muestreo en el humedal Jaboque.....	65
Figura 5-27: Variación del Índice de Shannon-Weiner durante las épocas de muestreo en las estaciones de muestreo en el humedal Jaboque.....	67
Figura 5-28: Variación en la riqueza de Margalef de la comunidad de macroinvertebrados con relación a la concentración de oxígeno disuelto y sólidos en el humedal Jaboque según el resultado del análisis de regresión múltiple.....	68
Figura 5-29: Abundancia de macroinvertebrados (ind/m ²) por gremios dietarios durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque.....	70
Figura 5-30: Abundancia de macroinvertebrados detritívoros (ind/m ²) durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque (A) mes (B) estaciones.....	71
Figura 5-31: Abundancia de macroinvertebrados depredadores (ind/m ²) durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque (A) mes (B) estaciones.....	73
Figura 5-32: Abundancia de macroinvertebrados grupo trófico colector-raspador (C.Rs) (ind/m ²) durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque por (A) Meses (B) Estaciones.....	74
Figura 5-33: Abundancia de macroinvertebrados por gremios dietarios (ind/m ²) durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque. Colector-Raspador (C.Rs), Colector-Fragmentador (C.FR), Colector-Recolector (C.Re), Colector-Filtrador (C.F), Depredador (Dep), Triturador (Tri), Detritívoro (Dt), Raspador (Rs).....	75
Figura 5-34: Abundancia de macroinvertebrados acuáticos Colectores Fragmentadores (C.Fr) (ind/m ²) durante los muestreos en el humedal Jaboque (A) meses (B) estaciones.	77
Figura 5-35: Abundancia de macroinvertebrados acuáticos Colectores-Recolectores (C.Re) durante los muestreos en el humedal Jaboque (A) mes (B) estaciones.....	78

Figura 5-36: Dendrograma de abundancia de macroinvertebrados recolectados en el humedal Jaboque durante los meses de muestreo (A) gremios dietarios, (B) Meses, (C) Estaciones.....	80
Figura 5-37: Biomasa (g/m^2) de macroinvertebrados acuáticos por gremios dietarios recolectados en el humedal Jaboque durante las épocas de muestreo.....	84
Figura 5-38: Biomasa (g/m^2) de macroinvertebrados acuáticos recolectados en el humedal Jaboque durante los de muestreo (A) Meses (B) Estaciones.....	84
Figura 5-39: Biomasa (g/m^2) de macroinvertebrados acuáticos por gremios dietarios durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque. Detritívoro (Dt), Colector-Recolector (C.Re), Colector-Filtrador (C.F), Colector-Fragmentador (C.Fr), Colector-Raspador (C.Rs), Depredador (Dep), Raspador (Rs), Triturador (Tri).....	85
Figura 5-40: Biomasa (g/m^2) de macroinvertebrados acuáticos Detritívoros (Dt) durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque (A) Meses (B) Estaciones.....	87
Figura 5-41: Biomasa (g/m^2) de macroinvertebrados acuáticos Colectores-Fragmentadores (C.Fr) durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque(A) Meses (B) Estaciones.....	88
Figura 5-42: Biomasa (g/m^2) de macroinvertebrados acuáticos Depredadores (Dep) durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque. (A) Meses (B) Estaciones....	89
Figura 5-43: Biomasa (g/m^2) de macroinvertebrados acuáticos Colector-Recolector (C.Re) durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque. (A) Meses (B) Estaciones.....	90
Figura 5-44: Biomasa (g/m^2) de macroinvertebrados acuáticos Colector-Filtrador (C.F) durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque (A) meses (B) estaciones.....	91
Figura 5-45: Regresión lineal simple entre la longitud total y la biomasa de (A) Asellidae y (B) Glossiphoniidae.....	100
Figura 5-46: Análisis de componentes principales para las biomásas de macroinvertebrados acuáticos (gremios dietarios) registradas en el humedal Jaboque. Los números indican los meses 1 (Abril), 2 (Agosto), 3 (Octubre), 4 (Enero), las letras las estaciones (A, B, C, D, E, F, G) y los gremios dietarios son Colector-Raspador (C.Rs), Colector-Fragmentador (C.Fr), Colector-Recolector (C.Re), Colector-Filtrador (C.F), Depredador (Dep), Triturador (Tri), Detritívoro (Dt), Raspador (Rs).....	101
Figura 5-47: Cluster de biomasa de macroinvertebrados acuáticos (por grupos dietarios) recolectados en el humedal Jaboque (A) estaciones (B) meses.....	102

Lista de abreviaturas

Abreviaturas

Abreviatura	Término
ACP	Análisis de Componentes Principales
AP	Antes del presente
C. F	Colector-filtrador
C. Re	Colector-recolector
C.Fr	Colector-fragmentador
C.Rs	Colector-raspador
CCA	Análisis de Componentes Canónicos
CONAMA	Congreso Nacional de Medio Ambiente
D.C.	Distrito Capital
DAMA	Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente
DB	Departamento de Biología
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxígeno en 5 días
Dep	Depredador
Dt	Detritívoro
EAAB	Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá
et al.	Y otros
ICN	Instituto de Ciencias Naturales
IDEAM	Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia
IEH Grucon Ltda.	Ingeniería e Hidrosistemas Grupo de Consultoría Ltda.
IG	Instituto de Genética
MIA	Macroinvertebrados acuáticos
MO	Materia orgánica
MOPF	Materia orgánica particulada fina
MOPG	Materia orgánica particulada gruesa
msnm	Metros sobre el nivel del mar
MVSP	Paciente Simulado Virtual Multilingüe
OCHA	Oficina para la Coordinación de Asuntos Humanitarios
pH	Potencial de Hidrogeno
PS	Peso seco

PUJ	Pontificia Universidad Javeriana
Rs	Raspador
s.f.	Sin fecha
Tri	Triturador
UNAL	Universidad Nacional de Colombia

Introducción

Los humedales son ecosistemas de transición que comprenden, frecuentemente áreas inundadas, saturadas de aguas superficiales o subterráneas (Ariza, *et al.*, 2006), las cuales han presentado un gran impacto antrópico en las últimas décadas; estos ecosistemas han recibido una gran atención ya que se han constituido en amortiguador hidrológico, químico y en un hábitat muy importante para la biodiversidad (Gopal *et al.*, 1982). Este tipo de ambientes acuáticos son típicamente complejos y envuelven muchos fenómenos físicos, químicos y biológicos en una intrincada dinámica espacial y temporal (Allan, 1995) en la que las comunidades de macrófitas acuáticas juegan un papel crucial por proveer hábitats complejos para protección y reproducción de la biota. También, son sitios de abundante producción de alimento para muchos organismos acuáticos (Diehl 1992; Zimmer *et al.*, 2000). Además, contribuyen de forma sustancial al incremento de la diversidad y la abundancia, las cuales se expresan en el aumento de la biomasa y en los patrones de distribución de invertebrados y vertebrados (Williams, 1980; Wilzbach *et al.*, 1986). El estudio de la biomasa de macroinvertebrados es de gran importancia para direccionar preguntas ecológicas en los diferentes niveles de organización del ecosistema (Benke *et al.*, 1999) y se entiende como la producción secundaria que permite establecer el estado de salud e integridad de los ecosistemas acuáticos y su éxito funcional a nivel poblacional, comunitario y ecosistémico (Palma y Figueroa, 2005).

Algunos autores plantean que las plantas acuáticas son las que soportan una mayor riqueza de macroinvertebrados en comparación a los demás tipos de sustrato (Armitage *et al.*, 1995). Dicha relación se basa en la capacidad de las plantas para descontaminar el agua y la consecuente respuesta a esta acción del

desarrollo de determinados macroinvertebrados que son capaces de ubicarse en sus raíces según el grado de contaminación del medio (Vásquez, 2004); utilizando los macroinvertebrados acuáticos es posible definir el tipo de comunidad ecológica que se desarrolla en los humedales y el estado de salud o conservación de estos sistemas. Para esto es de suma importancia estudiar los hábitos alimenticios de los invertebrados acuáticos ya que presentan distintas especializaciones asociadas con la adquisición de alimento, lo que permiten clasificarlos en grupos funcionales o gremios dietarios, capaces de explotar una gran variedad de recursos orgánicos (Merritt y Cummins, 1978; Cummins y Klug 1979; Dudgeon, 1989).

Por tanto y teniendo en cuenta la diversidad de interacciones que se presentan en este tipo de sistemas, se puede considerar que las características de las comunidades acuáticas actúan como testigos del estado de conservación del ecosistema (Caicedo y Palacio, 1998). Dentro de esta perspectiva, recientemente ha surgido la necesidad de investigar, especialmente el humedal Jaboque, el cual es considerado actualmente como un área protegida por el estado, siendo un humedal de gran importancia internacional por ser un sitio RAMSAR, debido a su importante papel funcional, de resguardo de diversidad biológica, y de amortiguación hidráulica; el detrimento de estos ecosistemas hace necesaria la implementación urgente de herramientas que permitan el manejo y restauración de los mismos.

Este trabajo se desarrolló con el apoyo del Grupo de Investigación de Biodiversidad y Conservación de la Universidad Nacional y surgió de la necesidad de darle continuidad a los proyectos realizados por dicha universidad y otras entidades (Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, y la firma Gómez, Cajiao y Asociados CIA. LTDA), las cuales con el paso de los años registraron un deterioro en el estado de conservación del humedal Jaboque. Esto se ha confirmado mediante el estudio de diferentes variables físicas, químicas (Álvarez, 2003 y 2005; González, 2005; Rodríguez y Valencia, 2006; Beltrán, en prensa), al

igual que biológicas, tales como los trabajos sobre fitoplancton, y zooplancton (Álvarez 2003 y 2005), diatomeas (Castro, 2009), bacterias (Ávila *et al.*, 2005; Ávila y Estupiñán, 2010) y comunidades de macroinvertebrados (Venegas, 2005 y Ovalle, 2006).

La información generada en este estudio servirá como un aporte para posteriores trabajos en humedales andinos urbanos, debido a que siempre se ha usado literatura de las zonas templadas lo cual genera inexactitud en las interpretaciones. Dentro de los resultados se destaca el desarrollo de algunas regresiones que constituyen una primera aproximación para hallar, a partir del tamaño, la biomasa en grupos de hirudíneos e isópodos de Jaboque. De estos organismos no se disponía de este tipo de ecuaciones para la región tropical. También es importante resaltar la determinación de los gremios dietarios con base en el análisis de los contenidos estomacales de algunos macroinvertebrados acuáticos del humedal, confirmando o modificando lo reportado en la literatura. De igual manera, fueron importantes las relaciones estadísticas halladas entre la biomasa y la abundancia de estos organismos con las variables físicas y químicas del agua.

Finalmente, hay que anotar que el conocimiento escaso y fraccionado de la fauna de macroinvertebrados acuáticos de los humedales (en especial de los tropicales y de los andinos) y su importante papel en las redes tróficas, en la producción y en la contribución a la biodiversidad (Millán, 1991), son razones que justifican la realización del presente trabajo. La finalidad del estudio fue por lo tanto establecer las variaciones en la composición y biomasa de los macroinvertebrados acuáticos asociados a plantas acuáticas del humedal Jaboque y conocer su relación con la variación espacio temporal de las características físicas y químicas del agua. La hipótesis que se quiso evaluar fue que las comunidades de macroinvertebrados del humedal Jaboque se tornan más diversas y con mayor biomasa durante los meses de menor precipitación.

1. Marco teórico

1.1 Macroinvertebrados en la bioindicación

Los macroinvertebrados acuáticos (MIA) se definen como aquellos organismos con tamaños superiores a 0.5 mm de longitud es decir, todos aquellos organismos que se pueden ver a simple vista; por lo tanto la palabra “macro” indica que esos organismos son retenidos por redes de tamaño entre 200–500 mm (Rosenberg y Resh, 1993).

La limnología ha estado siempre muy vinculada al estudio de la contaminación de ríos, lagos y al diseño de instalaciones de depuración aprovechando la actividad de los propios organismos en la descomposición de la materia orgánica (MO) y en el ciclado de sus elementos Margalef (1983). Aunque, la utilización de métodos biológicos para determinar la calidad del agua se remonta a principios del siglo pasado, cuando Kolkwitz y Marsson (1908), presentaron el sistema de las saprobias, no es sino hasta estos últimos años cuando estos métodos adquieren verdadera relevancia. Dentro de los múltiples índices biológicos de calidad propuestos, Inhaber (1976) y House y Ellis (1980) señalan que los macroinvertebrados son organismos que se consideran como indicadores biológicos principales. Este planteamiento surge debido a la existencia de una estrecha correlación entre las comunidades de estos organismos y los factores del ambiente donde se desarrollan, de modo que cuando estos cambian, unas especies son reemplazadas por otras adaptadas a las nuevas condiciones. El análisis estructural de las comunidades bénticas se usa a menudo para determinar la calidad del agua, ya que los taxones que las constituyen presentan ciclos de vida largos y escaso poder de locomoción, lo cual permite la acción directa y continua de sustancias que alteran las condiciones del medio acuático donde viven, de modo que resultan muy afectados (Vega *et al.*, 1989).

Al evaluar la calidad del agua mediante el estudio de la composición y la estructura de las comunidades de organismos surge el término de calidad biológica. Se considera que un medio acuático presenta buena calidad biológica cuando tiene unas características naturales que permiten que en su seno se desarrollen las comunidades de invertebrados (Alba-Tercedor, 1996). Se juzga que un organismo es indicador de la calidad de agua, cuando se encuentre invariablemente en un ecosistema de características definidas y cuando su población es porcentualmente superior al resto de los organismos con los que comparte el hábitat (Roldán, 1997). Para Rosenberg y Resh (1993) los macroinvertebrados acuáticos (MIA) han sido muy aceptados como uno de los componentes más adecuados para el monitoreo biológico en ecosistemas acuáticos por presentar las siguientes ventajas ecológicas:

- Son omnipresentes en diferentes tipos de sistemas acuáticos y en diversos hábitats dentro de los sistemas.
- Presentan gran número de grupos taxonómicos, suministrando un amplio espectro de respuestas al estrés ambiental.
- Por su naturaleza sedentaria, permiten el análisis espacial del efecto de la perturbación.
- Por tener ciclo de vida comparativamente más largo, permite la valoración temporal de las alteraciones provocadas por la perturbación.

Por otra parte, los métodos biológicos presentan la ventaja de reflejar las condiciones existentes en el sitio días o semanas antes de la toma de muestras, mientras que los métodos fisicoquímicos ofrecen tan solo una visión de la situación puntual del estado de las aguas en el momento del registro. Sin embargo, en las evaluaciones bióticas debe tenerse en cuenta que el régimen climático y los ciclos de vida de los organismos influencia la densidad y biomasa de individuos en el medio acuático. En referencia al estudio de los MIA se plantea que las macrófitas acuáticas actúan como sustratos potencialmente estables para la colonización de dichos invertebrados (Collier *et al.*, 1998).

1.2 Los macroinvertebrados en la circulación de la materia y la energía a través del ecosistema

La energía en el ecosistema fluye a través de las cadenas alimenticias en la que los organismos se han agrupado por gremios dietarios. Root (1967), plantea que un gremio es un grupo de especies que explotan la misma clase de recursos ambientales de forma similar. Este término agrupa especies sin tener en cuenta su clasificación taxonómica pero que se superponen ampliamente en los requerimientos de su nicho. La definición parte del principio de que las relaciones ecológicas entre los miembros del gremio están modeladas en la competencia (Bonilla, 2007). La integridad de un ecosistema se ve reflejada por la salud de los organismos que lo componen y que puede ser evaluarse mediante la producción secundaria, la cual representa de manera comprensiva el éxito funcional a nivel poblacional, comunitario y ecosistémico (Palma y Figueroa, 2005).

En los ecosistemas acuáticos el régimen hidrológico (periodos de lluvias), influyen en la degradación y abundancia de la MO, así como en la comunidad de los macroinvertebrados. Asimismo, la abundancia y la biomasa de organismos en el medio están condicionadas por la cantidad de energía que posee el ecosistema y por la abundancia de consumidores. Una consideración esencial en el balance de energía es conocer la producción secundaria de los consumidores primarios (herbívoros). Esta producción se encuentra directamente relacionada con el recurso basal alimenticio (Benke y Wallace, 1997). Benke *et al.*, (1984) sugieren usar la biomasa de organismos para comparar los diferentes niveles tróficos y su posición en las cadenas alimenticias. Estos organismos han sido clasificados por Cummins (1973), Cummins y Klug (1979), Cummins *et al.*, (2005) Merritt y Cummins (1996), Lievano y Ospina (2007) y Tomanova *et al.*, (2006) en: desmenuzadores o colectores-fragmentadores (C.Fr) que se alimentan de materia orgánica particulada gruesa (MOPG), detritívoros (Dt) que se alimentan de MOPG y microflora que se encuentra en el sustrato (y ocasionalmente de macrófitas), raspadores (Rs) que son herbívoros y se alimentan de perifiton, recolectores-detritívoros (Re.Dt) que consumen materia orgánica particulada fina o (MOPF), filtradores o colectores-filtradores (C.F) que es un grupo especial de recolectores que se alimentan a través del filtrado de la columna de agua, y los depredadores (Dep) los cuales se alimentan de otros organismos vivos. Estas clasificaciones se han estudiado poco en los

ríos tropicales y menos aun en los sistemas lénticos. Las categorías de grupos funcionales están basadas en la asociación que existe entre una serie de adaptaciones alimentarias y la categoría de los recursos nutricionales utilizados por los organismos.

En una red trófica no es habitual referirse a las dimensiones de cada nivel de la pirámide indicando el número de individuos, ya que dicho número es poco significativo para conocer las posibilidades alimentarias del nivel inmediatamente superior si no se tienen en cuenta las dimensiones de tales organismos. Por eso, se ha utilizado el concepto de biomasa: el cual se definió como el peso de un individuo o conjunto de individuos (Benke, 1984). Conocer esta biomasa de los insectos acuáticos (entendida como producción secundaria), es de gran importancia ecológica, tanto desde la perspectiva de poblaciones como la de comunidades. En términos de dinámica poblacional la biomasa combina dos medidas (crecimiento individual y sobrevivencia de la población), y en términos de comunidades, la producción secundaria tiene un gran valor, para cuantificar el flujo energético y la dirección en las cadenas alimenticias. También, la producción secundaria puede ser una variable más adecuada para conocer los mecanismos de regulación de las poblaciones y comunidades (Hall *et al.*, 1970).

Los insectos acuáticos ejercen numerosos papeles relacionados con la actividad biológica de los ecosistemas, entre los que se destacan la estimulación del crecimiento de la micro-flora, la descomposición de la MO y la transformación del sustrato en heces; Estas actividades modifican las propiedades físicas y químicas del agua que influyen en el ecosistema. Además, los hábitos de alimentación de los insectos acuáticos favorecen la interacción entre la micro-flora y los demás componentes de la fauna como los protozoos, incrementándose así el flujo de carbono y el reciclaje de nutrientes (Velásquez y Miserendino, 2003).

1.2 Salud ecológica de los ecosistemas acuáticos

Para los ambientes hídricos la salud ecológica se ha definido como su estado ecológico, y es una expresión de la calidad de la estructura y del funcionamiento de los ecosistemas de las aguas continentales superficiales: dicha salud se centra especialmente en la condición de los elementos biológicos del sistema (Prat, 2007). La degradación de los

ecosistemas acuáticos en algunos países desarrollados ha llevado al establecimiento de normas de calidad del agua, éstas incluyen componentes biológicos dentro de los cuales están macroinvertebrados acuáticos, algas, peces y microorganismos. Dichos grupos de organismos se consideran herramientas muy útiles para monitorear, caracterizar y definir la calidad ambiental del agua en los ecosistemas lóticos y lénticos (Aguilar, 2005). Aun hoy en día es escaso el conocimiento sobre los macroinvertebrados que viven en los humedales, a pesar del importante papel ecológico que juegan en estos ecosistemas (redes tróficas, contribución de biomasa, producción secundaria, etc.) (Millán, 1991).

El detrimento de la calidad ambiental en países industrializados ha generado conciencia pública sobre la importancia de restaurar los ecosistemas acuáticos que ha crecido sobretudo en los últimos años (Bohn y Kershner, 2002). Los ecosistemas acuáticos también son perturbados por la sobre-explotación pesquera, tanto comercial como deportiva (Arlinghaus *et al.*, 2002) y por la introducción de especies exóticas (Ross, 1991), no solo animales sino también vegetales que han alterado totalmente el paisaje, los procesos ecológicos y la biodiversidad. De esta manera, se considera que cada vez es más evidente que la prosperidad de una sociedad está ligada directamente a su capacidad de utilizar, proteger e incluso restaurar sus recursos hídricos y acuáticos. Esto conduce a la posibilidad de alcanzar un desarrollo sustentable del uso de los ecosistemas acuáticos. El concepto de desarrollo sustentable puede definirse bajo dos modalidades: la “sustentabilidad fuerte” y la “débil” (Navrud, 2001). La primera se refiere al punto de vista más ecológico, por el cual los recursos naturales, como los ecosistemas y la biodiversidad, representan un capital natural que debe preservarse para las generaciones futuras. Esto se puede medir con base en indicadores físicos como la biodiversidad, la salud ecológica o la integridad biótica (Smith, 1996; Rapport *et al.*, 1999). En contraste, la definición de sustentabilidad débil concibe que el desarrollo tecnológico pueda eventualmente prescindir de la mayoría de los recursos naturales en el futuro.

1.3 Características generales de los humedales

La Convención de Ramsar define a los humedales como extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de agua, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas frecuentemente inundadas o saturadas de aguas superficiales o subterráneas (Ramsar, 2010). Los humedales son sumamente importantes por cumplir tres funciones básicas, las cuales según Madrid (2007) son: las físicas, como regulación del ciclo hídrico superficial y de los acuíferos, la retención de sedimentos, el control de erosión, y la estabilización microclimática. Las químicas son: La regulación de los ciclos de nutrientes (retención, filtración y liberación), y la descomposición de biomasa terrestre como base de la productividad de los sistemas acuáticos; y las funciones bio-ecológicas: como la productividad biológica, la estabilidad e integridad de los ecosistemas asociados, y la retención de dióxido de carbono. Los humedales disminuyen o mitigan los efectos producidos por el calentamiento global, ya que estos ambientes acuáticos sirven de sumidero al 40% del carbono que se genera en el planeta (Ariza *et al.*, 2006), es decir, eliminan importantes cantidades de gases de efecto invernadero.

Estos ecosistemas, han venido sufriendo una alta presión antrópica y por ende una gran alteración en su composición y diversidad de especies. En Colombia los humedales más afectados son los de la región Andina, los cuales son de vital importancia debido a que son zonas de amortiguamiento, donde el agua es el principal factor que controla la vida de los bosques y de quienes los habitan. Esto les otorga a los humedales características únicas y convierte en uno de los sistemas más frágiles del planeta (CIC, 2010) debido a la gran presión ejercida por el hombre. En los Andes Colombianos, este tipo de ecosistemas presentan la mayor presión antrópica debido a que esta región es la de mayor densidad poblacional y en la que el desarrollo urbano ejerce una gran influencia, razón por la cual, la mayoría de humedales se encuentran fuertemente amenazados. Además de la gran importancia que estos ecosistemas revisten para la conservación de la biodiversidad y para la prestación de bienes y servicios ambientales, también, son espacios de recreación y educación al aire libre (Cortés y Rangel, 1999).

1.4 Historia geológica del humedal Jaboque

La historia comienza con la desecación de la gran laguna que ocupaba la sabana de Bogotá hace aproximadamente 20000 años antes del presente (AP) de cuando se generó un periodo de erosión de casi 10000 años. Hace 10425 años AP se formó un lago, (el cual se ha denominado lago Van Der Hammen), que duró aproximadamente 6000 años, después de lo cual se entró en un nuevo periodo de erosión, representado por el contacto discordante entre los miembros Jaboque y Bacatá. Este segundo periodo de erosión terminó cuando empezó la sedimentación dejada por el río Bogotá hace 2365 años AP. Por esta época se inició la intervención prehispánica dentro de la sabana de Bogotá, mediante la construcción de diferentes patrones de camellones. Hace 917 años AP se originó el humedal Jaboque, por el taponamiento de la desembocadura de la quebrada Rudas, al parecer por la sedimentación natural del río Bogotá, formando un drenaje impedido. Este nuevo espejo de agua fue aprovechado por los muisca para lo que parece ser un distrito de riego, que fue abandonado hace 450 años BP debido a la intervención española, convirtiéndose en lo que hoy se conoce como humedal Jaboque (Meyer, 2005).

2. Estado del arte

2.1 Bionindicación y sistemas lóticos

Los métodos biológicos para determinar la calidad del agua se remonta a principios del siglo pasado, cuando Kolkwitz y Marsson (1908), desarrollaron el sistema saprobio, el cual sentó las bases para la utilización de organismos en la bioindicación. Thienemann (1925), clasificó los lagos de acuerdo a su contenido de oxígeno y a los componentes biológicos, especialmente los macroinvertebrados bentónicos que indican condiciones de oligotrofia a eutrofia.

Los macroinvertebrados acuáticos de zonas templadas son ampliamente conocidos desde hace varias décadas. Usinger (1956), Edmonson (1959), Hynes (1972), Ross (1967), Merritt y Cummins (1978), Pennak (1978) y MacCafferty (1981) son solo algunos de los numerosos investigadores que han trabajado el tema. Los estudios sobre los macroinvertebrados asociados a macrófitas acuáticas incluyen las siguientes referencias: Romo *et al.* (2006) estudiaron la comunidad de macroinvertebrados bentónicos del sedimento así como la de los asociados a las macrófitas en una serie de mesocosmos concebidos para un experimento múltiple simultáneo llevado a cabo en cinco localidades europeas: Finlandia, Suecia, Reino Unido, Noroeste de España y Levante Español. Masifwa, *et al.* (2001) evaluaron el impacto de *Eichornia crassipes* sobre la abundancia y diversidad de macroinvertebrados acuáticos en el lago victoria en Uganda. En estos trabajos se ha encontrado que la diversidad de macroinvertebrados en las macrófitas es más alta que en otros hábitats debido a que dicho sustrato les provee mejores condiciones para su desarrollo.

Para el Neotrópico el conocimiento del deterioro del ambiente acuático y de los macroinvertebrados es aún limitado. Entre los trabajos que se han realizado figuran los de: Dacosta (1956) quien realizó la recopilación de los invertebrados limneticos de Suramérica, Flint (1971), Niesser (1970) y Edmunds *et al.* (1976), que llevaron a cabo

trabajos que brindan aportes valiosos al conocimiento de los insectos acuáticos. Hulbert *et al.* (1981) recopilaron la literatura existente hasta la época, convirtiéndole en el punto de partida para los trabajos posteriores. Fisher y Gray (1983) estudiaron la producción secundaria de macroinvertebrados en el río Sycamore y el procesamiento de MO, relacionando la biomasa o peso seco de las macrófitas con los macroinvertebrados. Brinkhurst y Marchese (1991) desarrollaron una guía de oligoquetos acuáticos de Suramérica y Centroamérica; y, Taylor (1993) publicó una lista preliminar de moluscos dulceacuícolas de Costa Rica. En Brasil, Allan *et al.*, (2006) publicaron la relación entre la diversidad y abundancia de larvas de chironomidae asociadas a macrófitas. Fernández y Domínguez (2001) recopilaron claves para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Porto *et al.* (2002) y Moretto *et al.* (2002) hicieron aportes sobre la fauna bentónica en lagos y en ríos, Keiper *et al.*, (2002) estudiaron la biología y ecología del grupo díptera en humedales asociados a macrófitas en humedales, Meerhoff y Mazzeo (2004) valoraron la importancia de las plantas flotantes libres para la conservación y rehabilitación de lagos someros de Sudamérica. También en Brasil, Takeda *et al.* (2003) estudiaron los invertebrados asociados a macrófitas acuáticas de la planicie de inundación en el río Paraná. Poi de Neiff *et al.* (1994) estudiaron en este río la retención de partículas y MO en raíces de *Eichhornia crassipes*, Paporello (1987a) posteriormente evaluó la fauna asociada a las raíces de dicha planta en cauces secundarios y tributarios del río Paraná y también en una laguna del valle aluvial del Paraná (Paporello, 1987b) evaluó la fauna de macroinvertebrados asociada a las raíces de dicha planta una laguna del valle aluvial del Río Paraná Argentina. De Marco *et al.*, (2001) estudiaron las asociaciones de invertebrados acuáticos a macrófitas (*Eichhornia crassipes*) en un reservorio acuático eutrófico de Brasil. En términos generales, todos estos trabajos en Suramérica muestran que los macroinvertebrados se han usado ampliamente en estudios de bioindicación ya que reflejan el estado ecológico de los sistemas acuáticos. Además, los estudios plantean que a pesar del esfuerzo investigativo, la información en el trópico es aún escasa, pobre e incipiente debido al poco conocimiento de la taxonomía de los organismos y de sus niveles de tolerancia a las condiciones ambientales. Por esta razón, se han seguido los sistemas de medición de la calidad de agua desarrollados en la zona templada, lo que posiblemente no es lo más adecuado para las condiciones tropicales. Por último, cabe destacar que algunos autores afirman

que la presencia de las plantas flotantes puede afectar fuertemente la trama trófica del sistema a través de efectos directos e indirectos sobre distintas comunidades acuáticas; a la vez estas plantas son un sustrato importante para el desarrollo de las comunidades de invertebrados acuáticos, aspecto que merece mayor estudio.

2.2 Biomasa de macroinvertebrados y grupos funcionales

Wallace y Merritt (1980) estudiaron la ecología de la alimentación de los filtradores en insectos acuáticos determinaron que son un grupo abundante en los sistemas loticos debido a que esta mejor adaptado a estas condiciones que otros invertebrados. Gaines *et al.* (1989) valoraron las relaciones tróficas, la composición de grupos funcionales de insectos acuáticos y su biomasa de insectos acuáticos en tres ríos en Washington reportando gran cantidad y biomasa de detritívoros. Monzón *et al.* (1991) investigaron la organización funcional de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos de un sistema fluvial de montaña (en España), enmarcaron todos los taxones dentro de grupos funcionales en relación a su especialización y analizaron la biomasa aportada; Quintana (1995) estudió las relaciones entre el peso seco y la longitud en *Aedes*, *Culex* y *Gammarus* concluyendo que se deben tener en cuenta las posibles diferencias intraespecíficas que puedan darse en las relaciones entre la longitud y el peso seco, las mediciones se realizaron con todos los organismos recogidos sin considerar las edades. Poepperl (1999) profundizó en los grupos funcionales y su biomasa de MIA en las afueras (efluentes) del lago Belau al norte de Alemania, donde registró un 65% de colectores y concluyó que a medida que la distancia es mayor al lago disminuye la biomasa de MIA. Burgherr y Meyer (1997) realizaron análisis de regresión entre la dimensión del cuerpo y el peso seco de macroinvertebrados acuáticos en ríos pre-alpinos de Suiza donde encontraron una alta relación entre estas variables que les permite reportar ecuaciones respectivas para hallar la biomasa. Benke *et al.* (1999) midieron la biomasa de macroinvertebrados acuáticos empleando modelos de regresión lineal entre la longitud total cuerpo vs el peso seco; los autores obtuvieron ecuaciones para 64 familias de insectos acuáticos y 12 de otras familias de invertebrados, en sistemas lóticos y lénticos del sureste de Estados Unidos. Tessier *et al.* (2004) estudiaron durante el verano en el lago Di Candia de Italia la biomasa y composición de

invertebrados asociados a macrófitas acuáticas encontrando una amplia diversidad. Alcorlo (2004) realizó un estudio en dos lagunas de España y ponderó las redes tróficas, y las diferencias funcionales entre las dos, el trabajo evidenció que una de las lagunas es un sistema manejado por los consumidores (*control top-down*), en el que los detritívoros, anostráceos y ostrácodos representan la mayor parte de la biomasa. López y Tierno (2005) estudiaron las pautas de alimentación del plecóptero *Nemoura lacustris* en un arroyo temporal del sur de la Península Ibérica, planteando que las ninfas se alimentan principalmente de detritos y en menor medida, de diatomeas, lo que permitió catalogar a la especie como detritívora-fitófaga. Huryn y Wallace (2000) revisaron 57 estudios que estiman la biomasa de comunidades de macroinvertebrados acuáticos incluida la meiofauna, plantean que en el 68% de los casos, la biomasa es menor de 5 g de peso seco (PS)/m² y que en el 81% es menor de 10 g PS/m². Miserendino (2001) estableció las relaciones longitud vs peso para macroinvertebrados de ambientes dulceacuícolas de la Patagonia (Argentina) estimó la biomasa y obtuvo ecuaciones para estimar el peso seco a partir de medidas del largo del cuerpo, para 36 taxa estos cálculos le permitieron hallar la biomasa y la producción secundaria de estos organismos. Motta y Uieda (2004) estudiaron la dieta y los grupos dietarios de la comunidad de insectos acuáticos en un río de Sao Pablo (Brasil) en diferentes temporadas climáticas y no hallaron diferencia significativa. Palma y Figueroa (2005) comprobaron (en el Mediterráneo) la integridad de un ecosistema fluvial por medio de la producción secundaria, observando un buen estado ecológico que se reflejó en la salud de los organismos que representaron de manera comprensiva el éxito funcional a nivel poblacional, comunitario y ecosistémico. Además, aplicaron el índice de clasificación general de los sistemas acuáticos basado en los grupos tróficos funcionales y la relación de materia orgánica particulada fina y gruesa en el sistema (MOPF y MOPG).

El trabajo de Martínez *et al.* (2006) señala que las metodologías para la estimación de biomasa son variadas, pero confirma, que el método más difundido para el cálculo de la biomasa de los microcrustáceos zooplanctónicos se basa en la obtención de ecuaciones de regresión lineal. Estas ecuaciones consideran la relación peso seco-longitud de los individuos, y constituyen una metodología de uso generalizado, utilizada en casi el 75% de las publicaciones revisadas en este estudio. En relación a los diferentes ambientes,

que han sido evaluados, el 52% corresponde a regiones templadas, lugares donde también realizó la mayoría de las regresiones disponibles para diferentes especies. Lemke y Benke (2009), por citar solo un ejemplo, hicieron un trabajo sobre los patrones espaciales y temporales de microcrustáceos evaluando la producción secundaria en lagos de Estados Unidos.

En regiones neotropicales y suramericanas hay pocos trabajos. En Costa Rica por ejemplo Rojas y Vargas (2008) hallaron la biomasa de *Americanuphis reesei* (Polychaeta) y como hipótesis para explicar su alta biomasa propusieron que este organismo tiene una especificidad hacia un sustrato generalmente inadecuado por otros animales. Su hábito tubícola lo protege contra la depredación e inhibe la competencia por otros megainvertebrados bénticos. Además la alta producción primaria del ecosistema sostiene las redes tróficas, de la que forma parte esta especie. Barinas (2008) caracterizó las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en el Parque Nacional La Tigra (Honduras), los clasificó en grupos tróficos y reportó un alto porcentaje de depredadores. Mediante análisis de contenidos estomacales Reynaga (2009) realizó los perfiles dietarios de los géneros del orden trichóptera en una cuenca subtropical (Argentina).

2.3 Gremios dietarios y biomasa de macroinvertebrados en Colombia

Gutiérrez et al. (2004) valoraron la biomasa de los macroinvertebrados derivantes en una quebrada tropical de montaña y encontraron una mayor biomasa en el periodo de bajas precipitaciones. En el humedal Jaboque Sánchez y Amat (2005) analizaron la biomasa de la artropofauna terrestre por grupos tróficos para el humedal Jaboque los autores concluyen que hay una gran abundancia y biomasa de insectos, especialmente de dípteros promovida por la humedad y abundancia de materia orgánica. La Alcaldía mayor de Bogotá, realizó el “Plan de Manejo Ambiental para el Humedal de Techo” (PUJ y EAAB, 2009), en el que se estudió la composición de macroinvertebrados acuáticos por grupos tróficos, reportando el 35% como depredadores. Lievano y Ospina (2007) elaboran una guía ilustrada de los macroinvertebrados acuáticos en el río Bahamon (Bogotá) en ella plantean sus hábitos alimenticios y sus mecanismos de alimentación. En sistemas lénticos del Caribe, Martínez (2009) estudió los macroinvertebrados asociados

a macrófitas acuáticas y los agrupo en grupos tróficos en su estudio, se presentó un mayor porcentaje de depredadores. En la región cafetera, Chará *et al.* (2010) determinaron la estructura trófica del ensamblaje de insectos acuáticos en ocho quebradas, concluyendo que la dominancia de colectores y fragmentadores refleja la importancia de la MOPG (hojarasca) como recurso alimentario para la entomofauna. Además, estos autores evidenciaron la falta de información sobre la ecología trófica de los insectos acuáticos tropicales; el 50% de los taxa colectados no se habían reportado en el trópico y el 20% no dispone de información, ni en el trópico ni en la zona templada.

2.4 Estudios limnológicos en sistemas lénticos colombianos

Comparativamente con los estudios en ríos y quebradas, los trabajos limnológicos en ambientes lénticos han tenido un mayor desarrollo. En Quibdó (Choco), Álvarez *et al.* (2003) realizaron un estudio comparativo de organismos bentónicos y invertebrados asociados a macrófitas en un ambiente acuático temporal; encontraron diferencias entre las dos comunidades, lo que señala condiciones muy diferentes en los dos tipos de hábitat. En otros sistemas lénticos existen trabajos como los de: Nazarova *et al.* (2004) que estudiaron algunos aspectos sobre las deformidades bucales en larvas de quironomidos de la Ciénaga Grande de Santa Marta, así como otros estudios sobre la valoración de la calidad del agua en sistemas cenagosos (Jaramillo, 2003 a; b y 2004 a, b). Vásquez *et al.*, (2004) describen el estado trófico de diez humedales del altiplano cundiboyacense, planteando que estos humedales presentan valores bajos de oxígeno y concentraciones altas de nutrientes, con clara tendencia a la eutrofia y a la saprobiedad (abundante MO).

Quitiaquez y Cárdenas (1997), señalan que el humedal Juan Amarillo, contiguo al humedal Jaboque ha visto alteradas sus propiedades físicas, químicas y biológicas por los diferentes usos de su cuenca. En consecuencia, presenta un problema serio de colmatación generalizada, principalmente en la parte media y baja, como respuesta del aporte permanente de sedimentos y a la carga de contaminante por los afluentes urbanos.

Para el humedal Jaboque se han realizado algunos trabajos: el primero de los cuales fue el “Plan de manejo y control de la contaminación para el Restablecimiento del Humedal de Jaboque” que elaboró: En 1995 la firma Gómez, Cajiao y Asociados CIA. Ltda. para el DAMA Plan que contempló tres programas: educativo y de divulgación, de saneamiento ambiental y de reforestación y paisajismo, y consignó en un informe los hallazgos de la calidad del agua en ese año. En 1999 la empresa IEH-GRUCON LTDA y la EAAB realizaron un informe sobre la calidad del agua del humedal Jaboque como parte de la actualización y complementación de los diseños del sistema de drenaje pluvial y sanitario; en este trabajo reportaron niveles muy altos de carga orgánica y contaminación La Secretaria Distrital de Ambiente (Decreto 190 del 2004), declara al humedal Jaboque como ecosistema para proteger y mantener.

Sobre los aspectos ecológicos de Jaboque hay varias investigaciones: Álvarez (2003) caracterizó el fitoplancton y el zooplancton del humedal, concluyendo que: los grupos encontrados son característicos de ambientes con altos contenidos de carga orgánica, con base en las características físicas y químicas, afirma, que Jaboque es un cuerpo de agua con altos niveles de MO y eutrófico. Álvarez (2005) evaluó nuevamente el estado trófico del humedal por medio de características físicas y químicas y la comunidad planctónica, y confirmó que la cantidad de nutrientes (nitrógeno, fósforo) y la concentración de clorofila señalan que Jaboque se encuentra en condiciones hipereutróficas. Ovalle (2006) estudio la distribución espacial y temporal de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, y estableció que la conjugación de los aspectos temporales, espaciales y las variables físicas y químicas estructuran las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en este humedal. González (2005) estudió el efecto de la remoción de MO y macrófitas asociadas sobre la sucesión del plánton en limnocorales, reportando altas concentraciones de nutrientes, Ávila *et al.* (2005) evaluaron la calidad microbiológica del agua y hallaron que el humedal contiene un alto número de coliformes y condiciones de anoxia, razón por la cual, sus aguas no deben ser usadas para uso domestico, agrícola ni para actividades recreativas. Rodríguez y Valencia (2006) estimaron las poblaciones de microorganismos del ciclo del nitrógeno y su relación con el grado de eutrofización del humedal Jaboque, estableciendo que la nitrificación y desnitrificación son los procesos limitantes que favorecen el desarrollo de las condiciones de eutrofización del humedal Jaboque.

Otros trabajos incluyen a Jaboque dentro de los sistemas por ellos considerados Venegas (2005) estudió el estado limnológico de cuatro humedales de la sabana de Bogotá utilizando macroinvertebrados como bioindicadores; para Jaboque encontró que el agua está ligeramente contaminada, pero presentan altos valores de nutrientes. Pinilla (2010) desarrolló un índice de condiciones limnológicas ICOL para los humedales de la ciudad de Bogotá el cual incluye a los macroinvertebrados, entre otras comunidades; en dicho estudio Jaboque se encuentra en una condición intermedia de aceptable estado limnológico. Castro (2009) estudió la calidad del agua de varios humedales de Bogotá por medio de variables físicas y químicas y de la comunidad de diatomeas y evidenció que el humedal de Jaboque presenta un detrimento en su calidad ambiental. Ávila y Estupiñán (2010) afirman que las aguas del humedal de Jaboque contienen un alto número de coliformes y *Enterococcus*, lo cual confirma la contaminación de origen fecal en todo el ecosistema, esta contaminación se asocia al vertimiento de aguas residuales al humedal, por lo que no deben usarse para fines de consumo humano y doméstico, agrícola o recreativo. Beltrán (2011) realizó la tesis doctoral “Modelación dinámica del humedal Jaboque con fines de restauración y conservación” reportando altos valores de nutrientes y sólidos suspendidos los cuales provienen de la descomposición de la MO (macrófitas, fito y zooplancton).

En resumen, los estudios muestran que los macroinvertebrados han sido ampliamente estudiados en cuanto a su composición y estructura pero aun son escasos o poco publicados los estudios sobre la biomasa aportada. Además, los trabajos sobre grupos funcionales en sistemas lénticos como lo son los humedales de la zona andina colombiana son aun más escasos.

3. Objetivos

3.1 Objetivo General

- Evaluar la relación entre la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos (composición y biomasa) y las fluctuaciones de las variables físicas y químicas en el humedal Jaboque Bogotá-Colombia, en épocas climáticas contrastantes.

3.2 Objetivos Específicos

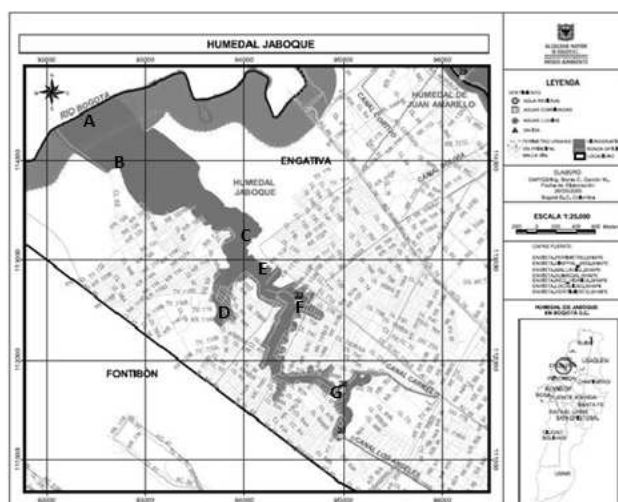
- Evaluar la composición y biomasa de los macroinvertebrados acuáticos en los periodos hidroclimáticos.
- Establecer la composición de los gremios dietarios de macroinvertebrados y conocer sus variaciones espaciales y temporales.
- Relacionar la comunidad de macroinvertebrados acuáticos con las variables físicas y químicas del agua.

4. Materiales y métodos

4.1 Descripción del área de estudio

El humedal Jaboque se ubica en la localidad de Engativá cerca a la cuenca del río Juan Amarillo y posee una extensión de 151.9 Ha (Figura 1). Es un área inundable de la cuenca del río Bogotá, conformada por zonas permanentemente anegadas con espejos de agua y con vegetación flotante o enraizada y por zonas de pastizales emergentes que se inundan en épocas lluviosas. Tiene una elevación promedio de 2546 msnm el régimen de distribución de lluvias es de tipo bimodal tetra estacional comprendiendo dos periodos, de menores lluvias (diciembre-febrero y junio-agosto) y dos de altas lluvias precipitaciones (septiembre-noviembre y marzo-mayo) la precipitación media anual es de 792.8 mm y la humedad relativa es del 80%, con una temperatura media anual de 13.4°C (Rangel y Orjuela, 2003).

Figura 4-1: Ubicación geográfica del humedal Jaboque (localidad de Engativá) Bogotá- Colombia. Se indican las estaciones de muestreo (letras de la A a la G).



Fuente: Alcaldía Mayor de Bogotá D.C.

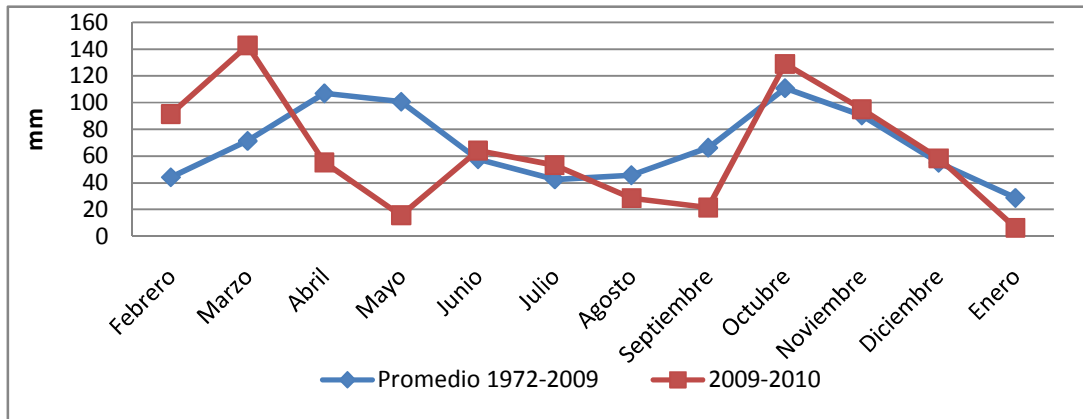
4.1.1 Vegetación Acuática

Los principales tipos de plantas vasculares en el humedal son las: macrófitas flotantes (acroleustófitas), las cuales se caracterizan por poseer tallos y hojas flotantes y raíces libres en la columna de agua como: *Eichornia crassipes*, *Lemna gibba*, *Spirodela intermedia* y *Limnobium laevigatum*. También se encuentran macrófitas emergentes (heliofitas) que se caracterizan por poseer raíces en el suelo, gran porción de hojas y tallos aéreos y estructuras reproductivas sexuales aéreas; tal es el caso de: *Juncus effusus*, *Typha latifolia* y *polygonum punctatum*. Por último, se hallan macrófitas acuáticas enraizadas (hydrophyta), las cuales adquieren los nutrientes en su mayor parte del suelo y algunos micronutrientes de la columna del agua como *Myriophyllum aquaticum* (Rangel, 2005).

4.1.2 Análisis Climático

Los datos climáticos fueron suministrados por el IDEAM (2010) Aeropuerto El Dorado ubicada a 2547 msnm. A continuación, se presentan las gráficas de precipitación mensual para el año 2009-2010 y los promedios mensuales durante los años 1972-2009, indicando algunas características que fueron relevantes. Las curvas reflejan algunos rasgos interesantes como incrementos y descensos bruscos de un mes a otro (Figura 2). Esta situación es evidente en los meses en que se presentan los periodos de bajas y altas lluvias (bimodal tetraestacional) cuyos registros más altos se dan en general durante los meses de marzo-abril, octubre y noviembre y los más bajos en enero y, julio-agosto. Agosto resultó ser el mes más seco de los últimos 31 años con valores por debajo del 50% de lo normal, y con precipitaciones para muchos sitios de la región Andina por debajo de los presentados durante el intenso fenómeno de “El Niño” de agosto de 1997 (OCHA, 2009).

Figura 4-2: Precipitación para el año 2009-2010 y promedio anual desde el año 1972-2009 estación meteorológica aeropuerto El Dorado, Bogotá D.C.

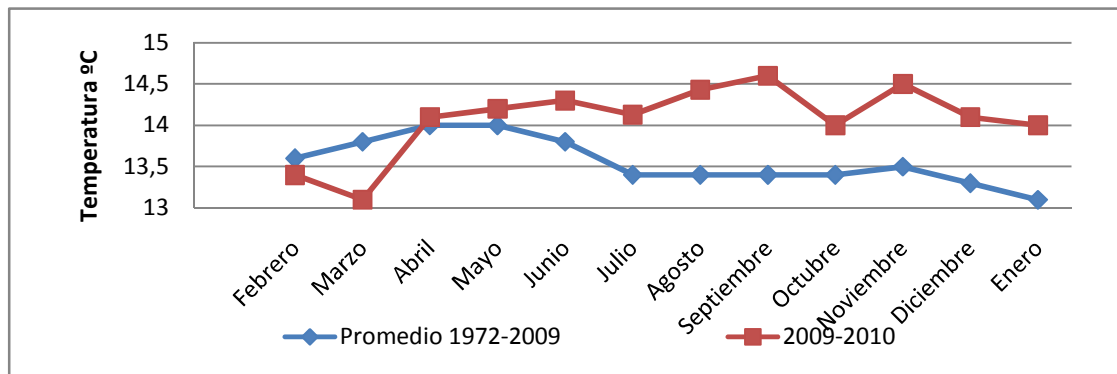


Fuente: IDEAM, 2010.

4.2 Temperatura Ambiente

Al comparar las dos curvas en la Figura 3 se observa que el año 2009 se registraron valores superiores mayores al promedio de temperatura a partir del mes de abril. Estos valores altos de temperatura tienen su origen por efecto “El Niño” hasta el primer trimestre de 2010 (OCHA, 2009). Para mediados de junio se manifestó el inicio de la etapa temprana de formación del fenómeno, impactando fuertemente en el clima del verano, lo que provocó un notorio calentamiento del aire. Ese incremento está entre 0.5 y 1.5 °C por encima de los promedios para esta época (OCHA, 2009) (Figura 3). Tan solo los promedios de febrero y marzo fueron superiores a las mediciones de 2009.

Figura 4-3: Temperatura Ambiente para el año 2009-2010 y promedio anual desde el año 1972-2009 estación meteorológica aeropuerto El Dorado, Bogotá D.C.

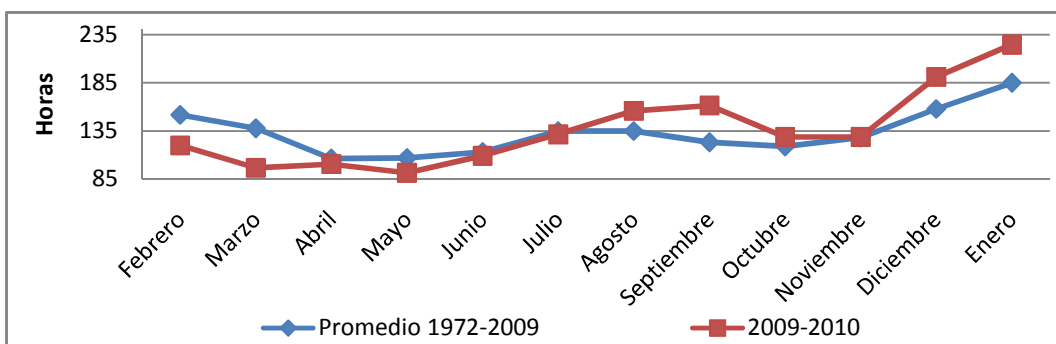


Fuente: IDEAM, 2010.

4.2.1 Brillo Solar

Durante el año 2009 el brillo solar registró un comportamiento similar al de la temperatura debido al efecto “El Niño” un aumento ligeramente superior al promedio en los últimos años, en especial a partir de agosto (Figura 3 y 4). Los máximos valores se registraron entre julio y septiembre así como en diciembre- enero. La mínima insolación se presentó entre mayo (primer periodo lluvioso de 2009).

Figura 4-4: Brillo solar para el año 2009-2010 y promedio anual desde el año 1972-2009 estación meteorológica Aeropuerto El Dorado, Bogotá D.C.

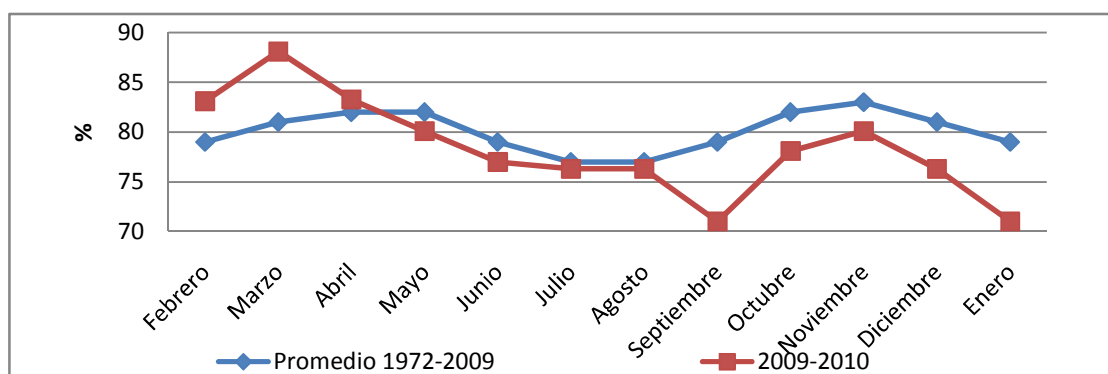


Fuente: IDEAM, 2010.

4.2.2 Humedad Relativa

La humedad registrada durante el 2009-2010 presentó valores inferiores a partir del mes de abril (Figura 5), contrario a lo registrado para el brillo solar y la temperatura ambiente (Figura 3 y 4), De abril en adelante se observaron humedades inferiores al promedio en los últimos años, nuevamente a consecuencia de “El Niño” no obstante, se mantiene el comportamiento bimodal, con dos picos en marzo y octubre. En agosto del 2009 se registró la menor humedad, ya que fue el mes más seco de los últimos 31 años con valores por debajo del 50% de lo normal y con la mayor temperatura (OCHA, 2009).

Figura 4-5: Humedad relativa para el año 2009-2010 y promedio anual desde el año 1972-2009 estación meteorológica aeropuerto El Dorado, Bogotá D.C.



Fuente: IDEAM 2010

4.3 Muestreo de las variables físicas y químicas

Los muestreos se realizaron en abril y octubre del 2009 (épocas altas lluvias) y en agosto de 2009 y enero del 2010 (épocas de bajas lluvias). Se seleccionaron siete estaciones del humedal Jaboque con base en los trabajos de Álvarez (2003) y Rangel (2005), tres estaciones pertenecen a la zona menos perturbada (A, B y C), las cuatro restantes corresponden al área más afectada del humedal por la urbanización y adecuación en su perímetro de canales de recolección de aguas (D, E, F y G) (Rangel, 2005). Esta ubicación de las estaciones tuvo la finalidad de comparar y reconocer patrones de variación de las diferentes variables físicas y químicas (ver ubicación en la Figura 1 y coordenadas en el Anexo A). En cada estación se tomaron muestras de agua, que se

preservaron, se refrigeraron y se trasladaron al laboratorio de Ecología Acuática de la Universidad Nacional, donde por medio de un espectrofotómetro marca HACH dr/2000 se tomaron los siguientes parámetros: nitratos (NO_3), nitritos (NO_2) y ortofosfatos (PO_4). También se determinaron sólidos suspendidos totales mg/L por gravimetría. Los análisis de nitrógeno amoniacal (mg/LN-NH_4) y demanda biológica de oxígeno (DBO_5), se desarrollaron en el laboratorio Analquim Ltda., en todos los casos se siguieron las metodologías propuestas por APHA-AWWA-WPCF (1992). En cada estación se evaluaron las siguientes variables *In situ*: El oxígeno disuelto mg/L O_2 , temperatura del agua y aire ($^{\circ}\text{C}$), pH (unidades de pH) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$), para lo cual se empleó una sonda multiparamétrica (HANDYLAB MULTI 12/PH02 SCHOTT).

4.4 Caracterización de los macroinvertebrados acuáticos

La recolección de los macroinvertebrados en macrófitas se realizó mediante transectos perpendiculares a la línea de borde, en los cinturones de macrófitas. Se tomaron dos muestras por sitio, con una red de mano con un área total muestreada de 1256 cm^2 y 0.5 mm de ojo de malla, esta red se ubicó bajo la superficie a recolectar, se extrajeron las plantas acuáticas y colocaron en bolsas plásticas; luego se lavaron cuidadosamente, para remover los organismos allí contenidos, se utilizaron pinzas entomológicas y bandejas plásticas blancas, las plantas se secaron a 60°C durante 48 horas para la obtención del peso seco. Después del secado se molieron e incineraron en una mufla a 500°C durante una hora (Lind 1974, Cummins y Klug 1979, Monzón *et al.*, 1991). Posteriormente las plantas se pesaron en el laboratorio de palinología (ICN-UNAL) en una balanza con una precisión de 0.01 g con el fin de obtener el porcentaje de carbono.

Para los macroinvertebrados del bentos se empleó una draga tipo ECKMAN con un área de recolección de 25 x 30 cm. Se realizaron tres lances (réplicas) en cada punto. El lodo fue fijado con formol (al 10%) para su posterior tamizado, lavado y extracción de macroinvertebrados con la ayuda de un estereoscopio. Los organismos extraídos se conservaron en etanol, al 70%, en frascos previamente rotulados con fecha y sitio de recolección. Para su determinación taxonómica se trasladaron al Laboratorio de

Palinología, donde se utilizaron las claves especializadas de Pennak (1978), Roldán (1988), Merritt y Cummins (1996), Fernández y Domínguez (2001), Hansen (1991) y, Epler (1996), entre otras. Todos los taxones se enmarcaron dentro de un grupo funcional de acuerdo a su especialización trófica, teniendo en cuenta las categorías establecidas por Cummins (1973), Cummins y Klug (1979), Merritt y Cummins (1996), Lievano y Ospina, (2007); Stribling *et al.* (1996), Cummins *et al.* (2005), y Tomanova *et al.* (2006). Para algunos grupos abundantes se realizó el análisis de alimentación (ítem alimenticio) a través de la disección ventral del tórax para aislar el estomodeo y mesodeo (Peckarsky, 1996); la técnica se realizó teniendo en cuenta la metodología de Elozegi y Sabater (2009), quienes sugieren tomar el contenido próximo a la boca, ya que este material está menos digerido. El contenido de cada espécimen se montó con 200 microlitros de glicerina y se empleó el método squash (presionar y rotar) entre portaobjetos y cubre objetos para garantizar la dispersión del contenido estomacal. Las láminas se observaron bajo aumento de 40X, y se tomaron fotografías. Se tomaron campos de manera aleatoria, y en ellos se registró cada ítem alimenticio, representativo e identificable. Los ítems se catalogaron en: detritos (material no identificable), material vegetal (porciones pequeñas de hojas), algas filamentosas, diatomeas, hongos (conidios, hifas) y material mineral. En el caso de las especies carnívoras se procuró llegar a la máxima resolución taxonómica de las presas consumidas. Para estimar la proporción de cada ítem alimenticio, se empleó el programa CPCE 3.4 (Kohler, 2006), con el cual se midieron las áreas de cobertura.

Para hallar la biomasa en “peso seco” (PS) los organismos se secaron en una estufa (24h a 60°C) (Monzón *et al.*, 1991) y luego se pesaron en una balanza de precisión de 0.0001 g, en el Instituto de Genética Universidad Nacional (IG-UNAL). Las medidas de la longitud corporal de los individuos de las familias Glossiphoniidae y Asellidae se realizaron bajo estereoscopio con reglilla en el laboratorio de Ecología Acuática del Departamento de Biología (DB-UNAL) con el fin de obtener ecuaciones para estimar el peso seco a partir de medidas de la longitud total del cuerpo. Para esto se utilizaron modelos de regresión teniendo en cuenta las consideraciones de Miserendino (2001) y Burgerr y Meyer (1997).

4.5 Análisis numéricos y estadísticos

Para conocer la diversidad de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en cada una de las estaciones se utilizaron los índices de Shannon-Weiner, dominancia de Simpson y equidad de Pielou (Peet 1974). Los cálculos se hicieron con el programa Past (versión 1.57). La similitud entre las estaciones se midió con el método de clasificación o agrupamiento jerárquico (clúster) mediante el índice de Morisita, (Baev *et al.*, 1995) con el fin de detectar los agrupamientos de macroinvertebrados asociados a macrófitas. Esta técnica también se empleó para la biomasa por gremios dietarios (MVSP 3.1, 2001). También se relacionó la biomasa en peso seco de las macrófitas con la abundancia de macroinvertebrados por medio de una regresión lineal. Para establecer las diferencias entre las épocas de precipitaciones altas y bajas y entre las estaciones se empleó el análisis de varianza y la prueba de diferencia mínima significativa (LSD); para ello las variables se transformaron a logaritmo natural (\ln), por no cumplir supuestos de normalidad y homocedasticidad. Para determinar la asociación entre las variables físicas y químicas con respecto a las biológicas (abundancia de familias y biomasa) se utilizó el análisis canónico y se determinó la interdependencia entre variables físicas y químicas por medio de un análisis por Componentes Principales (ACP), estos análisis se desarrollaron con el programa SAS (2002), Finalmente, se efectuó un análisis de regresión para establecer cuáles de las variables (físicas y químicas) influyen más sobre la diversidad de macroinvertebrados acuáticos; se realizaron análisis de varianza para establecer el nivel de significancia de los modelos de regresión obtenidos. En estos análisis se utilizaron los programas R (R- 2010) y Statgraphics Centurión XV (2006).

5.Resultados y discusión

5.1 Variables físicas y químicas

5.1.1 Temperatura

La temperatura ambiental fluctuó entre 13.1 y 21.5°C; Los valores máximos se registraron en enero, época de bajas lluvias cuando la radiación solar tiende a ser mayor. Las estaciones que registraron los más altos valores fueron la F y la G (las mas “urbanas”) de enero; y las menores ocurrieron en B y G en abril y octubre; La temperatura ambiente, registró diferencias significativas por mes ($p=0.00003$). Esta variable se encuentra influenciada por factores como la radiación solar y la precipitación, la última de las cuales tuvo picos fuertes en enero de 2010 (figura 3). La variación de la temperatura ambiental corresponde a cambios normales, los cuales acompañan el ciclo hidrológico natural.

La temperatura del agua osciló entre 12.1 y 19.9 °C. Agosto y enero mostraron los datos más altos, en las estaciones urbanas E, D y G en enero, y en la E en agosto. Los menores valores se midieron en el sitio A (menos intervenido) en abril y octubre y en la estación G en octubre. Estos valores mínimos contribuyeron para que en estos sitios el oxígeno disuelto fuera un poco mayor, ya que la temperatura es una variable de gran importancia en la disolución de este gas. Tal condición pudo contribuir a que en estos sitios se registraran valores altos de diversidad (Anexo D). En general las fluctuaciones de temperatura del agua y del aire fueron notorias pero no abruptas (al menos para las horas en que se hicieron las mediciones). Esta es una característica de los ecosistemas tropicales donde las temperaturas no sufren grandes variaciones a lo largo del año, como las que ocurren en las zonas templadas debido a los cambios estacionales (Roldán *et al.*, 2001). Las variaciones registradas pudieron tener alguna influencia en la estructura y

organización de las comunidades, determinada fundamentalmente por el régimen térmico. Esto parece ser lo que se observó con los valores de riqueza que fueron mayores en los meses de altas lluvias (sitios A y G con 14 y 16 taxones en abril). La temperatura influye en la estacionalidad de las especies así como en la del hábitat, ya que afecta directamente el crecimiento y el desarrollo de los organismos, e indirectamente a la calidad y cantidad de alimento disponible (Velasco, 1989). Otro aspecto interesante en la figura 6 es la mayor variabilidad de la temperatura en las estaciones más alteradas mientras que en el sitio A (mas conservado) los cambios entre muestreos fueron mínimos. Es muy posible que la presencia de la zona urbana y los aportes de aguas residuales contribuya a provocar esta mayor variabilidad.

Figura 5-6: Variación de la temperatura ambiente durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque.

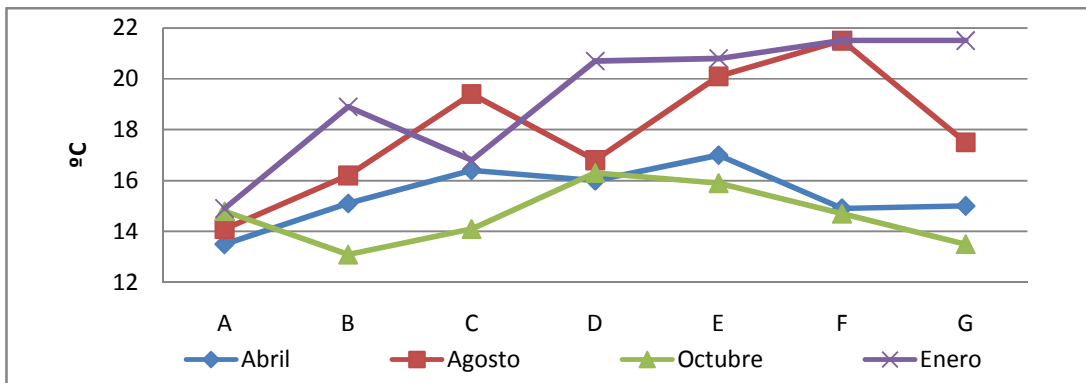
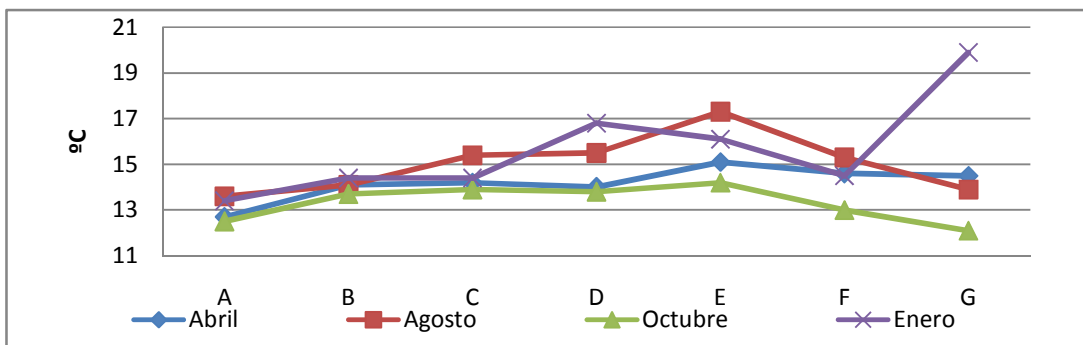


Figura 5-7: Variación de la temperatura del agua durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque.



5.1.2 Oxígeno Disuelto

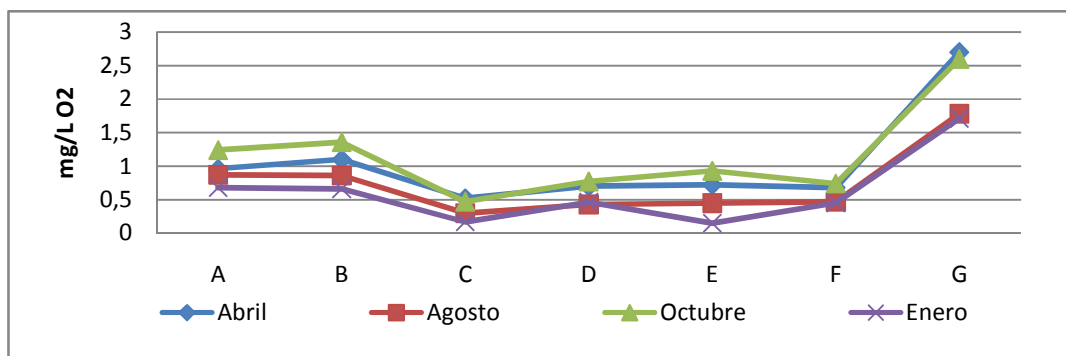
El oxígeno disuelto fluctuó entre 0.15 y 2.77 mg/LO₂ (Figura 8), con un promedio de 0.89 mg/LO₂. Durante la época de abril se registró un promedio mayor de oxígeno y en enero sus más bajos valores (Anexo B). Estas fluctuaciones en la concentración de oxígeno están influenciadas por la interacción con la atmósfera y por los procesos fotosintéticos, y respiratorios que se producen en el agua. La estación con menores concentraciones fue la C durante todos los meses de muestreo debido a los altos valores en la DBO₅ en este sitio. Esto indica, junto con otras variables, que la estación C tiene la menor calidad del agua. Uno de los factores más determinantes en la reducción del oxígeno es el consumo de este gas en las reacciones, de biodegradación (Brezonik y Fox, 1974). Por otra parte, cuando las concentraciones de oxígeno disuelto son muy bajas se contribuye sustancialmente a que los organismos sean más susceptibles al envenenamiento con metales pesados, plaguicidas y demás contaminantes (Gaunt y Barker, 2000).

Otras estaciones que registraron bajos valores fueron la D y la E en enero cuando su diversidad de MIA fue baja. Esto puede deberse a que cuando los niveles de oxígeno disuelto son reducidos, el consumo de oxígeno en los procesos de degradación de la MO agota dicho gas y las condiciones anóxicas que se generan son inapropiadas para la mayoría de los invertebrados. La presencia o ausencia de oxígeno determina qué tipo de microorganismos (aerobios o anaerobios) son los dominantes y por lo tanto influye en la capacidad del agua para llevar a cabo procesos de auto purificación en el ecosistema acuático (Pérez y Rodríguez, 2008).

Los mayores valores de oxígeno disuelto se registraron en el sitio G en todos los muestreos, debido a que esta estación es la única que cuenta con un pequeño espejo de agua que permite la re-aireación superficial. Este es uno de los principales mecanismos de purificación con que cuentan los ecosistemas acuáticos, de manera que entre mayor sea el tamaño del espejo de agua, mayor será la concentración de oxígeno ganado para los diferentes procesos biológicos y químicos (Metcalf y Eddy, 1996), por ende, habrá mayor disponibilidad o facilidad para el establecimiento de los organismos acuáticos aerobios. Los puntos A y B, también registraron valores altos durante todos los muestreos debido a que se encuentran en la zona de menor perturbación, lo cual favorece su calidad ambiental.

Teniendo en cuenta el decreto 1594 (República de Colombia, 1984) la concentración más baja de oxígeno disuelto aceptada para la preservación de la vida acuática es de 4 mg/L. Los datos muestran que el humedal está por debajo de estos valores. Aunque esto podría ser un motivo de preocupación en el manejo y preservación de un ecosistema tan importante como Jaboque, hay que tener en cuenta que tales condiciones hipóxicas son normales en los humedales y que los organismos están adaptados a tales bajas de oxígeno (Moore 2008). El oxígeno disuelto presentó diferencias significativas ($p=0.00002$) por mes con bajos valores entre meses de muestreo, con bajos valores en épocas de bajas lluvias. Esto concuerda con lo propuesto por Lewis (2000), quien señala que los sistemas lénticos tropicales tienden a presentar un alto déficit de oxígeno. Los máximos valores de oxígeno disuelto se registraron en abril (Anexo B) y podrían deberse, a varios factores, como los vientos fuertes de la época y a las condiciones climatológicas que favorecen el intercambio de gases con la atmósfera, por otra parte, puede darse una mayor solubilidad del gas con la disminución de la temperatura debido, a la menor radiación solar, en los meses de altas lluvias (Figura 3).

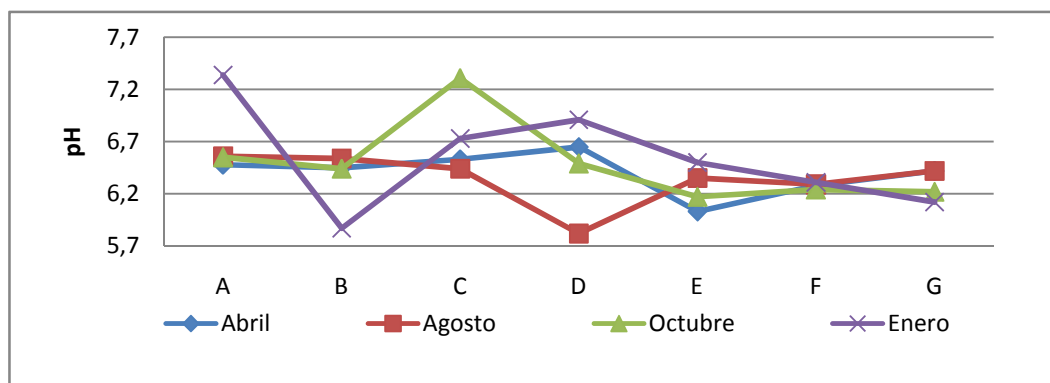
Figura 5-8: Variación del oxígeno disuelto en el agua durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque



5.1.3 pH

El pH fluctuó entre 5.82-7.34, con un promedio de 6.44 (Figura 9). El mayor promedio ocurrió en enero (6.54) y el menor en agosto (6.34). El valor mínimo se registró en el punto D en agosto, seguido por la estación B en enero, siendo ligeramente ácidos. En general las condiciones fueron cercanas a la neutralidad para la mayoría de las estaciones. Los valores registrados no son limitantes para la vida, pues el pH no debe ser menor a 4.5 ni mayor a 8.5, valores límites para la supervivencia de organismos acuáticos (Machado y Roldán, 1981). Otros autores como Flanagan (1992) plantean que el ámbito normal en el cual pueden fluctuar los valores de pH es de 6.5 a 8.0, rango en el cual se encuentran la mayor parte de las estaciones del presente estudio. El pH en los humedales debe mantenerse por encima de 6 para que el mayor porcentaje de nitrógeno durante el proceso de denitrificación no sea liberado en forma de óxido nítrico y, con ello disminuir el efecto invernadero (Silva, s.f.). En la figura 9 también se puede observar la tendencia de las estaciones más alteradas (E, F, G) a presentar menores variaciones del pH, aunque este indica mayor acidez en estos sitios. Nuevamente, los elevados aportes de MO y otros contaminantes en esta zona del Humedal parecen mantener el pH en condiciones ligeramente ácidas permanentemente.

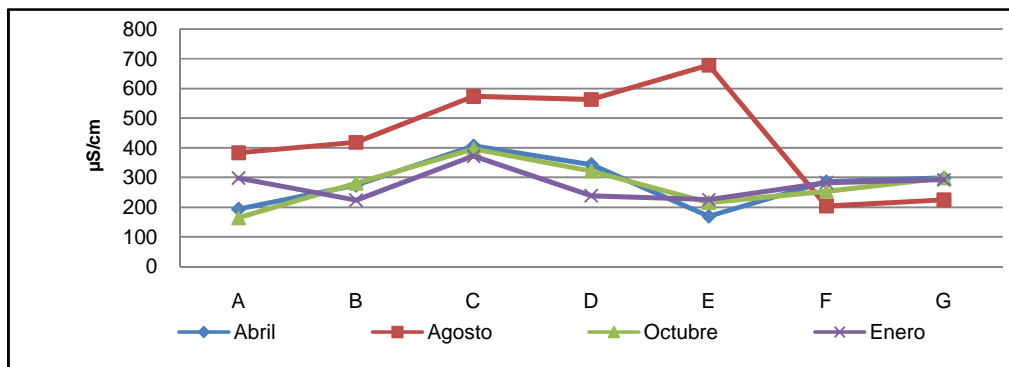
Figura 5-9: Variación del pH en el agua durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque.



5.1.4 Conductividad

La conductividad registró un promedio de 316 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y sus valores fluctuaron entre 163 y 678 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El promedio más alto se registró (Figura 10) en agosto (434.42 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y el mínimo (275.14) en octubre. Estas concentraciones altas en especial en la época de menores lluvias, se deben a la presencia de iones, aniones y, que se concentran por efecto de la evaporación y la disminución de las lluvias. Además, los procesos de degradación de la MO aceleran la concentración de iones en el agua (Chalarca *et al.* 2007). La estación C fue la que registró los máximos valores durante todos los meses de muestreo. Algunos autores como Martínez (2009) señalan que los valores altos de conductividad (380 $\mu\text{S}/\text{cm}$) para el caso de la depresión momposina son un buen indicador de condiciones adecuadas para una producción biológica elevada. En Jaboque se midieron conductividades cercanas superiores al registro de Martínez (2009), tanto en estación C durante todos los muestreos como en el sitio B en agosto. Los valores de conductividad se encuentran dentro del rango normal para cuerpos de agua dulce colombianos es decir, menores a 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Roldán, 1992).

Figura 5-10: Variación de la conductividad en el agua durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque.



5.1.5 La Demanda bioquímica de Oxígeno

La DBO₅ fluctuó entre los 16 y 321 mg/LO₂ y fue en promedio de 92.9 mg/LO₂. Los valores máximos se obtuvieron en el sitio C en abril y enero, seguido por el punto E, que tuvo altas demandas durante todos los muestreos (Figura 11). Los meses con mayores demandas fueron abril (altas lluvias) y enero (bajas lluvias). Como es lógico, los altos valores de DBO₅ influyeron en la disminución del oxígeno del disuelto. La estación C enero tuvo muy poca cantidad de agua, lo cual posiblemente permitió una mayor concentración de MO y con ello una alta demanda de oxígeno para su degradación. Todas las estaciones sobrepasaron el límite admisible según el decreto 1594, excepto el sitio B en agosto. También excedieron los límites planteados en la resolución de CONAMA (Consejo Nacional de Medio Ambiente), para la clasificación de las aguas de Brasil (Brasil, 1986), la cual establece que el máximo permitido para la protección de las comunidades acuáticas debe ser de 5 mg/LO₂. Según esto, los valores de DBO₅ del humedal Jaboque indican una concentración alta de MO que afectarían la calidad del agua y el establecimiento de la fauna acuática. No hay que olvidar, sin embargo, que los organismos que han evolucionado en los humedales han desarrollado vías alternas para soportar las bajas concentraciones de oxígeno (Moore, 2008).

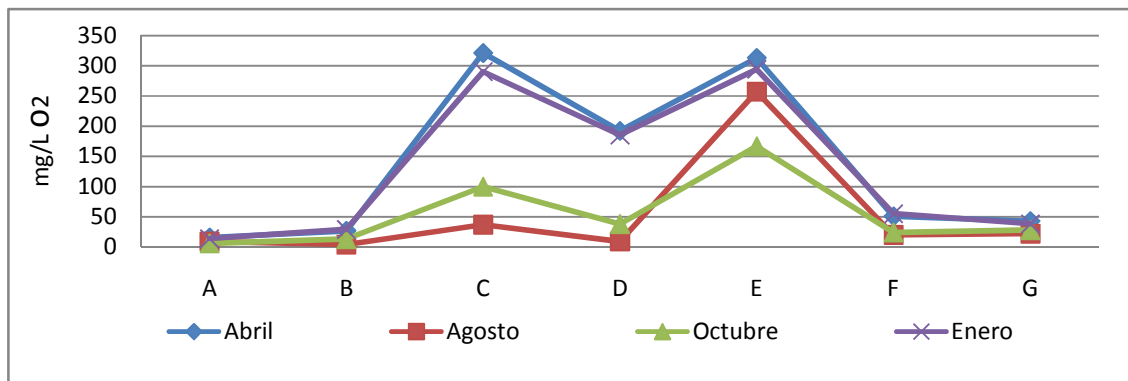
La demanda biológica de oxígeno juega un papel muy importante, ya que por medio de ella se puede establecer de forma indirecta la concentración de MO (Álvarez, 2010). De acuerdo a la clasificación de Metcalf y Eddy (1996) los valores de DBO₅ entre 0 y 110 mg/LO₂ es una concentración débil de MO, alrededor de 220 mg/LO₂ indican cantidades moderadas de MO y cerca a 400 mg/LO₂ se asocian a fuertes concentraciones de MO. Según esto, la estación C y el punto E de abril, agosto y enero presentaron concentraciones medias de MO. Las demás estaciones en todos los muestreos tuvieron concentraciones débiles. Los niveles de DBO₅ en sistemas acuáticos naturales pueden variar entre 1 y 13 mg/L, pero los ambientes altamente eutróficos podrían llegar teóricamente a demandas aún más altas que pueden alcanzar los 20 mg/L (Kadlec y Caballero, 1996).

La DBO₅ presentó diferencias significativas ($p=0.0001$) entre meses, con una reducción en agosto (bajas lluvias) y octubre (altas lluvias). No hay un patrón claro en estas diferencias, de manera que las explicaciones a las menores demandas en esos meses

pueden ser muy diversas (Amestoy, 2001). Pero en el trópico dicha reducción es de solo unos pocos minutos. También es posible que las demandas se aumentan con el incremento en la temperatura disminuyendo la solubilidad del oxígeno (Angrisano y Korob, 2001) y acelera el proceso de la descomposición. Por otra parte, en el periodo lluvioso es factible esperar mayores aportes de MO por el incremento de la escorrentía; sin embargo, en la época seca puede haber una alta producción biológica por la mayor disponibilidad de luz y nutrientes re-suspendidos por acción del viento.

Los valores máximos registrados por estudios anteriores en el humedal fueron de 42 mg/L por Gómez y Cajiao (1995), 183 mg/L por IEH-GRUCON LTDA-EAAB (1999) y 63 mg/L por Álvarez (2003). Se evidencia que los resultados obtenidos en este estudio son superiores a los medidos con anterioridad, lo que podría dar a entender que hubo un incremento de la MO durante el periodo de muestreo del presente trabajo.

Figura 5-11: Variación de la DBO₅ en el agua durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque.

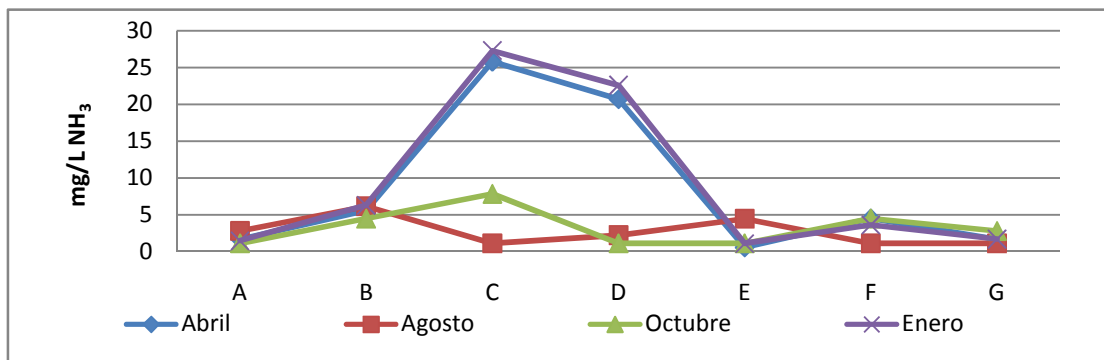


5.1.6 Nitrógeno Amoniacal

El nitrógeno amoniacal registró valores que van desde 0.56 hasta 27.30 mg/L (NH₃). Las estaciones con los mínimos valores fueron la A y la G. Las estaciones con máximos valores fueron la C, y la D en abril y enero (Figura 12). El humedal registra valores por encima de los reglamentados para preservar la biota acuática. Álvarez (2004, 2005) registró valores de 21.8 mg/L en el punto C, coincidiendo con lo reportado en este

estudio. De acuerdo con Roldán (1992), quien señala que las aguas eutróficas presentan concentraciones de nitrógeno amoniacal entre 2 y 15 mg/L, Jaboque estaría muy eutrofizado. Por otra parte se considera el valor propuesto por CONAMA (1986) como máximo permitido (0.02 mg/L) para la protección de las comunidades acuáticas Jaboque estaría por encima de este límite. Algunos autores plantean que la contaminación de Jaboque es bastante difusa (Beltrán, en prensa) y que son muchas las causas que han provocado el detrimento ecológico de sus aguas. En otras palabras, son muchas y variadas las fuentes de polución a través de las cuales puede ingresar el nitrógeno al humedal. Es factible pensar que bajo las condiciones de limitado oxígeno que tiene este sistema, el proceso de amonificación es intenso en el sedimento del humedal.

Figura 5-12: Variación del nitrógeno amoniacal en el agua durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque.

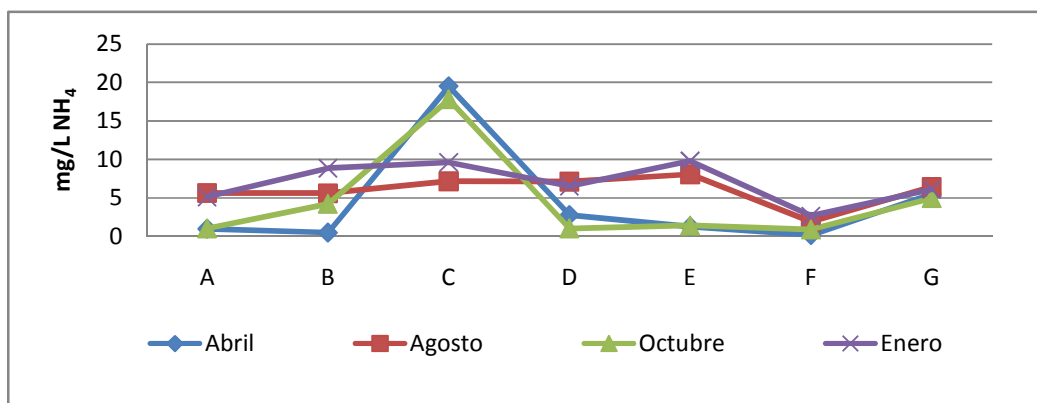


5.1.7 Amonio

El amonio registró valores que fluctuaron entre 0.15 y 19.5 mg/L NH₄. Las estaciones con menores concentraciones fueron la A y la B. En general el amonio no debería ser superior a 0.5 mg/L para asegurar su inocuidad, ya que el pH alcalino favorece su toxicidad al transformarse en amoniaco (Prat, 1998). Los máximos valores se registraron en el sitio C en octubre lugar y momento en los que el pH fue alto (Figura 9, Anexo B). En general se presentó un aumento en agosto y enero, quizás por efecto de las menores lluvias y por ende de una mayor concentración de nutrientes. Venegas (2005) registró aumento de amonios para la época de bajas lluvias en este humedal al igual que en este estudio (Figura 13).

El amonio presentó diferencias significativas entre las épocas ($p=0.0072$), con una mayor concentración promedio (4.3 mg/L) en el mes de enero (época de baja precipitación). Esto posiblemente se debió a las condiciones poco oxidativas del sistema, y a los valores altos en la conductividad eléctrica que se presentaron para esa época. En los meses de altas lluvias las concentraciones de amonio disminuyeron, posiblemente por el efecto de dilución ocasionado por el aumento en las precipitaciones (Figura 2). Gómez y Cajiao (1995) reportaron valores altos (18.6 mg/L) y Álvarez (2003) midió 9.4 mg/L; de acuerdo a Mitsch y Gosselink (2000) el ión amonio (NH_4) es la forma principal de nitrógeno mineralizado en la mayoría de los suelos inundados de humedales. También, hay que tener en cuenta que el amonio es producido por las excretas de los organismos acuáticos, por la descomposición de heces fecales, por la hidrólisis de la urea (Silva, s.f.) y por la presencia de grandes cantidades de materia en descomposición. En general, las concentraciones de este ion en Jaboque están por encima del límite establecido por varios autores. Sawyer y McCarty (1967) afirman que a partir de 0.2 mg/L las concentraciones de amonio son tóxicas para algunas especies acuáticas. Laidlaw (1994) plantea que concentraciones por encima de 0.25 mg/L pueden afectar el crecimiento de los peces u otros organismos y concentraciones mayores 0.5 mg/L son consideradas letales para el sistema acuático alterándolo considerablemente.

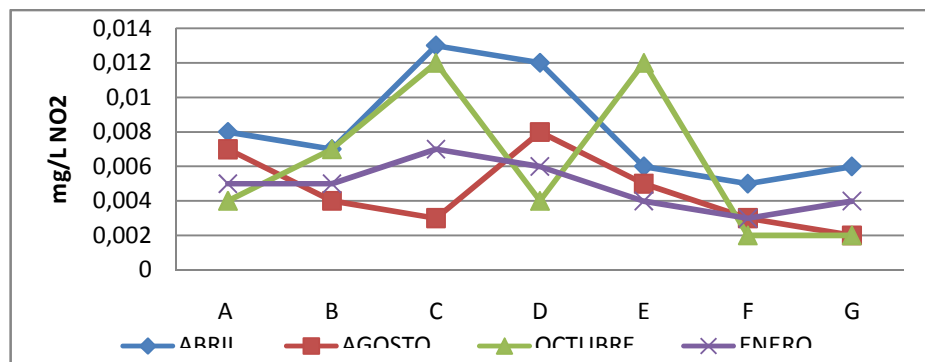
Figura 5-13: Variación del amonio en el agua durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque.



5.1.8 Nitritos

Los nitritos registraron una fluctuación entre 0.002 y 0.013 mg/L de NO_2 . Los máximos valores se presentaron en el sitio C en octubre y abril y en la estación E también en octubre. Además en el punto D los valores fueron elevados durante todos los muestreos. La estación que en general registró los valores más bajos fue la G (Figura 14). El mes que tuvo los valores más altos fue abril, debido probablemente a que durante esta época la concentración de oxígeno fue un poco más alta lo que pudo ayudar al proceso de nitrificación. Reddy y Patrick (1984) indican que la nitrificación puede ocurrir a concentraciones de oxígeno tan bajas como 0.3 mg/L. Otro factor que favoreció los bajos valores de nitritos fue la disminución de concentración de MO expresada en los valores de DBO_5 y nutrientes en la épocas de altas lluvias (Anexo B). Esto es porque en condiciones de menor contenido de MO las bacterias heterótrofas no compiten con las bacterias nitrificantes por el oxígeno. (Silva, s.f.). De acuerdo con Roldán (1992) los niveles aceptables para este tipo de ecosistemas no deben superar 0.2 mg/L y en el humedal Jaboque no se superó este valor. Álvarez (2003) midió concentraciones que estuvieron por debajo del límite de detección (<0.001 mg/L), mientras Venegas (2005) reportó valores de 0.3 mg/L en épocas de alta precipitación lo que evidencia un aumento en los nutrientes desde esa fecha. Kadlec y Knight (1996) reportan que los niveles detectables de nitrito en humedales indican asimilación incompleta de nitrógeno y presencia de una fuente de ingreso de origen antrópico. Margalef (1983) indica que la presencia de cantidades altas de nitritos es una evidencia de inestabilidad ambiental del ecosistema acuático.

Figura 5-14: Variación de nitritos en el agua durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque.



5.1.9 Nitratos

Esta variable registró valores elevados en comparación con estudios anteriores (Álvarez, 2004; Castro, 2009) y similares como el de Venegas (2005). Para el presente estudio los nitratos oscilaron entre 0.81 y 19.45 mg/L NO_3 . Con los máximos valores en agosto y octubre, en especial en las estaciones C y D. En general la época con mayores valores fue agosto seguida de enero (periodos de bajas lluvias). En los humedales, la remoción del nitrato por la vía de nitrificación biológica requiere de condiciones anóxicas, fuente de carbono y condiciones adecuadas de temperatura. En este proceso, la MO es degradada por bacterias que utilizan como aceptor final de electrones al nitrato en lugar de oxígeno (respiración anaerobia) (Silva, s.f.). Estas condiciones podrían contribuir a explicar los altos valores de nitratos durante las épocas de bajas lluvias, cuando el oxígeno registró sus más bajos valores (Anexo B). La estación E de Agosto y enero, mostró elevadas cantidades de nitratos, al tiempo que las concentraciones de oxígeno fueron menores, la demanda de oxígeno fue muy alta y la cantidad de CO_2 (contenido en las macrófitas) aumentó considerablemente. Los menores valores de nitratos en los meses de lluvias podrían obedecer al efecto de dilución a causa del aumento de la precipitación. Rodríguez y Valencia (2006) proponen que la nitrificación y la desnitrificación son los procesos limitantes que favorecen el desarrollo de las condiciones de eutrofización del humedal Jaboque, y que la función oxidativa del ciclo del nitrógeno (nitrificación) se ve favorecida en las épocas de menores lluvias detrimento de los procesos reductores. Esto estaría en concordancia con los valores registrados en el presente trabajo.

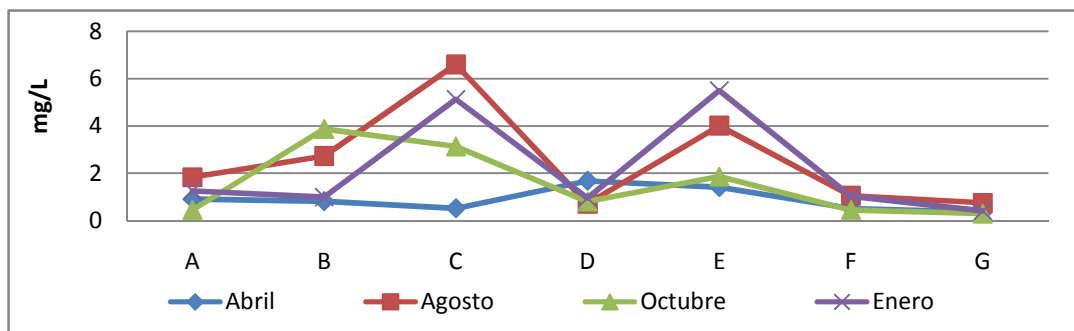
Teniendo en cuenta, los rangos establecidos por Arias (1985) como normales en las ciénagas (6.5 a 17.2 mg NO_3/L), tan solo las estaciones E de agosto y C en enero sobrepasan dicho límite. En general los valores de nitrógeno clasifican al humedal Jaboque como eutrófico de acuerdo a la clasificación trófica de lagos cálidos tropicales de Salas y Martino (2001).

5.1.10 Fósforo

Las altas concentraciones de ortofosfatos registradas durante todos los muestreos fueron altas y fluctuaron entre 0.29 y 6.6 mg/L (Figura 15). Los valores máximos ocurrieron en agosto y enero en las estaciones C y F. El promedio general (1.78 mg/L)

fue superior al registrado por Álvarez (2003, 2004) lo que permite clasificar al humedal como un ambiente hipereutrófico (Salas y Martino, 2001; Wetzel, 1981). Estas concentraciones elevadas se deben a lo que se conoce como "eutrofización cultural" del florecimiento de algas provocado por los elevados niveles de fósforo (De la Rosa y Barbee, 1993). Además, la abundancia de fósforo en el agua es una evidencia clara de que han ocurrido eventos de contaminación en el humedal, producto del desarrollo urbano y la mayor presencia de comunidades humanas en sus cercanías, las cuales vierten aguas residuales. Además, el desarrollo de actividades ganaderas (como ocurre en las estaciones A y B) y agrícolas en algunas zonas del humedal desde hace algún tiempo contribuye al incremento en este nutriente. Este mismo fenómeno ha sido documentado en otros sistemas (García *et al.*, 2009). La gran cantidad de fósforo registrado en el sitio B en octubre puede estar relacionado con la presencia de ganado, ya que sus heces son fuente de fósforo. Este evento del aumento de fósforo tiene graves inconvenientes, ya que el fitoplancton y las plantas aumentan su biomasa y cuando mueren empiezan a descomponerse, reduciendo la concentración de oxígeno disuelto en el agua. Se generan alteraciones en la calidad y por ende cambios en las poblaciones de macroinvertebrados y demás organismos. Este efecto se observó claramente en el punto C, donde las concentraciones de oxígeno fueron extremadamente bajas. En la estación E hubo variación durante las épocas siendo mayor en enero afectando los macroinvertebrados ya que disminuyó la riqueza en este mes con relación a los meses de abril y octubre (Anexo D).

Figura 5-15: Variación del fósforo en el agua durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque.



5.1.11 Los sólidos suspendidos totales

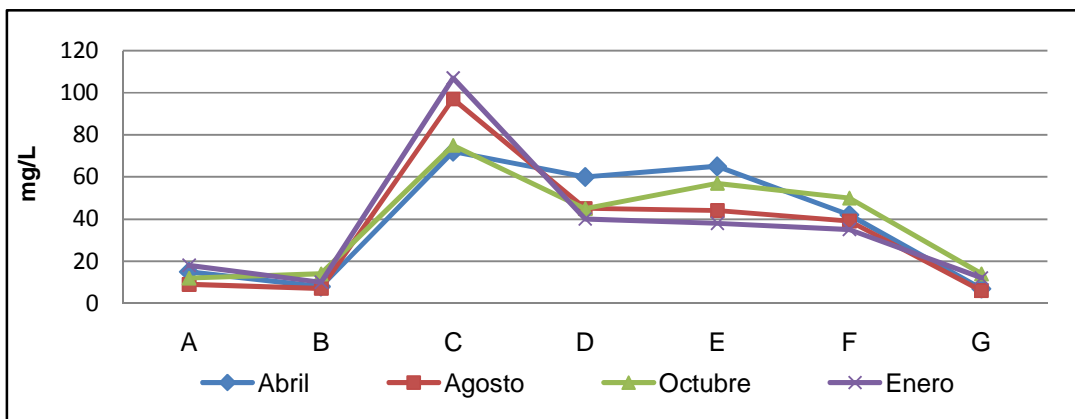
Los sólidos fluctuaron entre 6 y 107 mg/L, Venegas (2005), Álvarez (2004) y Castro (2009) registraron valores similares para este humedal. Las máximas cargas de sólidos se determinaron en la estación C en agosto y enero seguida de las estaciones E y D. Los valores mínimos se obtuvieron en la estación G posiblemente porque esta zona presenta un espejo de agua, en el que la menor densidad de macrófitas implicaría menos sólidos suspendidos aportados por las raíces de estas plantas. En algunos sitios donde la turbidez es alta y por consiguiente los sólidos presentan valores elevados, lo que podría deberse a la alta cobertura de vegetación acuática. Esto a su vez ocasiona mayores aportes y descomposición de MO. La turbulencia también provoca la re-suspensión de sedimentos, lo cual incrementa la presencia de partículas en la columna de agua. Además, por observaciones personales se pudo constatar que en el sitio C se vertían lodos que eran traídos de otros sitios del humedal.

Los sólidos no registraron diferencias entre meses, lo que indica que las condiciones climáticas tuvieron poco efecto sobre las partículas suspendidas. Se ha demostrado que este parámetro está directamente relacionado con la dinámica de las corrientes en los cuerpos de agua (Metcalf y Eddy 1996; Drever, 1997) y los sistemas lénticos como este humedal presentan corrientes muy bajas. Esto es aún más cierto en Jaboque donde la pendiente de la cubeta es muy baja (Beltrán, en prensa). Los vientos serían otro factor, que resuspende sedimentos, pero en Jaboque tiene una importancia menor, debido a que las estaciones muestreadas presentan gran cobertura de macrófitas que disminuyen el efecto al viento. Gran cantidad de macrófitas en este humedal contribuyen con el almacenamiento de sustancias y sólidos en sus raíces, pero aportan material vegetal para la biodegradación. En algunas estaciones donde los sólidos son elevados se presentó un leve incremento de la temperatura del agua. Se podría pensar que los sólidos absorben la luz solar y calientan el agua como parece ocurrir en las estaciones C y D en agosto y enero (Figura 16).

Los registros de los sólidos de Jaboque corresponden a valores típicos para este tipo de ecosistemas (Roldán, 1992). Beltrán (en prensa) plantea que los sólidos presentan un leve aumento a través del tiempo de acuerdo a los datos cronológicos analizados en el

humedal, en algunos sectores. Esto ocurre en parte porque existe una diferencia entre los mayores aportes que ingresa por los canales Carmelos y Los Ángeles (estación G), aumentando hacia el occidente (segundo tercio estación E) y disminuyendo hacia el tercer tercio del humedal (cerca a la estación B). El agua de los humedales mantiene una fuerte interacción con los componentes abióticos y bióticos del ecosistema, ya que elementos como nutrientes, metales pesados, sólidos suspendidos y bacterias son introducidos y desalojados constantemente dentro del ecosistema (Linkens, 1972), alterando los procesos y las comunidades.

Figura 5-16: Variación de la concentración de sólidos suspendidos en el agua durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque.



5.1.12 Patrones de ordenación de las variables físicas y químicas

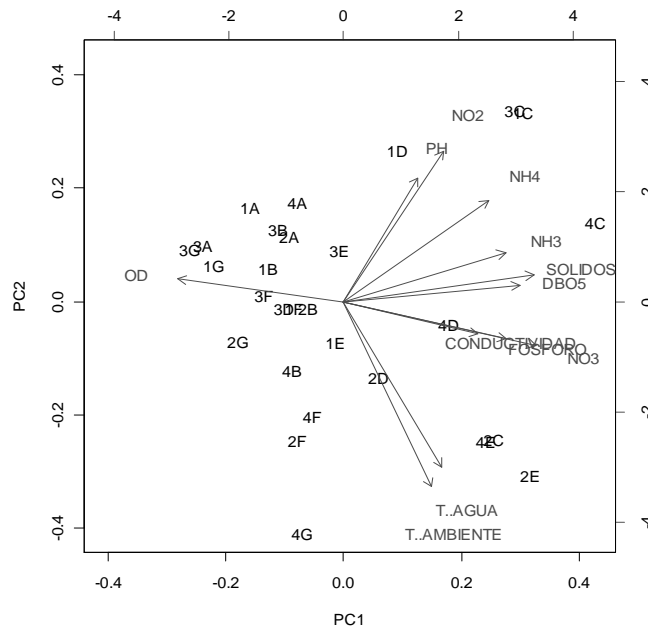
Los tres primeros componentes del análisis de componentes principales (PCA) explican consecutivamente el 36, 18 y 10% (Anexo I) de la variación en los datos registrados. El primer componente corresponde a un gradiente de oxígeno, conductividad, nutrientes y MO, de tal forma que los muestreos ubicados en este gradiente van desde los de aguas más oxigenadas y con menor conductividad y menos nutrientes y MO a la izquierda (especialmente los muestreos 1 y 3), hasta los muestreos con bajos registros de oxígeno y mayores de conductividad, nitratos, fósforo y DBO_5 , a la derecha (principalmente el muestreo 4). Este primer componente muestra entonces una organización temporal de

las condiciones fisicoquímicas, según la cual los muestreos de abril y agosto de 2009 tuvieron aguas más oxigenadas, menos mineralizadas, menos eutróficas y menos sapróbicas, y el muestreo de enero de 2010 (del periodo más seco), que fue de condiciones más desfavorables (menos oxígeno, mayor mineralización, más nutrientes, más MO). En una situación intermedia se encuentra el muestreo de octubre de 2009 (periodo lluvioso). Si se observa con mayor detalles también es posible notar que muchos de los puntos correspondientes a las estaciones A, B y G se asocian a los mayores registros de oxígeno; estos son los sitios de mejores condiciones limnológicas y menor contaminación. En el lado opuesto (relacionados con mayores conductividad, eutrofia y saprobiedad y menor oxigenación) hay cierta tendencia a ubicarse las estaciones C, D y E, las más alteradas.

El segundo componente muestra un gradiente de temperatura (mayor en las estaciones E, F y G del muestreo 4 de enero de 2010, sector inferior de la Figura 17) y pH (mayor en las estaciones C y D de los muestreos de abril y agosto de 2009, sector superior de la figura). Este componente es menos importante (18% de la varianza), de manera que el gradiente detectado tiene menor peso.

El ACP resalta la importancia de las variables oxígeno disuelto y conductividad, demostrando así que son parámetros de considerable influencia en los procesos que se llevan a cabo en el ecosistema, tales como la degradación de MO y el reciclaje de nutrientes. En otras investigaciones se han reportado resultados similares. Para el humedal Jaboque, Álvarez (2005) encontró que el oxígeno es una variable con alta influencia. En otras regiones geográficas como Malasia también se ha visto que las variables importantes para la comunidad bentónica son los sólidos suspendidos y la conductividad (Azrina *et al.*, 2006). En República Dominicana Soldner *et al.* (2004), plantean que las variables relevantes para los macroinvertebrados son el oxígeno disuelto, la temperatura, la conductividad y la dureza. Otros autores como Mancilla *et al.* (2009) encontraron que la temperatura, el oxígeno disuelto, la conductividad y los sólidos disueltos son las variables que mejor explican el funcionamiento de los sistemas acuáticos a nivel de cuencas.

Figura 5-17: Análisis de componentes principales de las variables físicas y químicas registradas en el humedal Jaboque. Las letras son las estaciones (A, B, C, D, E, F, G) y los números hacen referencia a los meses de muestreo 1 (abril), 2 (agosto), 3 (octubre), 4 (enero).



5.1.13 Síntesis del ambiente físico y químico

En general, las características físicas y químicas del humedal Jaboque se pueden resumir de la siguiente manera: es un sistema eutrófico, de aguas neutras a ligeramente ácidas, bastante mineralizadas, con temperaturas cálidas (superiores a 15° C en promedio, Salas y Martino, 2001). La demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) tuvo un promedio de 92.9 mg/LO₂ el cual indica alto contenido de MO donde sus máximos valores se registraron en la estación C a su vez los altos valores de DBO₅ ocasionaron que el oxígeno disuelto registrara valores bajos, sobre todo en los periodos de bajas lluvias. Los compuestos nitrogenados y el fosforo se registraron en altas concentraciones principalmente en los periodos de bajas lluvias. Los datos registrados para la mayor parte de las variables analizadas en el humedal superan los valores reglamentarios para consumo humano y para preservar la biota acuática. Por último, todas estas características son típicas de un humedal urbano con altos aportes de aguas residuales.

Este ambiente constituye el medio en el que se desarrollan los MIA, cuyas características se verán a continuación.

5.2 Composición y relaciones numéricas de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos

5.2.1 Macroinvertebrados en macrófitas

La comunidad de macroinvertebrados encontrados en la vegetación acuática del humedal Jaboque tuvo una composición faunística variada, formada por cinco clases, 10 órdenes, 27 familias, 26 géneros confirmados y nueve aun por confirmar. En el Anexo C se incluye la clasificación taxonómica desde clases hasta familias y géneros, estos últimos y cuando fue posible. En total se cuantificaron 6403 organismos en 28 muestras de macrófitas en el anexo B se muestran las abundancias (ind/m²). La densidad promedio fue de 908 ind/m² (Figura 18). La mayor densidad promedio de individuos se observó durante la época de bajas lluvias (enero) (1099 ind/m²) representaron el 31% (Anexo B). Las menores abundancias promedio ocurrieron en octubre (altas lluvias) (805 ind/m², representó el 22%), abril (850 ind/m² representó 23%) y agosto (886 ind/m² representó el 25%). La estación con mayor abundancia fue B en enero y octubre, seguida de la G de abril (Figura 18 y 19). La abundancia no registró diferencias significativas entre periodos ($p=0.66$) ni entre estaciones ($p=0.14$), pero a pesar de ello se observaron cambios importantes entre el sitio B y las estaciones C, E, F y G (Anexo F). Las fluctuaciones en la abundancia y distribución se debe principalmente a las variaciones estacionales de los organismos, las cuales se presentan en función del efecto que ocasionan las lluvias o las sequías, que alteran el volumen de agua y modifican la disponibilidad de hábitats. En otras palabras, la variación en los procesos físicos y químicos del agua dada por los cambios climáticos comprometen la sobrevivencia de la comunidad de macroinvertebrados (Posada *et al.* 2000).

Figura 5-18: Abundancia absoluta de macroinvertebrados acuáticos (ind/m²) en el humedal Jaboque durante los meses de muestreo.

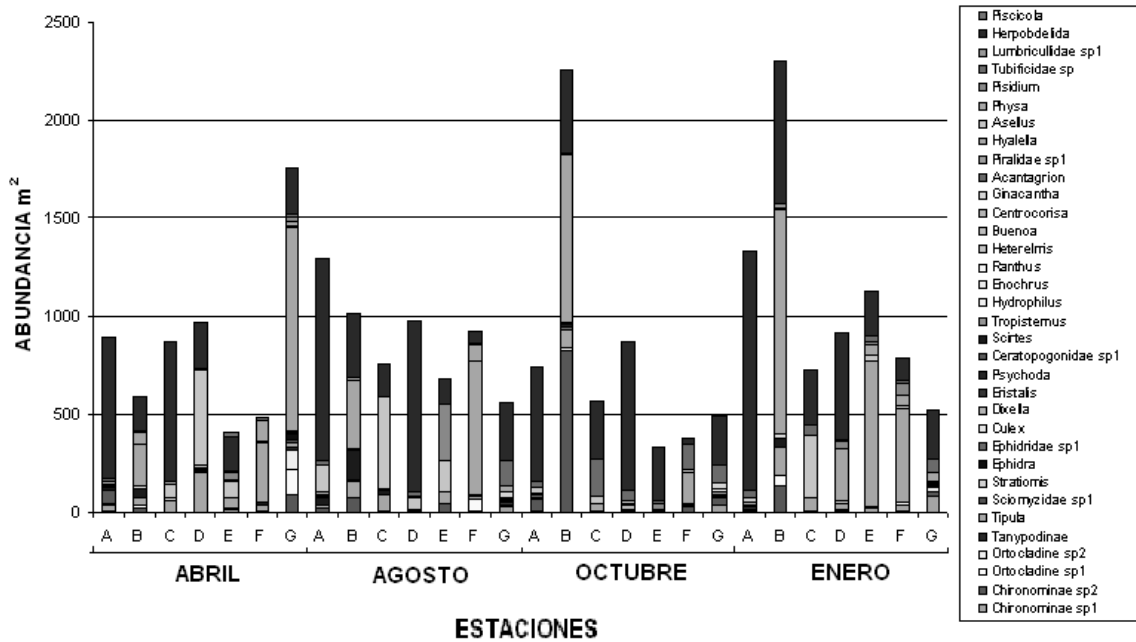
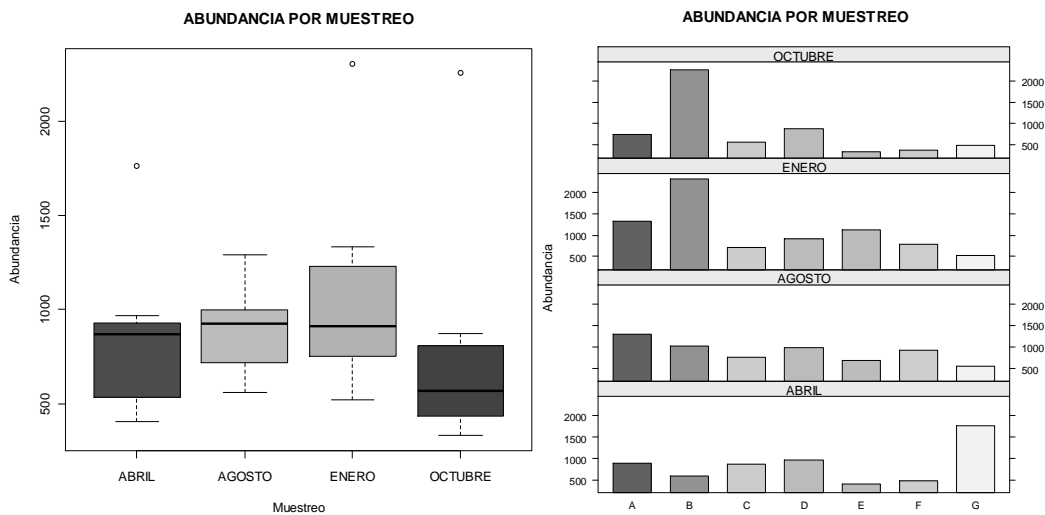


Figura 5-19: Abundancia de macroinvertebrados acuáticos (ind/m²) recolectados durante las épocas de muestreo en el humedal Jaboque.



El género más abundante fue *Helobdella* perteneciente a la familia de sanguijuelas Glossiphoniidae, el cual representó el 43% (Figura 18), de los individuos. La mayor abundancia se registró en enero seguida de agosto y abril. Se sabe que la familia Glossiphoniidae habita por lo regular en aguas quietas o de poco movimiento, tolerando bajas condiciones de oxígeno, por lo que se encuentra frecuente en gran número en lugares donde hay abundante MO en descomposición (Pennak, 1978), Esto parece estar en concordancia con los altos valores de carbono registrados en las macrófitas de Jaboque (Anexo B) durante la época de bajas precipitaciones (enero y agosto) y con los mayores registros en la DBO₅ (Anexo B) en especial en enero. Rivera y Mejía (2004) plantean, que la familia Glossiphoniidae aumenta su abundancia cuando se elevan los parámetros de acidez y dureza total, pero disminuyen cuando se incrementan los valores de nitrógeno amoniacal. Esto se debe a que estos organismos son característicos de aguas mesosapróbicas y polisapróbicas (Escobar, 1989; Zúñiga, 1985).

La segunda familia más abundante fue Hyalellidae (23%) con el anfípodo *Hyallela*. En enero, se registró su mayor abundancia (Figura 18). Las estaciones donde predominó fueron: la B y la F durante todos los meses de muestreo. Estos sitios registraron altas conductividades, concordando con lo reportado por Moya *et al.*, (2009a), quienes registraron este género en sitios con valores elevados de conductividad. El anfípodo género *Hyallela* vive asociado a la vegetación acuática y se alimenta de MO en descomposición. Son tanto colectores como raspadores alimentándose de algas filamentosas y diatomeas que se encuentran en el perifiton (Lievano y Ospina, 2007).

El tercer lugar lo ocuparon los dípteros de la familia Chironomidae (7%) (Figura 18), con mayor abundancia de la subfamilia Chironominae. Fue predominante en los sitios B y G durante todos los muestreos y en la estación E en agosto. La subfamilia Ortocladinae alcanzó el 1.6%. La familia en general presenta adaptaciones a la anoxia, tales como una mayor cantidad de sustancias de alta afinidad por el oxígeno (eritrocruorina), lo que contribuye a la fijación de este gas aunque esté en muy baja concentración. Los chironomidos también, son capaces de obtener energía por medio de fermentación anaerobia (Hoback y Stanley, 2001; Angelier, 2002). Además, es muy frecuente recolectarlos en sistemas que contienen alta cantidad de MO. La subfamilia

Tanypodinae, que se caracteriza por ser depredadora (Lievano y Ospina, 2007), se recolectó tan solo en el sitio G durante todos los meses, excepto agosto.

Los isópodos de la familia Asellidae se caracterizaron por ser más abundante en aguas quietas, donde vive entre los tallos y hojas de las macrófitas alimentándose tanto de materia vegetal viva como en descomposición (Maltby, 1991). Además, viven dentro de un amplio rango de concentraciones de variables físicas y químicas, aunque, por regla general se registran en estaciones donde las variables indican altos valores de nutrientes tales como: amonio, nitratos y fosfatos. Tal es el caso de la estación C en enero y agosto, donde se registró gran abundancia de estos organismos. La alta tolerancia de estos organismos a la contaminación orgánica fue reportada por Zamora y Alba-Tercedor (1994), quienes afirman que este género se registra en sitios que presentan un alto grado de polución, con valores muy extremos de metales pesados, pesticidas y grasas; también, donde hay elevados niveles de MO (rica en compuestos nitrogenados como: amonios y nitratos, así como fosfatos). Estos y otros autores también reportan, que en zonas donde abundan estos individuos es común encontrar Hirudíneos y Moluscos, (Jeffries y Mills, 1990; Mason, 1984), lo cual coincide con lo registrado en este estudio.

La familia Tipulidae representada por el género *Tipula* (4.3%) se registró en la mayor parte de las estaciones, pero con predominancia en los sitios D (abril), y B C (enero y agosto meses de bajas lluvias), Montalto (2006) halló en un humedal del río Paraná que dentro de los insectos más abundantes durante la época de mayor sequía estuvo la familia Tipulidae. En Jaboque esta familia se registró con una gran abundancia, ya que se caracteriza por ser una de las más numerosas del orden Díptera que habita en lugares húmedos, con vegetación abundante y fango. Los tipulidos, se alimentan de materia vegetal orgánica en descomposición (Maes, 1990). También son indicadores de aguas mesoeutróficas (Angrisano y Trémouilles, 1995). Su clasificación trófica es: trozadores-colectores (Lievano y Ospina, 2007), aunque Abellán *et al.*, (1995) los cataloga como detritívoros, con un amplio espectro de alimentación que les confiere una mayor capacidad de colonización. En el ecosistema considerado en el presente estudio estuvieron bien representados debido a la gran cantidad de recursos presentes en el humedal.

La familia Culicidae registró una muy baja abundancia en octubre (estación D) y abril (estación E). (Anexo C). Por lo general son indicadores de aguas mesoeutróficas (Roldán, 1988), es decir, de menor grado de enriquecimiento con nutrientes que el medio les provee (Jaboque). Otra de las razones por la cual esta familia se registró con tan poca abundancia quizá se deba a lo planteado por Angerilli y Beirne (1984), quienes indican que las poblaciones de estos organismos son reducidas en ambientes que tienen más vegetación acuática. Según estos autores, la vegetación influye en la selección de hábitats para ovopositar por parte de las hembras, al producir cambios en la temperatura del agua y en su composición físico-química. Las plantas también afectan la calidad y cantidad de materia particulada, que altera la visibilidad de la superficie del agua, favoreciendo la presencia de especies depredadoras. El humedal Jaboque presenta una gran abundancia de vegetación acuática en todos los sitios de muestreo.

La familia Ceratopogonidae registró su mayor abundancia en el punto A en abril (Figura 18 y Anexo C). Estos organismos son indicadores de aguas oligomesotróficas, razón por la cual tan solo se hallaron en este sitio, que es el de menor presión antrópica o zona menos perturbada. Algunas especies son vectores importantes de organismos patógenos para el hombre y los animales domésticos (nematodos, protozoos y virus) (Spinelli y Wirth, 1993), por lo que tienen importancia sanitaria (Córdoba, 2001). La familia Stratiomyidae se encontró únicamente en octubre en el sitio G, viven en charcas, pantanos, sobre objetos flotantes o sumergidos y se los puede considerar como indicadores de aguas meso-eutróficas (Roldán, 1988).

Los coleópteros acuáticos constituyen organismos de gran importancia ecológica para ecosistemas de agua dulce, con más de 1900 especies reportadas para América del Sur (Arias y Reinoso, 2007). La familia Hydrophilidae es la más numerosa de la superfamilia y la segunda más numerosa de escarabajos acuáticos después de Dytiscidae. El 75% de los Hydrophilidae son acuáticos, y están adaptados a la vida en el agua o al menos en biotipos marginales a veces inundables, mientras otros son solo riparios (Oliva *et al.*, 2002). El género *Enochrus* tuvo la mayor abundancia en el sitio G en octubre (Anexo C), siendo el tercer género más numeroso dentro de Hydrophilinae. Estos individuos prefieren hábitats con vegetación abundante. García (2008) reporta que los individuos

de este género se recolectan solitarios y en poca cantidad por estación, concordando con lo hallado en este estudio. El género *Tropisternus* es el más numeroso de la subtribu Hydrophilini nadan rápidamente desde el fondo del cuerpo de agua hasta la superficie, por lo que se asocian a ambientes lodosos, poco profundos y con vegetación acuática (García, 2008). Los adultos en general se alimentan de materiales vegetales, los que están dentro del agua se alimentan de algas y perifiton pero los de mayor tamaño y las larvas son normalmente depredadoras. Dentro de su dieta se incluyen peces, moluscos y otros insectos (Rivera *et al.*, 2002). Los grandes Hydrophilidae son consumidores voraces de larvas, especialmente de dípteros. En un estudio realizado por Van Tassell (2001), *Hydrophilus* consumió 194 larvas de *Culex* en un periodo de 24 horas. La Familia Dytiscidae registró una baja abundancia (Anexo C), siendo mayor en enero en la estación F. Esta familia es una de las mejor adaptadas a la vida acuática y la más diversa de los coleópteros acuáticos con 2500 especies. Tanto los adultos como las larvas son depredadoras (Merritt y Cummins, 1984).

Los oligoquetos de la familia Tubificidae se registraron en gran parte de las estaciones con un 3.7% de representatividad numérica (Figura 18, Anexo C). Fueron los más abundantes en octubre y relativamente importantes en enero. Las estaciones donde se recolectaron más individuos fueron en la C y F en octubre. La mayoría de autores afirman, que los oligoquetos se encuentran asociados a características tales como: bajas concentraciones de oxígeno, contaminación por MO y, aguas turbias y eutrofizadas (Toro *et al.*, 2003). Además, estos organismos presentan un alto grado de adaptabilidad debido a sus características morfológicas y fisiológicas (Acevedo, 1995). La presencia de la familia Tubificidae, indica la manifestación de sedimentos alóctonos (Márquez y Guillot, 1988) característica que le facilita la colonización de las raíces en las macrófitas por contener gran cantidad de material orgánico en ellas.

Los gastrópodos estuvieron representados por el género *Physa* de la familia Physidae el cual alcanzó el 3.04%. La mayor abundancia de estos caracoles acuáticos ocurrió en enero (Anexo C). Las estaciones con mayor abundancia de ese mes fueron la D y la F. En esta última también fueron abundantes en abril y agosto (Figura 17 y Anexo C). Vargas (1997), citado por Thorp y Covich, (2001) afirma que el pH óptimo para su reproducción y crecimiento oscila entre 5.6 y 8.3 rango en el cual se encuentran las estaciones donde fueron recolectados. Además, esta familia se cataloga como característica de aguas con

importantes niveles de contaminación. La presencia de estos organismos está relacionada con el pH básico y la alcalinidad alta, condiciones ideales para la formación de la concha de estos organismos (Roldán, 1992). Por su hábito raspador (Lievano y Ospina, 2007) se les facilita su alimentación en las macrófitas acuáticas que contienen perifiton y sedimentos en sus raíces y hojas. La familia Spheriidae (con 1.9%), tuvo su mejor representación numérica en enero. Las estaciones con mayor densidad fueron la E en agosto y la D y F en enero. Estos organismos se han registrado en sistemas lenticos, donde las concentraciones de oxígeno son relativamente bajas comparados con las registradas para otros grupos de gastrópodos (Thorp y Covich, 2001).

Los chinches o Heterópteros, representados por la familia Corixidae, (género *Centrocorisa*) se registraron solo en abril y octubre en el sitio D (Figura 18, Anexo C), y la familia Notonectidae, representada por el género *Buenoa* únicamente en el mismo lugar. Estos individuos se clasifican como depredadores de macroinvertebrados y de otros organismos (Merritt y Cummins, 1996). Los corixidos prefieren aguas lénticas de extensión pequeña o mediana, de poca profundidad, superficie libre y con vegetación sumergida escasa o moderadamente abundante (Bachmann, 1981) estas condiciones no se cumplen en su totalidad en este humedal lo cual explica su baja abundancia.

El orden Odonata (libélulas) cumple un papel muy importante en el control biológico de otros organismos, siendo depredadores de otros insectos que son vectores de enfermedades principalmente dípteros (Corbet, 1999). Además, son importantes en las redes tróficas de los ecosistemas, debido a que hacen parte de la dieta de aves, reptiles, peces y anfibios (Santos, 1981). La familia Coenagrionidae (representada en Jaboque por el género *Acanthagrion*) se registró en la zona A en abril y enero y en el sitio D de abril y agosto. Se caracteriza por ser muy generalista, prefiriendo los sistemas lóticos (Santos, 1981), razón por la cual registró una muy baja presencia. También pueden soportar altos grados de contaminación dentro de un cuerpo de agua. Habitan en casi todos los microhábitats pero, prefieren la vegetación de la orilla (Roldán, 1997). La familia Aeshnidae se encontró en Jaboque, registró muy baja abundancia en las estaciones A, D y E en abril, la D en agosto y la A en enero. Estos organismos generalmente acechan

toda clase de animales que puedan capturar, y pueden ser caníbales (Sermeño *et al.*, 2010).

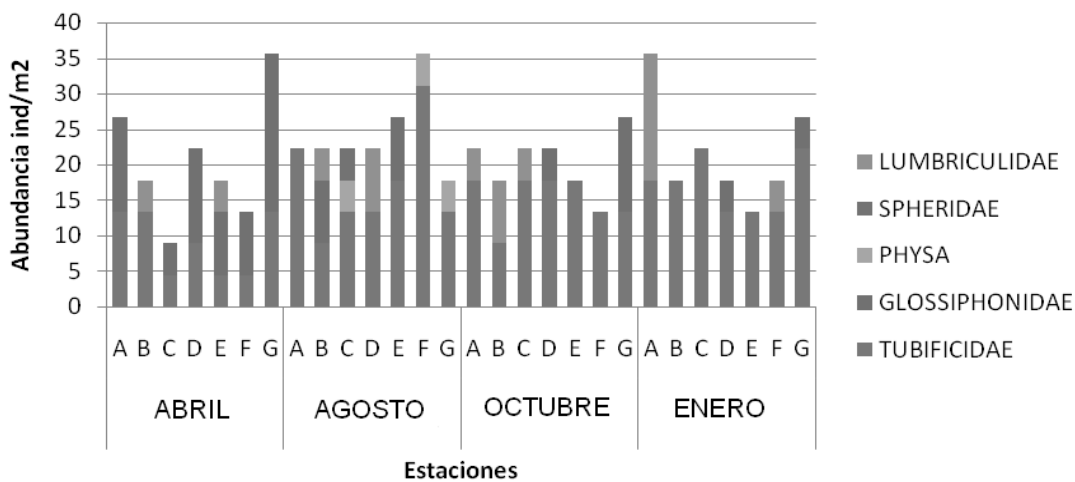
Las larvas de la Familia Pyralidae solo se registraron en el punto D en agosto. Los pirálidos permanecen en los refugios de las larvas protegidos de depredadores hasta que emergen como adultos a la superficie (De la Rosa y Barbee, 1993), es muy frecuente encontrarlos referenciados en la literatura como habitantes de sistemas oligotróficos, lo que ello explica su baja abundancia en Jaboque.

5.2.2 Macroinvertebrados bentónicos

Se registró un promedio de 21.5 ind/m² de los cuales la familia Tubificidae tuvo la mayor abundancia promedio 15 ind/m² y se distribuyó en todas las estaciones (Anexo G). Las estaciones que registraron abundancias más altas fueron la A en enero y la F en agosto (36 ind/m²) (Figura 20). Los meses de mayor abundancia de macroinvertebrados bentónicos fueron agosto y enero (épocas de bajas lluvias). La familia Glossiphoniidae tuvo su mayor abundancia en abril en las estaciones G, A y D. La familia Physa presentó muy baja abundancia en agosto en los sitios C, F y G. La mayor abundancia la reportaron los Tubificidae ya que presentaron una alta densidad de especímenes por área y son tolerantes a condiciones de anoxia (Brinkhurst y Cook 1974). Martínez (2009) encontró gran cantidad de oligoquetos en ciénagas de la depresión momposina y atribuyó este resultado a que la mayoría de los taxones de esta clase prefieren sustratos vegetales y material vegetal en estado de descomposición, los cuales también son abundantes en el humedal Jaboque. Teniendo en cuenta, que esta es una familia altamente adaptada a vivir en ambientes con bajos niveles de oxígeno e indicadora de aguas eutrofizadas, su variación por épocas puede deberse a que durante la temporada de bajas lluvias la temperatura, se incrementa, esto acelera los procesos de descomposición y favorece la presencia de los oligoquetos, que prefieren estar enterrados en el fondo. También es posible que su gran abundancia se deba a la especificidad de este organismo hacia un sustrato generalmente inadecuado para otros animales y sus hábitos tubícolas, que los protegen contra la depredación e inhiben la competencia (Rojas y Vargas, 2008). Molano y Zerda (2006) estudiaron la distribución de las comunidades de Anélidos en diferentes paisajes de la amazonia colombiana y sugieren que este grupo de invertebrados se encuentra influenciado por la disponibilidad de nutrientes en el suelo, hallaron

correlaciones entre la densidad de anélidos y los porcentajes de carbono orgánico, de MO y de nitrógeno total. Dado que estas variables también registraron altas concentraciones en Jaboque, sería factible proponer, a manera de hipótesis, su influencia sobre las abundancias de anélidos en el sedimento del humedal (Anexo B).

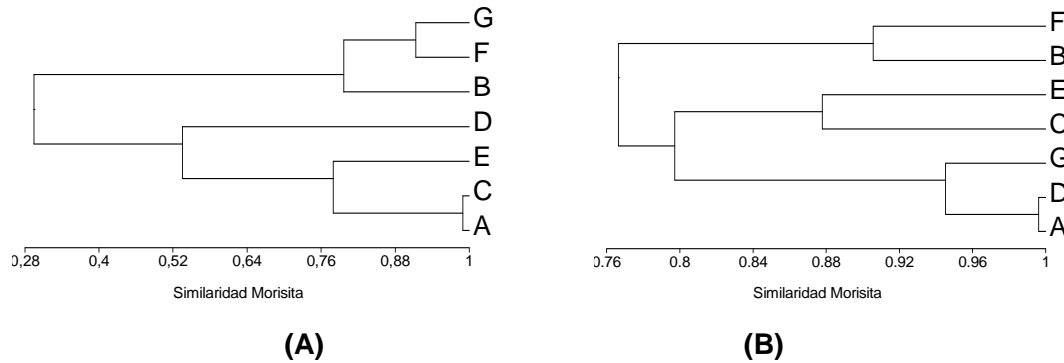
Figura 5-20: Abundancia macroinvertebrados bentónicos (ind/m²) en el humedal Jaboque.



5.2.3 Similitud entre las Comunidades de Macroinvertebrados en macrófitas

Para el mes de abril se pudieron establecer tres grupos. El primero conformado por las estaciones G, F y B, que compartieron entre sí seis taxa, En este grupo la mayor similitud se registró entre F y G, con 91% (Figura 21A), similitud debida a la abundancia semejante de Tipulidae (24 ind/m²) y Tubificidae (12 ind/m²). El segundo grupo estuvo formado por los sitios E, D, C y A, en el que A y C mostraron la mayor similitud 99% debido a que compartieron seis taxones, la abundancia total difirió poco y solo registraron una pequeña diferencia en el número de individuos de la familia Glossiphoniidae.

Figura 5-21: Cluster (Índice de Morisita) para la abundancia de macroinvertebrados recolectados en el humedal Jaboque en (A) abril y (B) agosto.



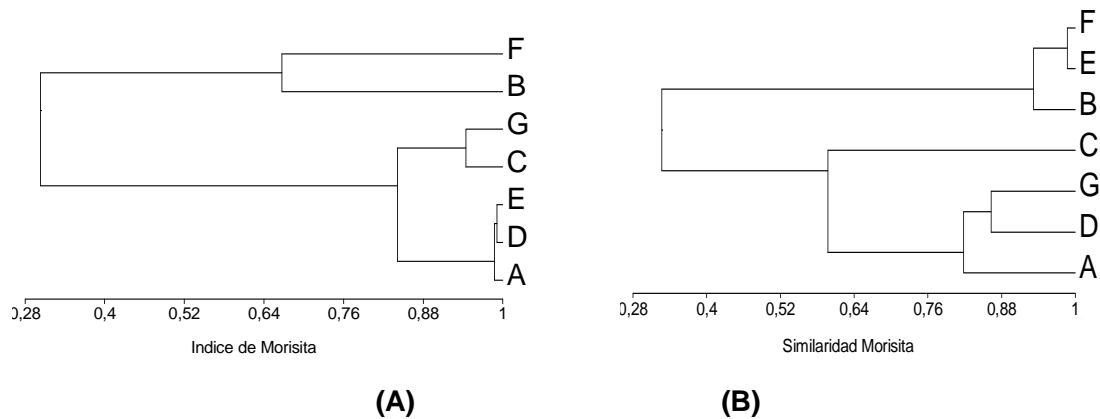
Para el mes de agosto el análisis de similitud dejó ver dos grandes grupos, el primero formado por las locaciones F y B (similares entre sí en un 99%) (Figura 21B). Estos sitios compartieron cinco taxones (entre ellos *Physa*, *Tubificidae*, *Chironominae* sp2) y tuvieron poca diferencia en sus abundancias totales. Este grupo es similar a las demás estaciones un 67%. El segundo grupo estuvo formado por los sitios E y C, que fueron similares entre sí tan solo 54%; compartieron cuatro taxones (*Chironominae* sp2, *Asellidae* y *Tipula* y tuvieron poca variación en la abundancia total. Esta pareja de estaciones fue similar al grupo G, D y A en un 84%. Por su parte, A y D tuvieron un 99% de similitud debido a que sus abundancias en la familia *Tubificidae* fueron mínimas (4 ind/m²) estuvieron muy cercanas y además fluctuaron poco en general.

En octubre se pudieron ver dos grupos. El mas pequeño correspondió a las estaciones F y B con una similitud del 66%. Este grupo comparte seis taxones entre ellos *Ginacantha*; este taxón tan solo se registró en estas dos estaciones; *Hyallela*, *Tubificidae*, y *Tipula* hicieron parte del agrupamiento más grande, formado por las demas locaciones; dentro de este grupo se evidenció la mayor similitud entre los sitios E y D con un 99%, compartiendo 4 taxa como *Tipula* con la misma abundancia, *Buenoa* (que para esta época solo se registró en estas estaciones), y la familia *Tubificidae* bastante abundante (Figura 22A). Estas dos estaciones fueron similares a A en un 98%, compartiendo taxones como *Tipula*, *Helobdella* y *Tubificidae*. A su vez, estas tres estaciones fueron similares a G y C un 84.1%, las estaciones G y C fueron similares en un 94%,

compartieron cuatro taxones y su abundancia total fue muy similar, con una diferencia de 75 ind/m².

Para enero se formaron dos grupos. En el primero se ubicaron las estaciones B, E y F; E y F fueron similares con un 98.7% (Figura 22B) debido a que tuvieron siete taxones en común, con pocas fluctuaciones en sus abundancias. Fueron muy similares en densidad *Hyallela*, *Tipula*, *Helobdella* y *Spheriidae*. Además, espacialmente estos sitios son muy cercanos. La estación B fue similar a las dos anteriores en un 93%. Otro grupo es el formado por los puntos G, D y A, el que G y D fueron similares en un 86% y compartieron cinco taxones (*Physa*, *Tubificidae*, *Tipula*, y la familia *Glossiphoniidae*, que fueron los de mayor abundancia). El sitio A fue similar al conjunto anterior en un 81% y la estación C fue similar a este segundo grupo tan solo en un 59%.

Figura 5-22: Cluster (Índice de Morisita) de abundancia de macroinvertebrados recolectados en el humedal Jaboque en (A) octubre y (B) enero.



En las agrupaciones mostradas en las Figuras 21 y 22 se destaca que durante todos los muestreos las estaciones A (menos alterada) y F (en la zona más deteriorada) estuvieron siempre en posiciones opuestas. Al parecer, la composición de la comunidad de macroinvertebrados en estos sitios es lo suficientemente diferente como para mostrar las condiciones generales de menor a mayor contaminación.

5.2.4 Relaciones generales entre las familias de macroinvertebrados y las variables físicas y químicas

Se utilizó la correlación canónica para explorar la manera en que las variables fisicoquímicas influyen sobre la comunidad de MIA. La primera correlación canónica (r) fue de 0.99 ($p=0.0003$). Las familias que registraron una correlación positiva (es decir que cuando se registran altos valores de estas variables aumenta el número de individuos) con las variables físicas y químicas fueron la: familia Glossiphoniidae con los nitratos ($p=0.023$, $r=0.42$). Rivera y Mejía (2005) plantean que la familia Glossiphoniidae presenta una relación negativa de sustancias nitrogenadas, como los nitratos, aunque estos autores no registraron valores tan altos como los reportados en el presente estudio. Autores como Krueger y Waters (1983) han encontrado que la producción anual de macroinvertebrados está estadísticamente relacionada con los nitratos.

Así mismo la conductividad (Anexo G) ($p<0.009$, $r=0.47$ correlación), mostró una relación positiva con la abundancia con esta familia de sanguijuelas debido a que los valores altos de este parámetro implican concentraciones altas de nutrientes minerales en el humedal y estos a su vez promueven un aumento en la vegetación acuática. De esta forma se genera un ambiente más heterogéneo que favorece la presencia de estos individuos en los humedales (Contreras *et al.*, 2005). Esto explicaría la alta abundancia de la familia Glossiphoniidae durante los muestreos, ya que al parecer este taxón está adaptado a elevadas cargas de MO. Con respecto a las nutrientes (nitritos, nitratos, fósforo, etc.), algunos autores señalan que es complejo establecer el efecto que causan sobre las comunidades acuáticas (Richards y Baker, 1993).

El oxígeno favoreció el establecimiento de los Chironominae ($p=0.043$, $r=0.52$) los Tipulidae ($p=0.01$, $r=0.44$) y los isópodos Asellidae ($p=0.0008$, $r=0.59$). El aumento en los valores de oxígeno promueven una alta densidad biológica y el desarrollo de la entomofauna acuática (Guerrero *et al.*, 2003). Las variables que se relacionaron inversamente (es decir, que al aumentar disminuyó la abundancia de los organismos) fueron los sólidos con respecto a las familias Hyalellidae, Asellidae y Physidae. Moya *et al.* (2009a) plantean que los sólidos tienen efectos negativos sobre la comunidad de

macroinvertebrados. Por su parte la familia Spheriidae registró una correlación positiva con las concentraciones de sólidos ($p=0.0002$, $r=0.64$), con la conductividad ($p=0.003$, $r=0.48$) y con el fósforo ($p=0.002$, $r=0.55$), mientras que la familia Tipulidae presentó una relación positiva con el oxígeno disuelto ($p=0.01$, $r=0.44$). Los estudios sobre las relaciones entre los factores físicos y químicos y las comunidades de macroinvertebrados han permitido generar modelos que explican el control de los factores ambientales (Whittaker, 1956; Bray y Curtís, 1957).

De acuerdo con algunos autores como Martínez *et al.* (1998), la estructura de la comunidad de macroinvertebrados depende de varios factores, entre los que se puede mencionar algunos abióticos como las condiciones del sedimento, la profundidad, el oxígeno, el pH, la temperatura y la MO entre otros. Es de esperar que los cambios significativos en las características físicas y químicas del medio coincidan con las variaciones en composición y abundancia de las comunidades acuáticas (Lenat y Crawford, 1994), debido a que existe una estrecha correlación entre los organismos y los factores ambientales. Todo lo anteriormente planteado confirma la influencia de las características del medio sobre la permanencia de los macroinvertebrados en el ecosistema acuático. Los métodos multivariados permiten explorar la manera cómo interactúan las variables físicas y químicas con los organismos, a la vez que dejan ver cómo se correlacionan entre sí los dos grupos de variables.

5.2.5 Síntesis de la comunidad de macroinvertebrados

La comunidad de MIA de Jaboque presentó una composición variada con mayor riqueza en los periodos de altas lluvias y mayor abundancia en los periodos de bajas lluvias. Estas variaciones en riqueza y abundancia evidencian la influencia que los factores temporales y ejercen sobre las comunidades de MIA. Se constató una alta dominancia de *Helobdella* (Glossiphoniidae), y Asellidae individuos que en su mayor parte son indicadores de algún grado de polución (contaminación) debido a que están mejor adaptados para emplear eficientemente los altos niveles de nutrientes y presentaron además correlaciones positivas con las variables físicas y químicas indicadoras de

contaminación orgánica. Esto a su vez señala que existen condiciones de elevados nutrientes y fuerte saptobiedad, lo cual desfavorece a las especies sensibles a altos niveles de contaminación (Ceratopogonidae y heterópteros, entre otros) que se registraron con menor abundancia. Estas características evidenciaron que Jaboque presentó gran cantidad de MO en descomposición y una clara tendencia a la eutrofización.

5.3 Índices ecológicos

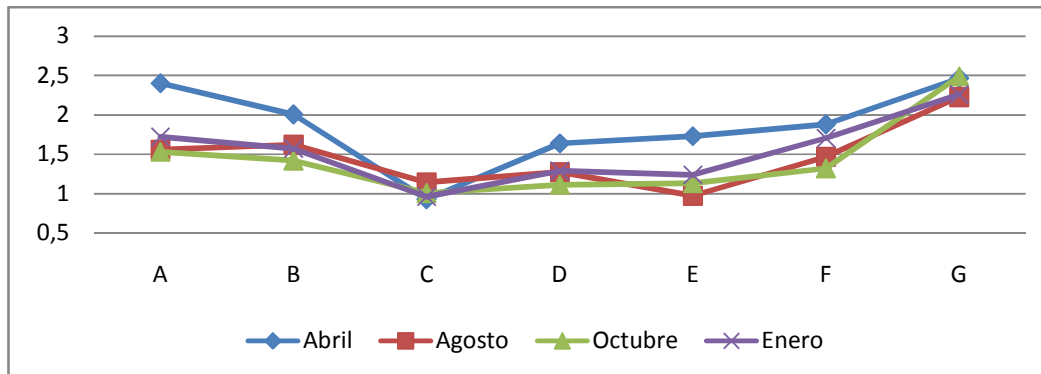
Las relaciones entre el número de especies y los valores de importancia de los individuos, ya sean estos registrados como abundancia, biomasa, productividad, etc. se designan como índices de diversidad de las especies (Odum, 1972). En el presente estudio se analizan cuatro índices:

5.3.1 Índice de riqueza de Margalef

Este índice mostró una fluctuación entre 0.92 y 2.48 bits (Figura 23), con diferencias significativas por mes ($p=0.003$) y por estación ($p<0.05$). El promedio máximo se registró durante la época de precipitaciones altas en abril (1.83 bits), y agosto (1.46). Los máximos valores se encontraron en la estación G para todos los meses de muestreo, seguidas por las estaciones A y B. Esto podría deberse a las pocas limitaciones físicas y químicas que impuso el medio para el establecimiento de los organismos acuáticos, tales como, la concentración de oxígeno disuelto relativamente alta, y los bajos valores de la DBO_5 en estas estaciones. Por otro lado, los valores mínimos de riqueza se registraron en el sitio C en abril. En esta estación se obtuvo un valor muy bajo de equidad y concentraciones muy altas de nitratos y fósforo, lo que parece demostrar que las características físicas y químicas impuestas sobre la comunidad de macroinvertebrados fueron desfavorables y se reflejaron en los bajos valores de este índice para este sitio. En general la riqueza de Margalef se afectó por la abundancia o dominancia de familias como Glossiphoniidae y Asellidae, ya que estos taxones soportan ciertos niveles de contaminación por MO y se caracterizan por tener una amplia distribución. En la estación A el índice pasó de 1.5 bits en agosto (lluvias menores) a 2.3 en abril (lluvias altas) (Anexo D). Este comportamiento se relaciona posiblemente con el cambio en las

condiciones físicas y químicas de una época a otra como lo es el incremento del oxígeno y la variación en la DBO₅ (Anexo B).

Figura 5-23: Variación del índice de Margalef durante las meses de muestreo en el humedal Jaboque.

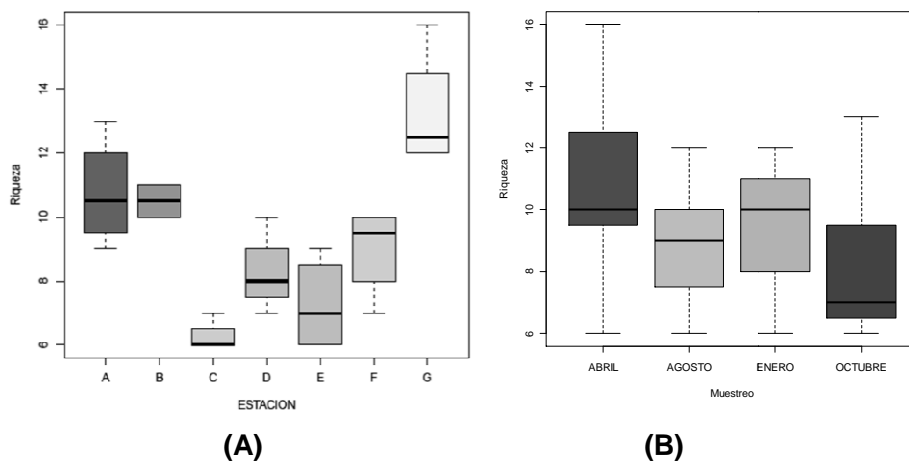


5.3.2 Riqueza de macroinvertebrados

La riqueza fluctuó entre seis y 16 taxones mostrando diferencias significativa entre los meses ($p=0.001$) y entre las estaciones ($p=0.00001$). El valor máximo se halló en el sitio G en todos los meses de muestreo pero con datos más altos en abril (16) y octubre (13), (Figura 24, Anexo D, F). En general se presentó una mayor riqueza promedio, en esta estación la cual tuvo los valores más altos de oxígeno disuelto y un pequeño espejo de agua que favorece el mejoramiento de las condiciones físicas y químicas del agua. La estación A y B (Figura 24A) también mostraron valores relativamente altos de riqueza ya que se encuentran a mayor distancia de los barrios aledaños, lo que parece evidenciar una disminución de la presión antrópica urbana. Por otro lado, el lugar que registró los valores más bajos de riqueza fue el C con seis taxones, debido probablemente a que sus condiciones físicas y químicas registradas fueron muy adversas. En este sitio se vierten lodos extraídos de otros lugares del humedal lo cual parece empeorar sus condiciones físicas y químicas del agua. Es muy factible pensar que la velocidad con la que se dan las variaciones en las condiciones físicas y químicas del humedal es muy alta, de manera que se supera el ritmo de adaptabilidad de los organismos que allí habitan afectando sus condiciones de supervivencia (Posada *et al.*, 2000) y por ende las relaciones dentro de la

comunidad. En otras palabras la variación en la riqueza de macroinvertebrados acuáticos de Jaboque podría explicarse por la variabilidad en las condiciones ambientales, lo que hace aumentar la competencia por recursos entre las poblaciones y ejerce una fuerte influencia en su reproducción, distribución y abundancia.

Figura 5-24: Riqueza de macroinvertebrados acuáticos durante las épocas de muestreo en el humedal Jaboque. (A) estación (B) meses.

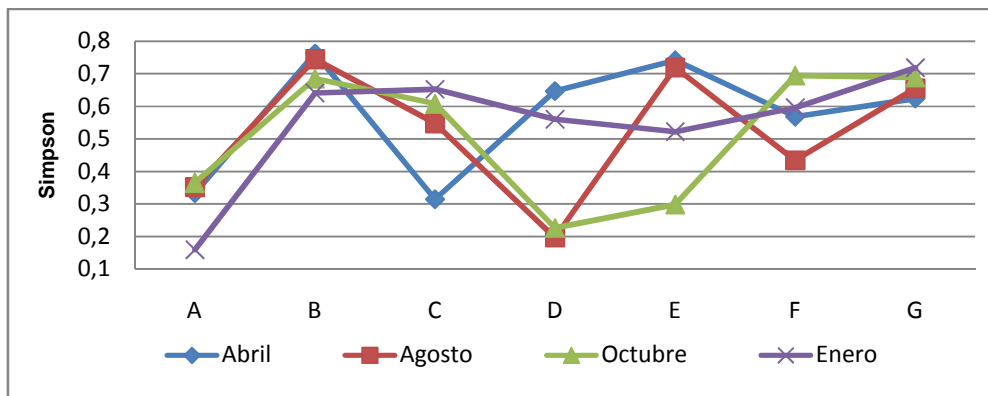


5.3.3 Dominancia de Simpson

Este índice manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar sean de la misma especie. Está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes (Magurran, 1988). Este índice no registró diferencias significativas por mes ($p=0.88$) pero sí entre las estaciones ($p=0.02$). En general la dominancia más alta se registró en las estaciones B y E en abril y agosto. Este incremento de la dominancia se debió al aumento de individuos pertenecientes al género *Hyallela* y a las familias Glossiphoniidae y Asellidae, las cuales tienen un amplio espectro de distribución. Sus altas abundancias en estas estaciones indican que dichos sitios les proveen condiciones adecuadas que les permiten su establecimiento y proliferación. En octubre y abril disminuyó la dominancia por parte de la familia Asellidae en los sitios D y E. Al comparar el índice de dominancia Simpson con el de equidad, se ve que están relacionados de manera inversa es decir, la disminución en el predominio de ciertos grupos taxonómicos

da la oportunidad a otras especies de utilizar el hábitat, lo que facilita el incremento en la estabilidad (equidad) de las comunidades acuáticas (Quiñones *et al.*, 1998). Esto se pudo observar claramente en el sitio G durante todos los muestreos. De acuerdo a lo dicho por Putman (1994), la diversidad y la equidad aumentan al presentarse un mayor número de especies exclusivas. Por tanto, estas taxa que dominaron contribuyeron al aumento del valor del índice (Figura 25). A su vez estos organismos son indicadores de abundante MO, lo cual corroboró el estado trófico de las estaciones en el humedal, como se observó anteriormente en los puntos D y C donde los valores de DBO_5 y fosfatos fueron elevados.

Figura 5-25: Variación del Índice de Simpson durante las épocas de muestreo en las estaciones de muestreo en el humedal Jaboque.

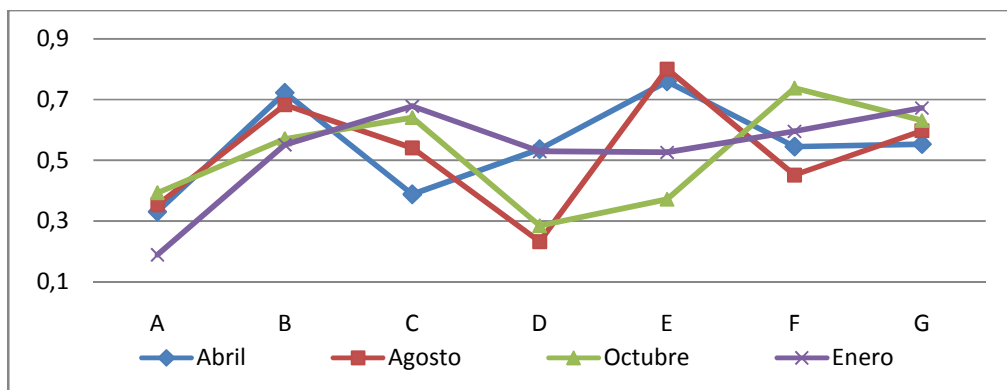


5.3.4 Índice de Equidad

Este índice tiene en cuenta, la distribución de los individuos entre las especies, de manera que una equidad perfecta se dará cuando los individuos estén distribuidos por igual en todos los taxa y su valor tenderá a 1. El índice de equidad fluctuó entre 0.18 y 0.72 bits y registró diferencias significativas por estación ($p=0.02$) pero no por mes ($p=0.9$). Los valores máximos se registraron en las estaciones B y F de abril y agosto, (Figura 26 y Anexo D). Esta mayor uniformidad en la distribución de los individuos por taxa, se debe a que no se presentó una gran dominancia de la familia Glossiphoniidae como en el resto de estaciones. Por otra parte, cuando una comunidad es estable o equitativa se tiene un indicio de un incremento en su complejidad (Lampert y Sommer,

1997), lo que evidencia un patrón de tolerancia al ambiente. Los valores mínimos de equidad se reportaron, en octubre y agosto en la estación D y en enero en el sitio A. Los valores bajos de este índice se encuentran influenciados por las altas dominancias de unos pocos organismos que son más tolerantes a las condiciones del ambiente, ya que en general la mayor parte de las familias presentes en estos sitios soportan en algún grado a la contaminación. La familia Ceratopogonidae que según la literatura es característica de aguas oligotróficas (Spinelli y Wirth, 1993) registró muy poca abundancia. Se evidenció un cambio en la equidad desde abril hasta octubre en los sitios D y E (Figura 25) debido muy probablemente a que las condiciones ambientales favorecieron la abundancia de algunos pocos grupos. En comparación con abril, octubre registró menor riqueza y mayor abundancia de ciertos taxones como *Helobdella* lo que provocó la disminución en la equidad. Teniendo en cuenta, el promedio de este índice (0.53 bits), se puede afirmar que la equidad en general tuvo valores medios correspondientes a un grado moderadamente alto de perturbación ambiental (Washington, 1984), el cual se reflejó en la comunidad de macroinvertebrados durante las épocas de muestreo y entre las estaciones.

Figura 5-26: Variación del Índice de Equidad durante las épocas de muestreo en las estaciones de muestreo en el humedal Jaboque.



5.3.5 Índice de diversidad de Shannon

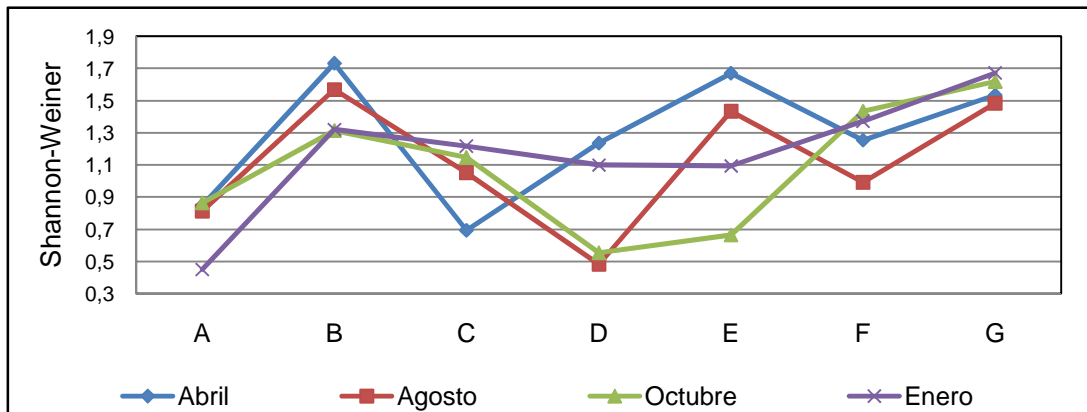
Este índice fluctuó durante los meses de muestreo entre 0.45 y 1.73 bits. Este índice registró diferencias significativas por estación ($p=0.01$), pero no por mes ($p=0.68$). Los

máximos registros se obtuvieron en las estaciones B y G durante todos los meses de muestreo y los mínimos en el sitio D octubre y enero (Figura 27, Anexo D). Este comportamiento puede deberse a que las características de la estación D fueron poco favorables si se tiene en cuenta variables tales como la DBO_5 . Según Wilhm y Dorris (1968), quienes estudiaron la diversidad de varias aguas contaminadas y sin contaminar, un H' superior a 3 indica que el agua está limpia, valores entre 1 y 3 ligeramente contaminadas e inferiores a 1 corresponden a cuerpos de agua intensamente contaminados. Si se sigue esta escala, se puede establecer que la calidad del agua en el humedal Jaboque corresponde a una condición ligeramente contaminada, aunque en algunas estaciones como la D en agosto y octubre, y la A en enero presentan características de intensa contaminación. En resumen, teniendo en cuenta, este índice, se puede afirmar que Jaboque posee aguas desde ligeramente hasta intensamente contaminadas.

Las diversidades de Shannon encontradas en el presente trabajo son menores que las halladas por Ovalle (2006) en Jaboque, quien reportó valores moderadamente altos de este índice para los macroinvertebrados en la vegetación de ribera como *Schoenoplectus sp.* (2.94 bits) y *Cyperus sp.* (2.86 bits), seguida por la vegetación de transición conformada principalmente por *Bidens sp.* (2.55 bits) y flotante en *Lemna sp.* (2.60 bits), *Azolla sp.* (2.67bits) y *E. crassipens*, (2.36 bits). En general son datos más altos que los registrados en este estudio, con excepción del medido para *E. crassipens*, lo cual podría indicar que ha habido un detrimento en las condiciones físicas y químicas del medio. Sin embargo, Venegas (2005) halló valores de diversidad de hasta de 1.53 bits en épocas de altas lluvias, un patrón muy similar al encontrado en este estudio; los datos más comunes de diversidad según esta autora fueron de 1,1 y 1,2 bits, los cuales fueron bajos en relación con otros humedales de Bogotá considerados en su estudio.

Prat *et al.* (1986) afirman que los índices bióticos son bastante adecuados para evaluar las características ambientales en los sistemas acuáticos. Se debe entender que este ecosistema es un humedal urbano que ha estado sometido durante varios años a fuertes presiones por el desarrollo urbano, de forma que sus procesos físicos y químicos han sido alterados.

Figura 5-27: Variación del Índice de Shannon-Weiner durante las épocas de muestreo en las estaciones de muestreo en el humedal Jaboque.



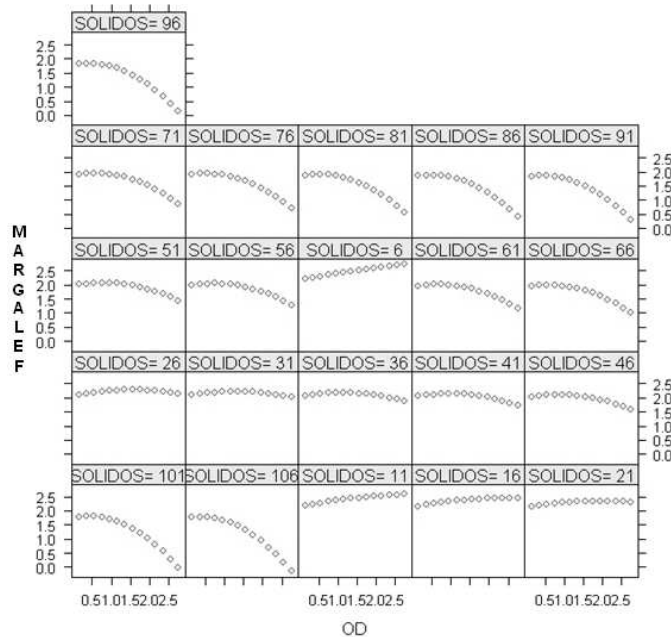
5.3.6 Relaciones de las variables físicas y químicas con la riqueza de Margalef

La variable que evidenció mayor relación con la riqueza de Margalef fue el oxígeno disuelto, el cual aumentó en una unidad cuando el índice lo hizo en 0.42 unidades (bits) con un nivel de significancia del $p < 0.01$. Por su parte, cuando el amonio se incrementó en una unidad, el índice disminuyó en 0.0042 unidades. El oxígeno tiene una gran influencia en la diversidad debido a que contribuye en los procesos de degradación de MO y el mantenimiento de los procesos físicos, químicos y biológicos. Maul *et al.* (2004) demostraron que los sólidos disueltos, el fósforo, el amonio y la conductividad fueron importantes para definir la estructura de la comunidad de macroinvertebrados en ríos de Mississippi. Por otro lado, a medida que aumenta en una unidad de sólidos, disminuye en 0.01946 unidades la riqueza de Margalef ($p = 0.0000007$) (Anexo E). Esta influencia coincide con la registrada para organismos acuáticos por Bonetto y Corrales de Jacobo (1985) y Moya *et al.* (2009a y b), quienes plantean que las variables ambientales como los sólidos disueltos y pH que tienen mayor efecto que la intermitencia de las lluvias en la riqueza, diversidad y densidad total de macroinvertebrados.

Por otra parte, el análisis de regresión múltiple mostró que el oxígeno influyó un 59%, los sólidos un 37% y el amonio un 17% sobre la variación de la riqueza de Margalef. Estas

tres variables en conjunto fueron las que mayor influencia (68.91%) presentaron sobre la diversidad. Esta influencia de los factores físicos y químicos sobre las comunidades acuáticas concuerda con lo reportado por Rivera y Mejía (2005), en cuyo trabajo afirman que las variables físicas y químicas son causantes de las alteraciones en la composición y abundancia de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos.

Figura 5-28: Variación en la riqueza de Margalef de la comunidad de macroinvertebrados con relación a la concentración de oxígeno disuelto y sólidos en el humedal Jaboque según el resultado del análisis de regresión múltiple.



En la Figura 28 se observa claramente la predicción del comportamiento de la riqueza de macroinvertebrados según la cantidad de sólidos suspendidos y el oxígeno disuelto; esta predicción se logró establecer con un modelo de regresión lineal el cual explicó el comportamiento de la riqueza: donde las riquezas se incrementaron cuando el oxígeno presentó los valores máximos (2.7 mg/L) y los sólidos sus valores menores (6 mg/L). Cuando los sólidos fluctuaron entre 6 y 31 mg/L y el oxígeno aumentó, la riqueza aumentó, pero cuando los sólidos alcanzaron las concentraciones más altas, la riqueza tendió a disminuir drásticamente, incluso cuando el oxígeno aumentó levemente (Figura

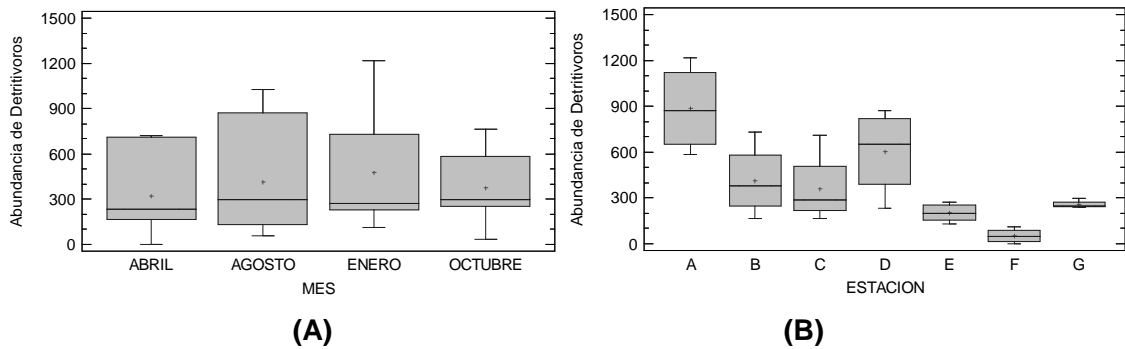
28). Esta misma influencia fue registrada por Bonetto y Corrales de Jacobo (1985) para el zooplancton en el río Paraná, e indirectamente para los macroinvertebrados debido a que gran parte de éstos se alimentan de zooplancton. Como se mencionó, Moya *et al.* (2009a) encontraron que los sólidos ejercen una gran influencia sobre la comunidad de macroinvertebrados en sistemas acuáticos. Con el modelo gráfico de la Figura 28 se puede prever la riqueza aproximada cuando se conocen el oxígeno disuelto y los sólidos suspendidos totales. De esta manera, para obtener una alta riqueza se debe contar con valores de sólidos que fluctúen entre 6 y 31 mg/L y de oxígeno disuelto iguales o superiores a 2 mg/L.

5.3.7 Síntesis de los índices de diversidad

En general la diversidad registro valores inferiores en comparación con los reportados por estudios anteriores para este humedal. Los máximos valores de los índices de Margalef y riqueza (número de taxas) ocurrieron en épocas de altas lluvias registrando diferencias por mes y por estación. Por su parte los índices de Simpson, Shannon y equidad tan solo registraron diferencias por estación con máximos valores en las estaciones A y G. Esto parece demostrar con ello que los factores temporales y espaciales afectan la organización de las comunidades acuáticas que se manifiesta en las variaciones de estos índices. Los bajos valores de tales índices reflejan un descenso de la diversidad con pérdida de organismos sensibles, aumentando la abundancia de los organismos tolerantes. Se evidencia con ello una tendencia al enriquecimiento de nutrientes en las aguas y sedimentos del humedal, lo cual pudo ocasionar el descenso de la equidad y aumento en la dominancia en gran parte de las estaciones estudiadas.

Por otro lado, el análisis de regresión mostró que el oxígeno, los sólidos, y el amonio fueron las variables que más influyeron sobre la variación de la riqueza de Margalef. Con base en ello se elaboro un modelo el cual explica claramente que para obtener valores altos de riqueza (Margalef) las concentraciones de sólidos deben ser bajos (6 y 21 mg/L) y las de oxígeno disuelto deben ser entre 2 y 2.7 mg/L O₂. (o mayores). Este modelo evidencia lo acontecido en Jaboque, lo cual podría ser aplicable a otros humedales andinos similares.

Figura 5-30: Abundancia de macroinvertebrados detritívoros (ind/m²) durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque (A) Mes (B) Estaciones.



El gremio de los detritívoros (hirudíneos en el presente caso) fue el mejor representado en todos los muestreos debido quizá a la gran disponibilidad de recursos alimenticios. Autores como Roy (1974) y Baer (1971) afirman que algunos de estos organismos también son depredadores (de caracoles, oligoquetos, larvas de insectos, crustáceos y Hyallelas) o que pueden ser ectoparásitos (hematófagos si se les presenta la ocasión) de aves acuáticas, reptiles y anfibios. También, se plantea que emplean la ventosa para succionar pequeñas partes de estos animales o que se alimentan de fluidos corporales (Sawyer, 1986). Otros, autores como Pennak (1978) y, Sket y Trontelj (2008) afirman que raramente estos organismos son detritívoros. Teniendo en cuenta, las evidencias registradas en sus contenidos estomacales, en los que se observó un 42.3% de MO (Anexo E), un 1.2% de materia inorgánica y en menor porcentaje (0.8%) de restos vegetales, se puede afirmar que al menos para el presente estudio estos individuos se pueden catalogar dentro del grupo de los (detritívoros). Cabe destacar que son escasos los estudios de contenidos estomacales en este grupo de organismos y en este tipo de sistemas lenticos (humedales), en los que las dinámicas y los flujos energéticos presentan diferencias con relación a los sistemas loticos. Esta gran abundancia de detritívoros demuestra la gran disponibilidad o cantidad de MO que presenta el humedal.

El gremio de los depredadores (Dep) estuvo conformado por ocho taxones. La mayor riqueza se presentó en abril (ocho taxa) y la menor en octubre (tres taxa). La poca abundancia de los depredadores es coherente con lo planteado en la teoría ecológica según la cual los depredadores no deben superar el 10% de la comunidad por razones

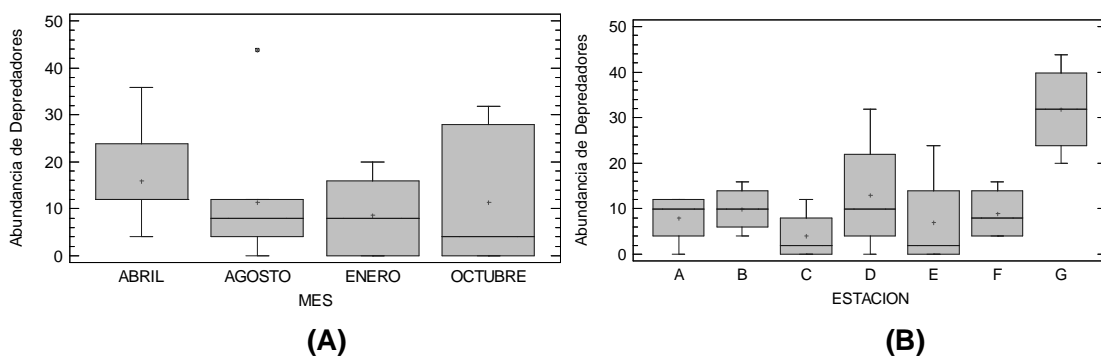
termodinámicas (Odum, 1972). La mayor abundancia de este grupo se registró en el sitio G (Figura 29), la cual tuvo diferencias con las estaciones B, C y F. No se registraron diferencias significativas por mes ($p=0.68$) ni por estaciones ($p=0.14$). El bajo porcentaje de depredadores difiere de algunos estudios en sistemas lenticos como el de Martínez (2009) quien señala que en las ciénagas de la depresión momposina alcanzan el 61% de la comunidad. En el humedal de Techo de Bogotá también se registró un 35% de depredadores (PUJ y EAAB, 2009). En estos trabajos se incluyen los individuos de la familia Glossiphoniidae dentro de este gremio de los depredadores, sin registrar sus contenidos estomacales (tan solo empleando literatura de zonas templadas) lo que pueden inducir a errores en la asignación de los gremios dietarios debido a que en la zona tropical se presenta una mayor heterogeneidad de recursos y dinámicas tróficas (Cheshire *et al.*, 2005; Ríos *et al.* (2009).

Los integrantes del gremio de los depredadores son indicadores de ambientes con mayores niveles de eutrofización y su gran abundancia radica en que están mejor adaptados a estas condiciones por ser más competitivos. Durante los muestreos el mayor aporte correspondió a las libélulas de la familia Aeshnidae y en menor proporción a chironómidos de la familia Tanypodinae y coleópteros de la familia Dytiscidae (*Ranthus*). Esta última familia se caracteriza por ser depredadora de larvas de mosquitos, según lo reportado por Swamy y Rao (1974). Herrera *et al.* (1991) la registran como depredador eficiente de *Culex*. Es posible que su baja abundancia en Jaboque se deba a la poca cantidad de presas como se ha visto en quebradas del Quindío (Rivera *et al.*, 2008). Los depredadores se caracterizan por su papel de reguladores de las poblaciones de otros macroinvertebrados, sobre todo de organismos del orden díptera. Este hábito alimenticio les confiere una alta competitividad dentro de la comunidad. Además, existen muy pocos organismos, como los peces, que puedan regular sus poblaciones, de manera que sus depredadores son escasos al menos en Jaboque.

Los depredadores tuvieron una mayor abundancia en enero, seguida de la de agosto (Figura 31). Esta variación en la abundancia temporal de este gremio se debe a que durante los meses de baja precipitación aumentó la riqueza (Figura 24) y con ello hubo una mayor variedad de presas. Corbet (1999) afirma que algunas especies de odonatos

pueden sincronizar sus periodos de emergencia con la disponibilidad de sustratos, evitando la competencia intraespecífica. A la familia Aeshnidae se le registraron capsulas cefálicas (Chironomidae), segmentos de mandíbulas y fragmentos de patas (de invertebrados indeterminados) (18.7%), en sus contenidos estomacales, demostrándose con ello que es un asiduo depredador (Merritt y Cummins, 1996). También se registraron restos vegetales (1.5%) y material orgánico (2%). Otros depredadores son los de la familia Piscicolidae (hirudíneos) recolectados en el sitio E en abril y en el sitio D en agosto. Esta familia, se asignó dentro de este grupo debido a que en sus estómagos se hallaron segmentos de oligoquetos (15.3%) en los cuales se pudieron observar quetas bifidas, al parecer de tubificidos (Anexo E (K)). Lo anterior permite inferir que estos organismos son depredadores, lo que difiere del planteamiento de Sket y Trontelj (2008), quienes afirman que estas sanguijuelas son parásitos de peces. Es posible que en presencia de peces los Piscicolidae succionen su sangre, pero ante la ausencia o escasa presencia de tales vertebrados en el humedal Jaboque, parece recurrir a otras fuentes alimenticias. También se registró en su contenido una espora del hongo *Tetraploa aristata* y MO en menor proporción (3.1%). Dentro del grupo de depredadores también se recolectaron con baja abundancia las familias de chinches acuáticos Notonectidae y Corixidae, reportadas en la literatura como depredadores de insectos (Merritt y Cummins, 1996; Herrera, 1997).

Figura 5-31: Abundancia de macroinvertebrados depredadores (ind/m²) durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque (A) mes (B) estaciones.



El gremio colector-raspador (C.Rs) representó el 31.5% de la abundancia. Se recolectaron cinco taxones de este gremio. El mes donde fueron más abundantes fue

enero (2762 ind/m²) (Figuras 32 y 33) y tuvieron menor número en agosto (1277 ind/m² y cuatro taxa). Las estaciones donde alcanzaron mayores abundancias fueron: la B en octubre y la G en abril. No se registraron diferencias significativas por mes ($p=0.51$) pero si por estaciones ($p=0.0021$). La estación B mostró una gran diferencia con relación a las demás, excepto a los sitios F y G donde también fue muy abundante este grupo. La mayor abundancia en enero puede deberse a que en los meses de lluvias bajas hay mayor radiación solar y temperatura (Figura 3 y 4) y con ello mayor fotosíntesis y alta cantidad de algas. De esta forma se presenta una oferta alimenticia más elevada para este grupo de organismos.

Los contenidos estomacales de la familia Hyalellidae alcanzaron el 22.8% de MO y un 0.49% de materia inorgánica. Estos organismos viven en la vegetación acuática y se alimentan de MO en descomposición. Son tanto colectores como raspadores de algas filamentosas y diatomeas que se encuentran en el perifiton (Lievano y Ospina, 2007). Los contenidos estomacales de los Chironominae llegaron a 28.3% de MO y un 0.59% de material vegetal. Se registró la presencia de algas filamentosas y de material inorgánico (0.86%), lo que concuerda con los planteamientos de Chessman (1986) quien reporta para esta familia porcentajes de detritos finos entre el 17 y 56%, y en menor proporción la presencia de algas.

Figura 5-32: Abundancia de macroinvertebrados grupo trófico colector-raspador (C.Rs) (ind/m²) durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque por (A) meses (B) estaciones.

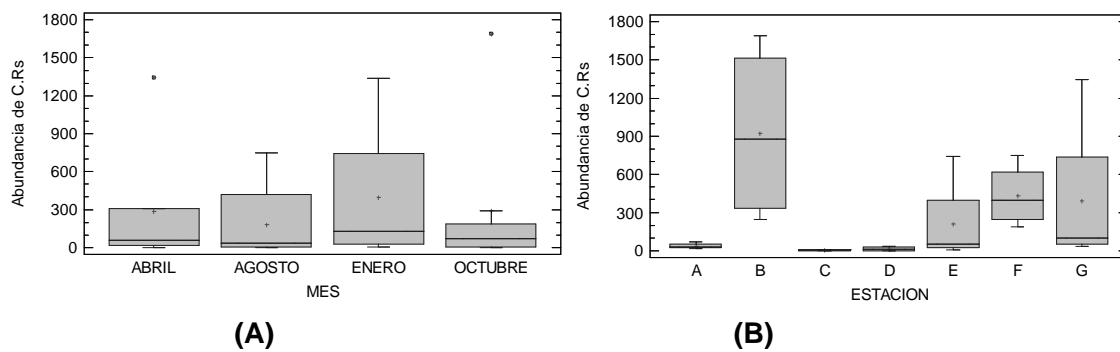
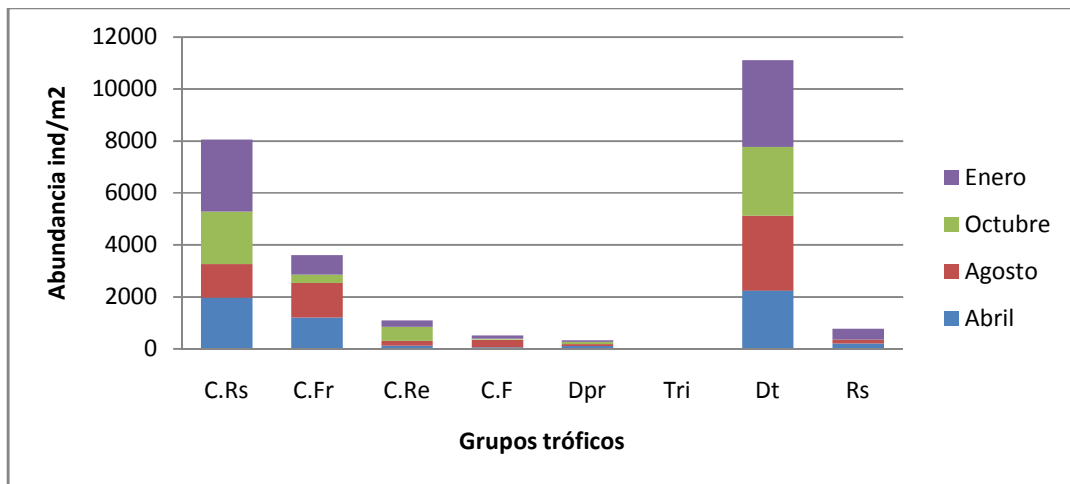


Figura 5-33: Abundancia de macroinvertebrados por gremios dietarios (ind/m²) durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque. Colector-Raspador (C.Rs), Colector-Fragmentador (C.Fr), Colector-Recolector (C.Re), Colector-Filtrador (C.F), Depredador (Dep), Triturador (Tri), Detritívoro (Dt), Raspador (Rs).



Los raspadores (Rs) conformado por los caracoles de la familia Physidae (3%), los cuales tuvieron su mayor abundancia en enero y la menor en agosto (Figura 33) Las estaciones con mayor abundancia fueron: la G en abril y la B en octubre y enero (Anexo C). No se registraron diferencias significativas entre los meses ($p=0.20$) ni entre las estaciones ($p=0.53$). La localidad D mostró mayor diferencia con relación a las demás estaciones, en especial el sitio A. El incremento en nutrientes aumenta la producción primaria, lo que favorece a este gremio (Alonso y Camargo, 2005). Algunos investigadores plantean que los raspadores se encuentran influenciados por la producción primaria del perifiton, y que existe una relación entre la distribución estacional del perifiton y la de los raspadores. Como el perifiton está influenciado por las características físicas y químicas del agua, su abundancia varía debido a los cambios climáticos dados por los periodos de lluvias y sequias. A su vez, estos cambios hacen que las poblaciones de raspadores fluctúen de forma proporcional. La baja abundancia de raspadores en Jaboque podría estar relacionada con la predominancia *E. crassipes* planta que permite un escaso crecimiento del perifiton debido a la interferencia de la luz que producen sus hojas (Planas y Neiff, 1998).

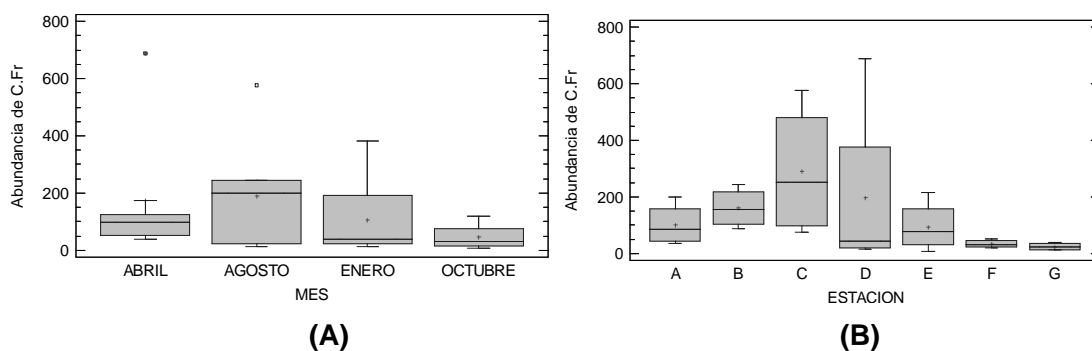
Los colectores-fragmentadores (C.Fr) alcanzaron el 14.1% (Figura 33) de la abundancia y estuvieron representados por seis taxones. En abril se observó la mayor riqueza, en agosto se registró la mayor abundancia y en octubre se obtuvo la menor cantidad de individuos de este gremio (Anexo C). Se registraron diferencias significativas por estaciones ($p=0.02$) pero no por meses ($p=0.07$). La mayor abundancia se encontró en la estación C, que fue especialmente diferente de las estaciones F y G (Anexo F). La mayor abundancia se registró en el sitio C en agosto lo cual parece estar relacionado con la alta presencia de MO que se observó indirectamente a través de los altos valores de DBO_5 , sólidos suspendidos, nitratos y fósforo, así como por los bajos valores de oxígeno disuelto. Estas condiciones fueron comunes a gran parte de las estaciones. Los valores de abundancia de los fragmentadores en Jaboque concuerdan con trabajos previos que sugieren que estos organismos explotan mejor el recurso en los periodos de menores lluvias, dado que durante estas épocas se dan simultáneamente condiciones de estabilidad hidrológica y altas temperaturas (Miserendino y Pizzolón, 2000).

El porcentaje de colectores-fragmentadores registrado en este estudio es muy similar al reportado en el humedal Techo (21% por PUJ y EAAB, 2009) que presenta características físicas y químicas similares a las de Jaboque. Como se señaló anteriormente, la menor abundancia de este gremio se reportó en octubre (322 ind/m²), pero en general sus densidades fueron comparativamente bajas. Al respecto es importante tener en cuenta lo señalado por Dudgeon (1984), quien observó que la eutrofización cultural reduce e incluso puede llegar a eliminar las poblaciones de desmenuzadores. El humedal Jaboque presenta una elevada presión antrópica desde hace varios años, con altas concentraciones de MO, lo que podría ayudar a explicar la reducida presencia de este gremio.

La mayor abundancia de este gremio colector-fragmentador fue aportada por la familia Asellidae que se reporta por algunos investigadores como propia de ambientes con alto grado de contaminación (Bennett, 1978; PUJ y EAAB, 2009). Los contenidos estomacales de esta familia Asellidae registraron un 38.9% de MO y (Anexo E), un 0.2% de materia inorgánica y un 4.2% de material vegetal (restos de hojas). Esta familia se clasifica como de hábitos masticadores (desmenuzadores) (Rueda, 2008). El género

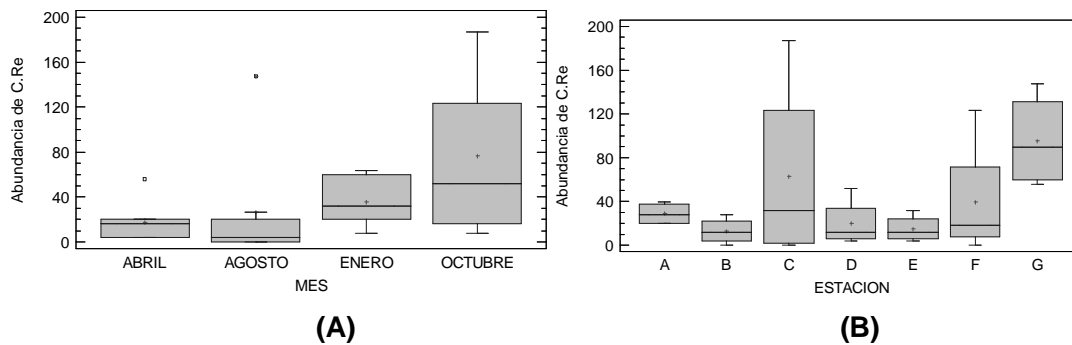
Tipula (díptero) se registró en la mayor parte de las estaciones pero con especial predominancia en el sitio E en abril y en el sitio D en enero (Figura 34). El contenido estomacal de estos organismos estuvo compuesto en un 35.7 % por MO, un 0.8% por materia inorgánica y un 4.3% por material vegetal, evidenciando altos niveles de detritos en el ambiente. Chessman (1986), reportó valores entre el 5 y el 57% de detritos finos en los contenidos estomacales de diferentes especies de Tipulidae, cuyas dimensiones variaron entre los 4 y 22 mm, tamaños similares a los recolectados en Jaboque. Los coleópteros de la familia Scirtidae (*Scirtes*), integrantes de este grupo de fragmentadores registraron su mayor abundancia en agosto en la estación B durante todos los muestreos. Su contenido estomacal registró un 34.4% de MO. Autores como Merritt y Cummins (1996) los catalogan como colectores-fragmentadores y herbívoros, lo cual se corrobora por el 2.1% de material vegetal encontrado en sus contenidos estomacales. Los dípteros de la familia Ceratopogonidae se recolectaron con mayor abundancia en la estación A en abril. En sus contenidos estomacales se halló un 35.6% de MO, valor más alto que el registrado en otros estudios (19.5%). (Motta y Uieda, 2004). También se encontró un 3.6% de material vegetal y se le observaron diatomeas (*Pinnularia sp* y *Gomphonema parvulum*). (Anexo E (L y M)), y esporas del hongo *Glomus sp* (Anexo E (N)) que son comunes en la base del tallo y en las hojas de las plantas acuáticas. En otros taxones como los colémbolos se han registrado porcentajes altos (39%) de esporas y conidios de hongos (Castaño *et al.*, 2004), así como restos de hongos en plecópteros de la familia Gripopterygidae (Chessman, 1986). Esto parece señalar que las esporas son una fuente de alimento para este tipo de organismos.

Figura 5-34: Abundancia de macroinvertebrados acuáticos Colectores-Fragmentadores (C.Fr) (ind/m^2) durante los muestreos en el humedal Jaboque (A) meses (B) estaciones.



El gremio dietario colector-recolector (C.Re) estuvo representado por ocho taxones y alcanzó un 4.3% (1098 ind/m²) de representatividad. Su mayor abundancia se reportó en octubre y agosto, principalmente por parte de la familia Tubificidae (oligoquetos). No se evidenciaron diferencias entre meses ($p=0.051$). Entre las estaciones tampoco hubo diferencias ($p=0.052$), pero se observó que la estación C fue la que presentó mayor abundancia (Figura 35 y Anexo I).

Figura 5-35: Abundancia de macroinvertebrados acuáticos Colectores-Recolectores (C.Re) durante los muestreos en el humedal Jaboque (A) mes (B) estaciones.



En el sitio C también se encontraron altas abundancias y promedio (Figura 35B). De acuerdo a Kerans y Karr (1994), el incremento del impacto humano aumenta la proporción de colectores-recolectores, y decrece la proporción de depredadores, y este parece ser el caso de la estación C la cual presentó un fuerte impacto antrópico. En términos sanitarios, algunos autores afirman que el aumento considerable de C.Re indica una mala calidad de las aguas (Plafkin *et al.*, 1989; Rosenberg y Resh, 1993). En menor proporción se registraron dípteros del genero *Eristalis* (familia Syrphidae) en la estación G en agosto y en el sitio A en enero.

El porcentaje de recolectores en Jaboque no fue muy alto pero su presencia evidencia que la vía detrítica es de suma importancia en este tipo de ecosistemas. El gran porcentaje de MO registrada en sus contenidos estomacales se debe consecuentemente a que los detritos son omnipresentes, encontrándose disponibles en gran abundancia en

los ecosistemas acuáticos del neotrópico (Allan 1982; Tomanova *et al.*, 2006) y aun más en los sistemas lénticos.

El gremio colector-filtrador (C.F) formado por el género *Culex* y por un gastrópodo de la familia Spheriidae registró una baja abundancia y no mostró diferencias significativas entre las estaciones ($p=0.78$) ni entre meses ($p=0.80$). Estos organismos fueron más abundantes en agosto (estación E) y en enero (estaciones D y F). El sitio E fue el más diferente con relación a las estaciones A, B, C y G. La familia Spheriidae se correlacionó positivamente con las concentraciones de sólidos. Además es muy común encontrar en la literatura reportes que indican que es un grupo asociado con la categoría de detritos finos o materia orgánica particulada fina (MOPF).

Los filtradores registraron los valores bajos de abundancia. Al parecer, están mejor representados en sistemas loticos (Restrepo y Rincón, 2009) debido, a que la corriente transporta las partículas y favorece su habito alimenticio. En los ríos los procesos químicos y físicos y las dinámicas del medio son propicios para el establecimiento de los filtradores. Comparativamente, en el humedal Techo no se registró la presencia de filtradores (PUJ y EAAB, 2009).

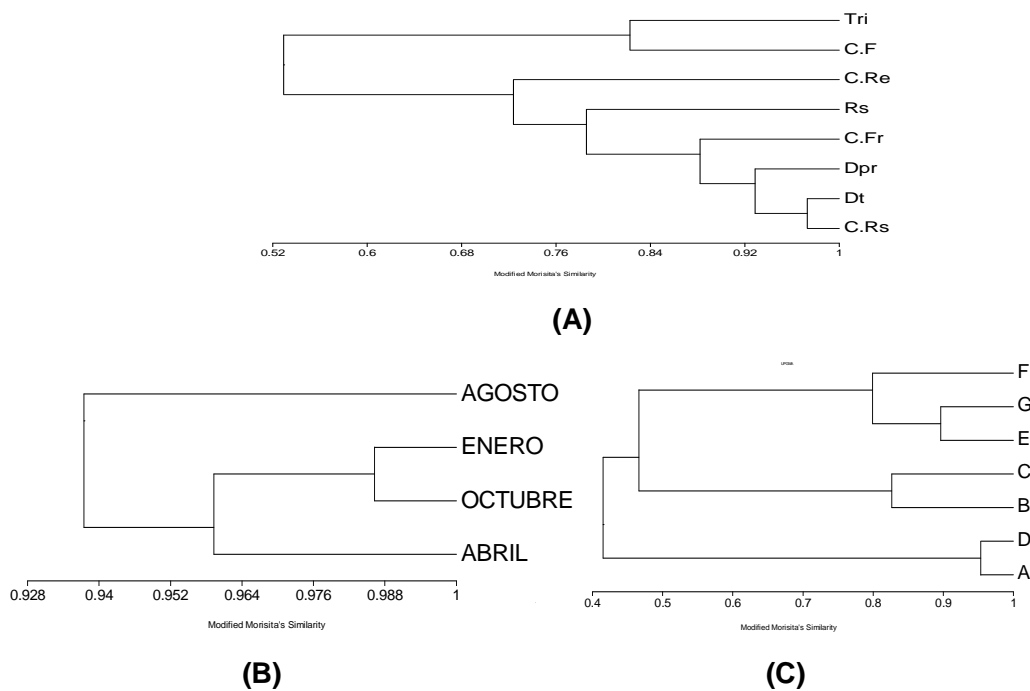
Por último, el grupo de los trituradores (Tri) formado por una larva de lepidóptero de la familia Pyralidae. Este individuo se registró tan solo en la estación D en agosto. Los organismos de esta familia se consideran como indicadores de aguas meso a oligotróficas (Roldan, 2003), razón que explica su bajísima presencia en Jaboque.

Algunos autores consideran que los macroinvertebrados acuáticos son oportunistas debido a que ingieren una amplia variedad de ítems alimenticios disponibles en su ambiente (Merritt y Cummins, 1996; Covich, 1988). En general a los taxones analizados en el presente trabajo se les registró más de un ítem en su contenido estomacal con grandes cantidades de MO, lo cual indica la alta disponibilidad de este recurso en el humedal Jaboque.

5.4.1 Similitud de gremios dietarios

El análisis de clasificación permite observar dos grupos principales en la Figura 36. La agrupación más afín está formada por los gremios dietarios de los Colectores-raspadores y los Detritívoros (97% de afinidad) (Figura 36A). Los Depredadores tuvieron una similitud con estos dos grupos del 92%, y los Colectores-fragmentadores se asemejan a su vez con estos 88%, Los colectores-filtradores y los trituradores herbívoros tuvieron una menor similitud y formaron un grupo aparte con un 82.3% de similitud. Al parecer, la asociación entre estos dos últimos grupos obedece a sus bajas abundancias, mientras que los gremios más cercanos en el dendrograma son los más abundantes. Los detritívoros y los colectores-raspadores, además de ser los más abundantes durante todos los muestreos, tuvieron la menor diferencia en octubre (Anexo A).

Figura 5-36: Dendrograma de abundancia de macroinvertebrados recolectados en el humedal Jaboque durante los meses de muestreo (A) gremios dietarios, (B) meses, (C) estaciones.



En el análisis por meses se observan dos grupos. En general la similitud en la composición de gremios dietarios es bastante alta entre todos los meses. Sin embargo el grupo más afín está formado por los meses enero y octubre (Figura 36B) siendo similares entre sí un 98.6%. La alta semejanza de estos dos meses se debió en parte a la poca variación en términos de abundancia de los colectores-raspadores y los depredadores. Aunque el mes de agosto formó un grupo aparte, presentó una afinidad con los demás meses del 96%. Quizá esta menor similitud se deba a que fue el mes con mayor abundancia de colectores-fragmentadores y colectores-filtradores además este mes fue atípico en cuanto a condiciones climáticas (el mes menos húmedo en los últimos 31 años, Figura 5), las cuales se reflejan en las variables físicas y químicas del agua que influyen en el desarrollo de las comunidades acuáticas.

La mayor similitud entre estaciones se observó en los sitios A y D (Figura 36C) (95.3%). Los cuales presentaron los más altos valores de abundancia para el grupo de los detritívoros y donde la diferencia en términos de abundancia para el grupo colector-recolector es mínima (Anexo B). Las estaciones G y E se asemejaron en un 89.6%, y a su vez se parecieron en un 79.9% a la estación F, estas tres estaciones están muy próximas entre si y comparten las más altas abundancias de colectores-raspadores y las menores de colectores-fragmentadores. Las estaciones C y B fueron similares entre sí un 82.7%, puesto que presentan los más altos valores de abundancia para los Detritívoros y una poca variación para los colectores-recolectores (Anexo B). La Figura 36C parece mostrar con bastante claridad la segregación de las estaciones menos contaminadas (A y D, en las que predominan los gremios de detritívoros y colectores-recolectores) de las de mayor grado de deterioro (E, F y G, en las cuales dominaron los colectores-raspadores).

La presencia de varios gremios dietarios y sus múltiples interacciones dentro de la comunidad de macroinvertebrados del humedal constituye una manera de diversificar el ingreso de energía a la comunidad ya que no solo se utilizan las vías de pastoreo (consumo de fitoplancton, perifiton o macrófitas por parte de los filtradores, raspadores y fragmentadores), sino también las vías detriticas. Estas últimas parecen ser más importantes, ya que los detritívoros constituyen el grupo trófico más abundante en Jaboque (y posiblemente en otros humedales similares). De esta manera existe una mayor disponibilidad de energía para sostener gran parte del sistema biótico que allí habita, el cual incluye a vertebrados superiores como las aves. La variación en la

abundancia de los gremios dietarios por periodos de muestreo se debe a la distribución de los recursos tróficos que fluctúan no solo espacial, sino temporalmente. Existen cambios estacionales en la disponibilidad de los distintos recursos (Álvarez, 2009) que pueden favorecer cierto grado de alteración o variaciones en la oferta alimenticia. Otra perspectiva es la que señala que la estructura de la comunidad de macroinvertebrados depende más de factores bióticos tales como: interacciones biológicas, depredación, competencia y disponibilidad de alimento (nutrientes) (Martínez *et al.*, 1998). Lo más probable es que tanto el ambiente físico y químico como las interacciones bióticas jueguen un papel importante e interrelacionado en la organización y estructura de la comunidad de macroinvertebrados de los humedales.

5.4.2 Síntesis de la abundancia de gremios dietarios

Los gremios dietarios más abundantes fueron los detritívoros en épocas de bajas lluvias, que presentaron diferencias significativas por estación. Por su parte el grupo colector-raspador fue más abundante en enero y abril. Estos dos grupos gremios mostraron una mayor afinidad en el análisis de asociación (clúster) debido su gran abundancia. La variada representación de distintos gremios dietarios permite suponer que el ingreso de energía en el humedal es variado. Además estudiar los gremios dietarios permite tener una visión más amplia del estado ecológico del sistema ya que estos grupos reflejan atributos significativos, relacionados con los ensambles de la comunidad de MIA desde una perspectiva funcional. A su vez, las fluctuaciones espacio temporales de estos grupos permiten conocer de forma indirecta las variaciones del enriquecimiento de nutrientes en el sistema (en cuanto a la disponibilidad de los distintos recursos tróficos) y por ende establecer las alteraciones en la oferta alimenticia. El gran porcentaje de MO registrada en los contenidos estomacales de los organismos analizados se debe consecuentemente a que los detritos son omnipresentes, encontrándose disponibles en gran abundancia en los ecosistemas acuáticos del neotrópico, su presencia evidencia que la vía detrítica es de suma importancia en este tipo de ecosistemas. Por último cabe destacar que para algunos organismos se pudo definir su asignación dentro de los

gremios dietarios específicos teniendo en cuenta las evidencias halladas (contenidos estomacales) en este trabajo.

5.5 Biomasa de macroinvertebrados y macrófitas sus relaciones con el ambiente físico y químico

5.5.1 Aspectos generales y biomasa de gremios dietarios en los macroinvertebrados asociados a macrófitas

La biomasa de los macroinvertebrados asociados a plantas acuáticas registró un promedio de 5.3 g/m^2 por estación. Los valores más altos se presentaron en enero y agosto (meses de bajas lluvias) (Figuras 37 y 38), con un promedio de 5.83 g/m^2 y 5.68 g/m^2 respectivamente. Comportamientos climático-estacionales similares se han medido en humedales para otros organismos acuáticos (perifiton) (Viveros y Guillot, 2006). No se registraron diferencias entre meses ($p=0.74$), pero el mes con menor promedio fue abril (4.69 g/m^2). Las estaciones con mayor biomasa fueron la A y la B en enero (10.3 y 11.7 g/m^2 respectivamente) (Figuras 35 y 36 Anexo C), seguidas por la A en agosto. Las mínimas biomásas se midieron en los sitios F y E. En promedio las estaciones A y B fueron las que registraron mayor biomasa (8.29 y 7.13 g/m^2 respectivamente) y los sitios E y F los de menor biomasa (2.56 y 1.6 g/m^2 respectivamente).

Entre muestreos la biomasa mostró diferencias significativas. Entre las estaciones D, B y A hubo poca variación en sus promedios, lo mismo que entre las estaciones G y C. Se registró una mayor diferencia en las medias entre las estaciones A y F (Figura 38 y Anexo I). Estas diferencias pueden deberse a factores tales como disponibilidad y calidad de los recursos alimenticios para los macroinvertebrados en cada lugar. Algunos de estos sitios pertenecen a la zona menos perturbada (A y B), pero los demás se hallan en el área más afectada del humedal por la urbanización y la adecuación en su perímetro de canales de recolección de aguas (Álvarez, 2004). Este impacto se refleja en las características físicas y químicas del agua que a su vez alteran el desarrollo de la comunidad de macroinvertebrados. Cabe aclarar que la estación G presenta un espejo de agua que promueve una mejora en sus características físicas y químicas y favorece a la comunidad de macroinvertebrados, contrario a lo acontecido en la estación C, donde

el impacto antrópico ha aumentado ostensiblemente y se refleja en sus altos valores de nutrientes y bajo nivel de oxígeno (Anexo C).

Figura 5-37: Biomasa (g/m^2) de macroinvertebrados acuáticos por gremios dietarios recolectados en el humedal Jaboque durante las épocas de muestreo.

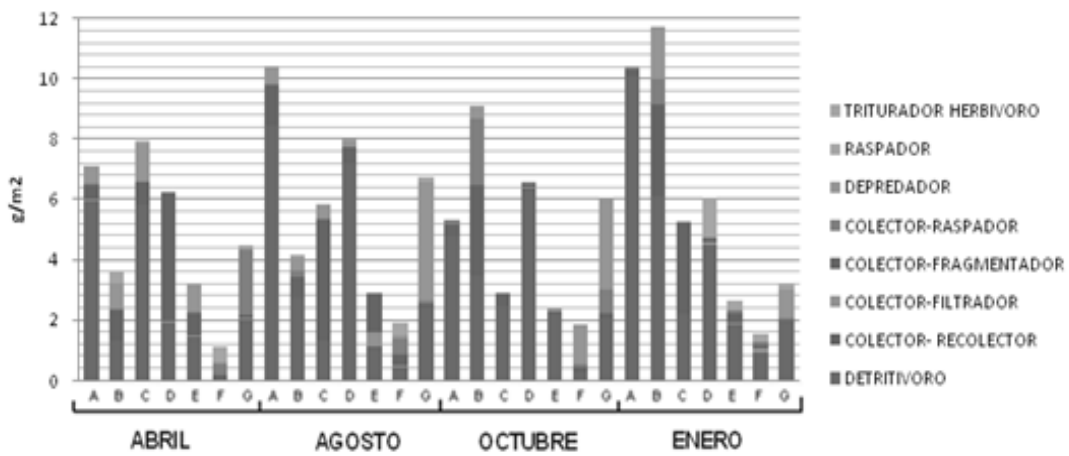
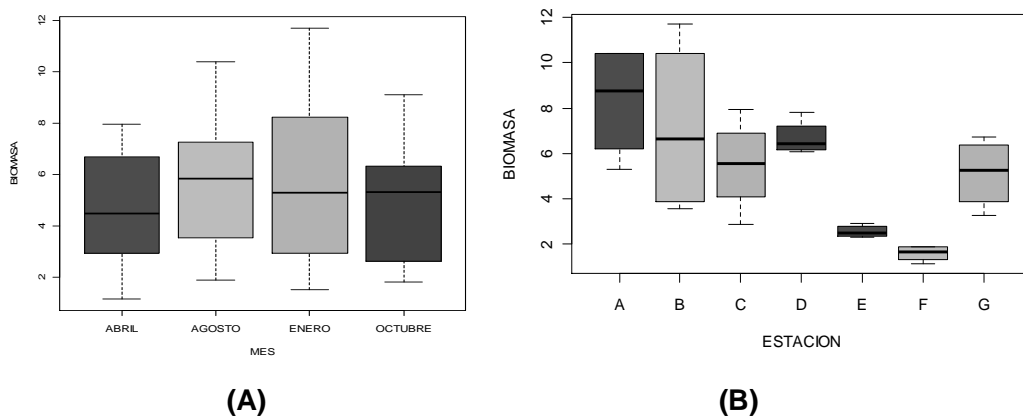
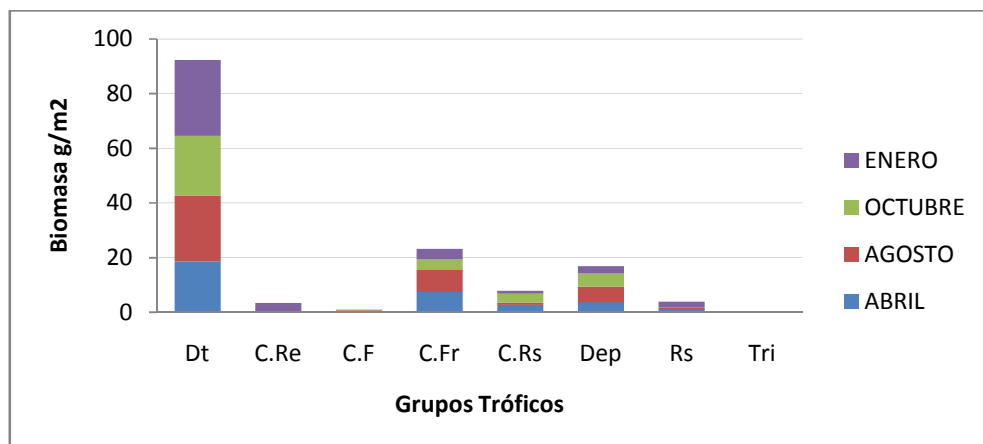


Figura 5-38: Biomasa (g/m^2) de macroinvertebrados acuáticos recolectados en el humedal Jaboque durante los de muestreo (A) meses (B) estaciones.



La biomasa de MIA por meses de muestreo no registró diferencias. No obstante, se observó un aumento de biomasa en los meses de bajas lluvias lo que coincide con lo reportado por Fitkau *et al.* (1975). Estos autores trabajaron en lagos amazónicos y encontraron que la biomasa y la diversidad de especies de macroinvertebrados estaban influenciadas por la variación del nivel del agua. Por otra parte, el promedio registrado en Jaboque (5.3 g/m^2) está dentro del rango del 81% de sistemas con biomazas menores a 10 g/m^2 (en peso seco-PS) del conjunto de publicaciones analizadas por Huryn y Wallace (2000). Las estaciones A en agosto y enero y la B en enero están en el rango del 19% de sitios que reportan valores mayores a 10 g/m^2 (PS) de biomasa de macroinvertebrados acuáticos. Estos registros máximos se deben a que los humedales son ecosistemas altamente productivos con elevado contenido de nutrientes. Algunos de los factores que provocan disminución de biomasa son la reducción del pH y los cambios de la temperatura, mientras que el enriquecimiento orgánico provoca un aumento de la biomasa (Klemm, *et al.*, 1990; Laidlaw, 1994). En promedio, las estaciones E y F hacen parte del 68% que se encuentran por debajo del 5 g/m^2 .

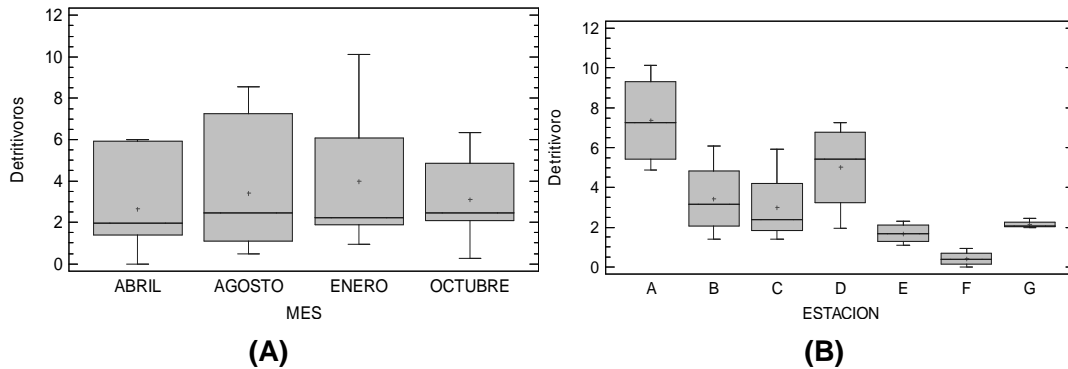
Figura 5-39: Biomasa (g/m^2) de macroinvertebrados acuáticos por gremios dietarios durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque. Detritívoro (Dt), Colector-Recolector (C.Re), Colector-Filtrador (C.F), Colector-Fragmentador (C.Fr), Colector-Raspador (C.Rs), Depredador (Dep), Raspador (Rs), Triturador (Tri).



El gremio trófico detritívoro representó el 62% de la biomasa aportada. El mayor promedio de este grupo se observó en enero (3.97 g/m^2) y agosto (3.42 g/m^2) y el menor en abril (2.67 g/m^2) (Figura 40). No se registraron diferencias significativas entre meses ($p=0.46$), pero sí entre las estaciones ($p=0.0001$). Los datos más altos entre sí se dieron en las estaciones A y D y los más bajos en las estaciones E, F y G. Las locaciones que mostraron diferencias fueron la estación A con las demás (excepto con la estación D), la B con la F, la D con las estaciones E, F, G, la E con la F y ésta con la G (Anexo F). En general el gremio de los detritívoros aportó gran parte de la biomasa en casi todas las estaciones, pero sobre todo en la A en todos los meses y en la B en enero y agosto, lo que quizá se deba a lo planteado por De Marco *et al.* (2001), quienes afirman que en zonas cubiertas por abundante vegetación hay predominio de detritívoros y oligoquetos. Los sitios E y F fueron los de menor biomasa durante todos los muestreos.

Pajoy y Vargas (2003) reportaron una alta densidad de Glossiphoniidae (Hirudíneos) ($100/\text{m}^2$), en una madre vieja de Florencia Caquetá, en la que abundaban las macrófitas. Stout (1980), Benstead (1996) y Benstead y Pringle (2004) afirman que la cantidad de macrófitas en descomposición, el cúmulo de hojas y el detrito orgánico de origen natural son de vital importancia para el desarrollo de las poblaciones de macroinvertebrados acuáticos. El detrito es por tanto un recurso alimenticio que contribuye al incremento de biomasa de los organismos y al flujo energético hacia otros niveles tróficos. Los organismos detritívoros se encuentran favorecidos por la gran cantidad de recurso alimenticio contenido en las raíces de las macrófitas, como lo reportan Poi de Neiff *et al.* (1994). Según estos autores 100 g (en peso seco) de raíces de *E. crassipes* pueden retener 170 g de MO particulada fina, lo que representa una importante oferta para este grupo de organismos que se alimentan de dicho recurso. A este grupo se le registró el 43.5% de MO en su contenido estomacal. Los valores altos de biomasa de detritívoros se deben también a que son organismos de gran tamaño. Por otra parte, un aspecto a tener en cuenta es que se ha reportado que los hirudíneos presentan cuidado parental de sus crías (Tello *et al.*, 2007), razón que contribuye a explicar su alta biomasa.

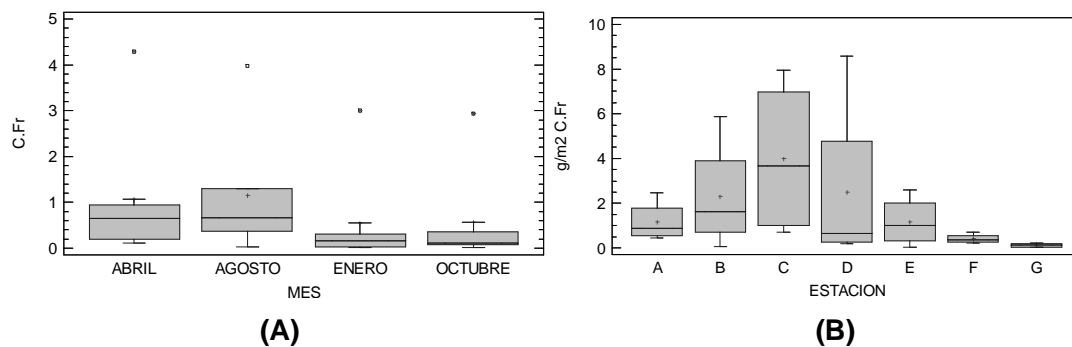
Figura 5-40: Biomasa (g/m^2) de macroinvertebrados acuáticos Detritívoros (Dt) durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque. (A) meses (B) estaciones.



El gremio trófico colector-fragmentador (formado por siete taxones) representó el 16% de la biomasa total. Su mayor biomasa ocurrió en agosto (8.06 g/m^2) (Figura 41). Las estaciones con mayor biomasa fueron la D en abril (4.2 g/m^2) y la C en agosto (3.9 g/m^2) y enero (3 g/m^2). La biomasa no registró diferencias significativas entre los meses ($p=0.19$), ni tampoco entre las estaciones ($p=0.06$). No obstante, se presentaron mayores diferencias entre el sitio G y las estaciones A, B, la C y D (Anexo F). Los organismos que integran este grupo registraron gran abundancia y tamaño, como en el caso de los isópodos de la familia Asellidae (7.1mm) y los dípteros del género *Tipula* (18.4 mm). Gaines *et al.* (1989) hallaron de manera similar alta biomasa de tipulidos en corrientes frías de zonas desérticas en el estado de Washington. Chará *et al.* (2009) afirman que este grupo trófico de los fragmentadores, es muy importante en términos de biomasa ya que por tratarse de individuos de mayor tamaño contribuyen en mayor proporción a la descomposición del material vegetal. Este gran aporte de biomasa de los Fragmentadores y su alta abundancia pueden estar relacionados con lo señalado por Iversen (1974), quien observó un rápido crecimiento de un tricóptero fragmentador en hojas y macrófitas, en presencia de nitrógeno orgánico. Cummins *et al.* (1972) también hallaron una alta proporción de Tipulidae en ambientes con abundantes hojas y macrófitas, las cuales son procesadas rápidamente. En cambio, otros autores afirman que normalmente se registran con poca abundancia y por ende baja biomasa, ya que la función de descomposición de material vegetal que hacen los fragmentadores puede darse más por microorganismos en la región tropical a causa de las altas temperaturas

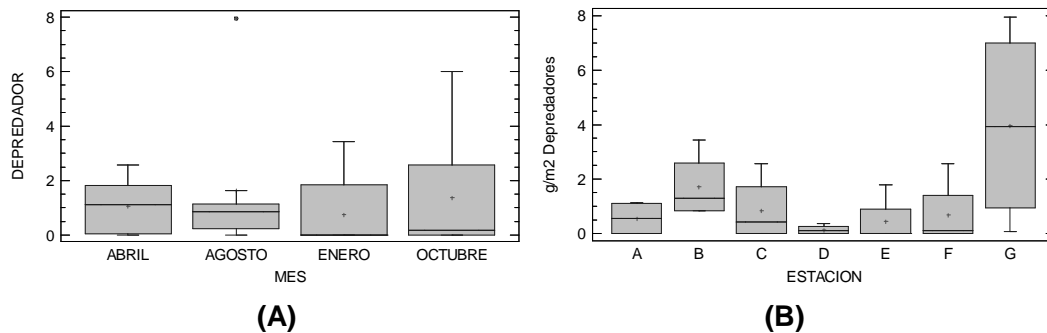
(Wantzen y Wagner, 2006; Dobson *et al.*, 2002). Sin embargo, en sistemas lenticos como los humedales, ubicados en la región tropical pero de alta elevación sobre el nivel del mar, estos procesos pueden variar debido a las menores temperaturas que afectan el ciclado de nutrientes (la degradación de la MO).

Figura 5-41: Biomasa (g/m^2) de macroinvertebrados acuáticos colectores-fragmentadores (C.Fr) durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque. (A) Meses (B) Estaciones.



El gremio trófico de los depredadores presentó el mayor valor de biomasa en agosto (5.7 g/m^2) (Figura 42), seguido de octubre (con 4.8 g/m^2). La estación con mayor biomasa fue la: G en agosto y octubre. En este lugar se registró la mayor riqueza de macroinvertebrados y por ende una mayor disponibilidad de alimento para los depredadores. Este grupo no presentó diferencias significativas temporales (por mes, $p=0.74$) ni espaciales (por estaciones, $p=0.54$). Al igual que para los fragmentadores los depredadores hallados en Jaboque también fueron de tamaños corporales grandes, como el caso de los odonatos (principalmente los de las familias Aeshnidae y Coenagrionidae) y de otros taxones como los coleóptero de la familia Dytiscidae y las sanguijuelas de la familia Piscicolidae. Hay que tener en cuenta, que las tasas de renovación, los ciclos de vida y las estrategias de alimentación de un depredador, son más amplias en comparación con las de otros organismos, lo que provoca alternancias en sus presas (Bello y Alba-Tercedor, 2004).

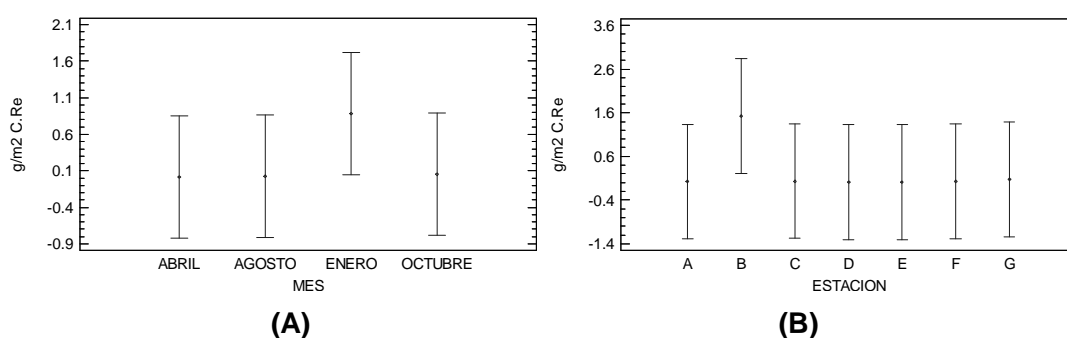
Figura 5-42: Biomasa (g/m^2) de macroinvertebrados acuáticos Depredadores (Dep) durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque. (A) Meses (B) Estaciones.



Los colectores-recolectores (integrados por ocho taxones) registraron su mayor biomasa en enero ($3.08 \text{ g}/\text{m}^2$) y la menor en abril ($0.048 \text{ g}/\text{m}^2$). No se presentaron diferencias significativas entre meses ($p=0.16$) ni entre estaciones ($p=0.25$). A pesar de ello se observó una mayor diferencia entre el sitio D y las estaciones B y G (Figura 43). La estación con mayor biomasa fue la B en enero, seguida de la G en agosto y la C en octubre. La mayor biomasa la aportaron los oligoquetos (Tubificidae y Lumbriculidae) en la estación B en enero ($3 \text{ g}/\text{m}^2$); Brinkhurst y Walsh (1967), afirman que los Tubificidae son recolectores (Detritívoros) y generalmente consumen desechos orgánicos, convirtiendo este detrito de baja calidad y poca energía en biomasa de mejor calidad representada en los cuerpos de los organismos propiamente dichos. Esta biomasa queda disponible para otros niveles tróficos o eslabones de la cadena alimenticia como aves y anfibios o para otros invertebrados depredadores como Aeshnidae y Piscicolidae (Anexo E (K)), a los cuales se les registró restos de oligoquetos. Los altos valores de abundancia y biomasa de los recolectores puede explicarse de acuerdo a los planteamientos de algunos investigadores como Wallace *et al.* (1991) quienes afirman que la cantidad de recolectores está relacionada con la degradación biológica de la MOPG a MOPF. Esto ocurre generalmente después de las épocas de mayor precipitación, lo que explicaría que en enero se haya registrado el mayor valor de biomasa. Velásquez y Miserandino (2003) registraron una correlación significativa entre la biomasa de Colectores-recolectores y la materia orgánica particulada fina. Además, los recolectores se caracterizan en su mayor parte por ser generalistas y omnívoros selectivos (Cummins y Klug, 1979) y de allí su gran éxito para colonizar ambientes donde hay disponibilidad de

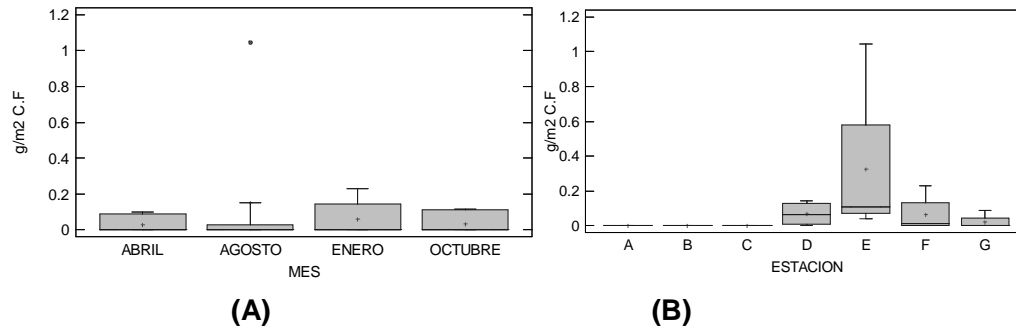
alimentos, en especial partículas finas que se encuentran en las macrófitas acuáticas, las cuales son de alta calidad para su alimentación (Minshal *et al.*, 1983).

Figura 5-43: Biomasa (g/m^2) de macroinvertebrados acuáticos Colector-Recolector (C.Re) durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque. (A) meses (B) estaciones.



El grupo colector-filtrador (Figura 44) no registró diferencias significativas por mes ($P=0.80$) ni por estaciones ($p=0.54$). Sin embargo, se observó una diferencia mayor entre la estación E y los sitios B, C y G. Los máximos valores de biomasa de este gremio se dieron en agosto y enero meses en los cuales se registró un aumento en los nitratos. Esto coincide con lo planteado por Graca (2001), quien afirma que el incremento en la biomasa de colectores y filtradores se relaciona con el incremento en la concentración de nitratos, ya que al parecer favorecen el crecimiento de microorganismos heterótrofos sobre la MO de restos vegetales en descomposición, y tales microorganismos son utilizados por muchos raspadores y otros grupos tróficos (colectores-raspadores) como fuente de recursos tróficos. Estas variaciones en los nutrientes parecen influir en los cambios en la biomasa de los raspadores, la cual fue distinta entre el sitio B y los sitios A, C y D, así como entre el sitio C y los puntos F y G. (Anexo F). Un aspecto a tener en cuenta, es que la complejidad de las macrófitas determina los espectros de tamaño de los macroinvertebrados asociados (Momo *et al.*, 2004) y por ende su biomasa y riqueza. Esos patrones son modificados por los efectos de costo metabólico y riesgo de depredación lo que explicaría la variación de la biomasa en las diferentes estaciones y meses de muestreo.

Figura 5-44: Biomasa (g/m^2) de macroinvertebrados acuáticos Colector-Filtrador (C.F) durante los meses de muestreo en el humedal Jaboque (A) meses (B) estaciones.



La gran cantidad de algunos grupos (detritívoros, colectores-fragmentadores, recolectores) que se albergan en las macrófitas se podría deber a que estas plantas acuáticas proveen una oferta ilimitada de recursos alimenticios, tales como detritos y su biomasa bacteriana. Tales recursos están asociados a los procesos de descomposición de la vegetación acuática (Duggan, 2001), los cuales favorecen el establecimiento de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y con ello el aumento en su biomasa. De esta manera, algunos taxones tienden a dominar en la comunidad, como por ejemplo los Glossiphoniidae, Asellidae y Tipulidae, los cuales presentaron gran cantidad de detritos en su contenido estomacal.

De acuerdo con lo que se ha planteado la variación de gremios dietarios (expresada en su abundancia y biomasa) por épocas puede ser una evidencia de la repartición estacional de los recursos alimenticios (Barquín, 2000; Mihaljevic *et al.*, 1998), debida a los cambios del ambiente físico y químico (acumulación de MO, aumento de la temperatura, producción Oxígeno), o también a los ciclos reproductivos uní y polivoltinos de algunos organismos. Este tipo de estudios se han realizado sobre todo en la región templada, donde ha analizado la distribución estacional de los grupos funcionales (dietarios) en relación con la disponibilidad de los recursos tróficos (Álvarez, 2009).

El estudio de la biomasa de macroinvertebrados permite conocer la cantidad de energía que esta comunidad deja a disposición de los niveles tróficos superiores (otros macroinvertebrados, peces y aves; Giller y Malmqvist, 1997).

Para el caso del humedal Jaboque las biomásas halladas durante los periodos de bajas lluvias coinciden con los planteamientos de Fitkau *et al.* (1975) en lagos amazónicos quienes reportaron un aumento en la biomasa durante épocas de bajas lluvias y, por el contrario, disminución durante la época de altas lluvias posiblemente por aporte de sedimentos. Las biomásas registradas en este estudio se consideran bajas en comparación con otros ecosistemas como las zonas intermareales trabajadas por Cerda y Castilla (2001) y superiores a las halladas por Velásquez y Miserandino (2003) en ambientes lóticos patagónicos (Argentina) y por Wolfram *et al.* (2010) en el río Elba (República Checa). Sin embargo, son similares a los valores de biomasa reportados en grandes ríos donde el PS está entre 0.1 y 5.8 g/m² (Baekken *et al.*, 1984, Benke *et al.*, 1984, Rabeni y Hoel 2000). Estas diferencias de la biomasa quizá se deban al tamaño de los organismos que habitan ambientes determinados, a discrepancias en la disponibilidad de nutrientes, a las variaciones en las características físicas y químicas, a la heterogeneidad de los distintos hábitats o las interacciones bióticas particulares de cada caso.

Algunos autores afirman que la diversidad y abundancia de los macroinvertebrados (y por tanto de su biomasa) aumentan con la estabilidad del sistema y con la presencia de detritos orgánicos (Minshall, 1984; Ward, 1992). Esto fue posible evidenciarlo en Jaboque durante los meses de bajas lluvias, épocas en que la biomasa (en especial la de los detritívoros) aumentó. Por otra parte el aumento de nitrógeno ha demostrado que acelera la velocidad de descomposición de los detritos al aumentar el contenido proteínico de las hojas de las macrófitas a través de la colonización de microorganismos (Suberkropp y Klug, 1976) y este podría ser un factor importante en Jaboque. A su vez, la mayor cantidad de detritos está fuertemente relacionada con el incremento en la abundancia de microorganismos que son consumidos por los invertebrados (Kaushik y Hynes, 1971; Barlocher y Kendrick, 1973). Se puede esperar entonces que la biomasa de los organismos presente una relación positiva y fuerte con la disponibilidad de detritos orgánico en el ambiente. La energía puede provenir tanto de la que se incorpora en las redes tróficas a través de los autótrofos como de los detritos alóctonos y autóctonos (MO) que se acumulan en el ecosistema. Cabrera (2005) encontró en la plataforma continental

del golfo de México que un 50.1% de la energía proviene de los productores primarios y un 49.5% del detritos, lo que indica la importancia que tienen ambas fuentes en el sostenimiento de la estructura trófica del ecosistema acuático. En resumen, la abundancia de MO en Jaboque, proveniente principalmente de la descomposición de las macrófitas constituye una fuente importante de alimento para la mayor parte de gremios dietarios de invertebrados que utilizan este recurso y lo transforman en biomasa disponible para otros niveles tróficos lo que permite que la energía acumulada en los detritos fluya a través del sistema. Resultados similares se han encontrado en otros ecosistemas acuáticos como ríos intermitentes del suroccidente de España (Martínez *et al.*, 1998).

5.5.2 Biomasa de macroinvertebrados bénticos

Se registró un promedio de 1.8 g/m² de biomasa por estación. El mes con mayor biomasa fue enero (17.09 g/m²) y el de menor biomasa fue abril (9,08 g/m²). No se registraron diferencias significativas entre meses (0.76) ni entre estaciones (p=0.81). Wolfram *et al.* (2010) en el río Elba y Parz y Herzig (2000) en una represa del río Danubio hallaron valores de biomasa bentónica superiores (2.5–76 g/m²) a los registrados en este estudio, lo que podría ser un indicio de las difíciles condiciones físicas y químicas para los invertebrados que habitan el sedimento del humedal Jaboque. La variación en la biomasa refleja la complejidad de las condiciones ambientales y la manera en que estas influyen y estructuran la comunidad. Pulido y Melgarejo (2006) establecieron que el 25% del nitrógeno en los suelos y los sedimentos del humedal corresponden a iones amonio y que estas concentraciones de nutrientes han llevado al estrés a las poblaciones microbianas. Esto ha alterado la actividad metabólica, la disponibilidad de nutrientes y condiciones químicas del medio bentónico de Jaboque. Tales cambios a su vez pueden influir en la biomasa de las poblaciones de macroinvertebrados.

Las estaciones A y B tuvieron la mayor biomasa promedio. La menor biomasa se encontró en los sitios G, C. En el punto A en enero y en el B en octubre se observaron los mayores valores absolutos de biomasa. La familia que registró mayor aporte fue: lumbriculidae (46 g/m² en total), en especial en las estaciones D (agosto) y B (octubre). El promedio por estación fue de 1.26 g/m² superior al promedio (1 g/m²) registrado por

Wolfram *et al.*, (2010). Esto quizás se debió al gran tamaño de los individuos recolectados en Jaboque. La familia Glossiphoniidae registró una biomasa total de (3.8 g/m²) y un promedio general de 0.13 g/m². Su relativa importancia en la biomasa bentónica podría obedecer a que estas sanguijuelas son bastante competitivas y sus hábitos alimenticios les permiten aprovechar muy bien los detritos disponibles y transformarlos en biomasa. Los Tubificidae registraron un total de 0.45 g/m² y un promedio de 0.016 g/m², con mayores aportes en enero y agosto y menores en abril (anexo H). Para estos organismos Wolfram *et al.* (2010) encontraron valores entre 0.14 y 0.29 g/m² mientras que para bivalvos la biomasa que midieron fue de 0.029 g/m², un poco superior a la registrada para los pequeños bivalvos de la familia Spheriidae en la estación D de Jaboque en agosto (0.008 g/m²).

5.5.3 Biomasa de macrófitas acuáticas y su porcentaje de materia orgánica

La biomasa de macrófitas acuáticas fluctuó entre 501.6 y 1138 g/m² (PS) con un promedio por estación de 785.1 g/m². Los valores máximos promedios se registraron en octubre (849.9 g/m²) y abril (830.4 g/m²) y los menores en enero (713.1 g/m²) y agosto (747.1 g/m²). Por estaciones, las mínimas biomásas promedio se midieron en el sitio F (644 y 670 g/m²) y las máximas en los puntos C y E (1020 y 923.3 g/m², respectivamente). Los mínimos absolutos de biomasa de macrófitas se registraron en las estaciones B, D, y G. La biomasa de macrófitas de Jaboque se puede considerar alta de acuerdo a la clasificación de Poi de Neiff y Neiff (2006), quienes plantean que valores superiores a 451 g/m² corresponden a sistemas con biomásas elevadas.

Los valores máximos de biomasa de Jaboque ocurrieron en las épocas lluviosas (Anexo B). Este es un patrón opuesto al hallado por Winfield *et al.* (2007), quienes encontraron que durante la temporada de baja precipitación, se registra un incremento en la biomasa de *Ruppia marítima* en lagunas costeras del Golfo de México. Por supuesto, las condiciones entre uno y otro tipo de ecosistema son muy disimiles, lo cual podría explicar las diferencias. Es muy posible que las temporadas lluviosas en el humedal Jaboque

favorezcan el crecimiento de las plantas acuáticas por la llegada de MO y nutrientes al sistema.

El incremento de las macrófitas durante los periodos lluviosos incide en la reducción del flujo del agua, en la perturbación hidrodinámica, en la retención de sedimentos y en la tasa de sedimentación en la columna de agua. Estos factores favorecen el establecimiento de la epifauna (Heck y Wetstone, 1977; Stoner y Acevedo, 1990), lo que podría explicar el que en estas épocas hubo mayor riqueza y abundancia. Pero hay que tener en cuenta, que el humedal Jaboque presenta un taponamiento de MIA el espejo del agua por parte de las macrófitas, lo cual altera el normal desarrollo de los procesos físicos y químicos en el agua, así como la hidrodinámica del sistema. Al respecto Fernández-Aláez *et al.* (2002) hallaron que las condiciones y el régimen hídrico ejercen una fuerte influencia sobre el modelo estacional de biomasa de macrófitas acuáticas. Las macrófitas a menudo actúan como bombas de nutrientes y pueden causar carga interna apreciable (OCDE, 1982). Teniendo en cuenta, este hecho, se puede afirmar que a medida que aumenta la cantidad de biomasa se tiende a contribuir con el aumento en la cantidad de MO.

El porcentaje de materia orgánica contenido en las macrófitas fue en promedio del 33.8% y fluctuó entre 25.2 y 41.8%. El mayor porcentaje promedio se dio en enero (37.9%) seguido del de agosto (36.2%). El valor absoluto más alto ocurrió en la estación D en enero y en la localidad G en agosto. Estos valores máximos corresponden a los meses de bajas precipitaciones y coinciden con la mayor abundancia de macroinvertebrados acuáticos (Figura 12 y Anexo D). Los porcentajes mínimos de carbono contenido en las macrófitas se midieron en abril en la estación D. Los altos porcentajes de materia orgánica en los periodos de bajas lluvias podría deberse a que durante estas épocas los tejidos de las plantas acuáticas tendrían menos agua, lo que aumentaría el porcentaje de carbono. Esta hipótesis deberá comprobarse con futuros estudios.

Los altos porcentajes de materia orgánica en macrófitas registrados en este estudio (especialmente en los periodos de menor precipitación) coinciden con los planteamientos de Pulido y Melgarejo (2006), quienes afirman que los porcentajes de carbono orgánico para el suelo y los sedimentos del humedal Jaboque son significativamente altos, lo cual

correspondería a un sistema con alto grado de saprobiedad (exceso de MO). Además, investigaciones como la realizada por Martínez (2009) en el Caribe colombiano dejan ver que la mayor concentración de carbono se registró en la época de aguas bajas (ciénaga de Zapatosa y Mata de Palma), similar a lo encontrado en Jaboque. Los datos de DBO_5 y nutrientes (fósforo y nitratos) parecen confirmar también este hecho, ya que sus altas concentraciones en los meses de bajas lluvias señalan de forma indirecta altos contenidos de MO durante estas épocas.

Las plantas acuáticas actúan como filtros biológicos para la remoción de contaminantes, tal y como lo corroboró Vásquez (2004) al utilizar *Eichhornia crassipes* para remover colorantes y sólidos en residuos líquidos del área de una industria de flores. Se puede afirmar, por tanto que la elevada biomasa de macrófitas en el humedal Jaboque constituye un filtro biológico inmenso que ayuda a la descontaminación del agua en el sistema. Contó el humedal además con una gran cantidad de carbono durante las épocas de muestreo, lo cual es propio de este tipo de ecosistemas, que se constituyen así en los más productivos del planeta y donde la mayor parte del carbono se acumula en forma de MO que se reutiliza por la vía detritiva (Álvarez, 2010).

5.5.4 Influencia de las variables físicas y químicas sobre la biomasa de macroinvertebrados

La correlación canónica realizada entre la biomasa de macroinvertebrados y las variables físicas y químicas evidenció que los detritívoros se correlacionaron en primer lugar con la temperatura del agua (Anexo I) ($p=0.04$, $r= 0.37$). Klemm *et al.* (1990) afirman que las fluctuaciones de la temperatura provocan disminución de biomasa, mientras que el enriquecimiento orgánico promueve su aumento. Los datos de Jaboque parecen indicar que la temperatura no es un factor limitante para el crecimiento de la biomasa de los detritívoros. También se presentaron correlaciones significativas de la biomasa de detritívoros con la conductividad ($p=0.0094$ y $r= 0.48$) y los nitratos ($p=0.029$ y $r=0.41$) (Anexo F).

La biomasa del gremio de los depredadores estuvo relacionada con la conductividad ($p=0.003$, $r=0.40$), el fósforo ($p=0.0004$ y $r=0.62$), el N.amoniaco ($p=0.04$ y $r=0.38$) y los sólidos ($p=0.47$, $r=0.47$). La biomasa de los colectores-recolectores por su parte, mostró una relación positiva ($p=0.011$, $r=0.57$) con el oxígeno disuelto. Algunos autores plantean que los colectores son tolerantes a bajos valores de oxígeno y rápidamente pueden llegar a dominar en los sistemas acuáticos que presentan altas concentraciones de MOPF (Speiles y Mitsch, 2003).

Otros investigadores como Graca (2001) indican que existe una relación positiva entre el incremento de la biomasa de los colectores con el aumento de la concentración de nitratos. Por otro lado, el aumento de nitratos genera un ambiente favorable para los microorganismos, los cuales a su vez influye en la producción de los macroinvertebrados a través de la oferta de alimentos de mejor calidad (Krueger y Waters, 1983).

Los colectores-fragmentadores evidenciaron una relación positiva con la temperatura del agua y del aire ($p=0.02$, $r=0.4$) y los Colectores-Filtradores con conductividad ($p=0.04$, $r=0.38$).

Los colectores-raspadores registraron una correlación positiva con el OD ($p=0.0063$, $r=0.50$). Al respecto, Butler y Anderson (1990) encontraron que los bajos valores de oxígeno influyen negativamente en el crecimiento, desarrollo (y por tanto en la biomasa) de los *Chironomidae*, los cuales pertenecen a este gremio trófico. En el trabajo de Ohio EPA, (1987) se plantea por medio de un modelo que la biomasa de *Chironominae* (C-Rs), *Physa* (Rs), y *Oligochaeta* (C-Re), aumenta cuando disminuye el OD, ya que son tolerantes a bajas concentraciones de este gas.

En otros grupos (fitoplancton y bacterias heterótrofas) se ha hallado una relación positiva entre su biomasa y la temperatura (Abarzúa *et al.*, 1995). Timothy y García (2002) encontraron que los factores ambientales influyen sobre la biomasa de caracoles (*Leptoxis carinata*) de un río de Virginia, Ryan y Curtis (2007) por su parte analizaron la pendiente de enriquecimiento en los everglades (humedales del sur de la Florida) limitados por fósforo y determinaron que el incremento en esta variable favoreció a grupos como los hirudíneos los gasterópodos, los dípteros y los oligoquetos, mientras que, los coleópteros, los heterópteros y los isópodos estuvieron menos influenciados por dicho nutriente. Autores, como Speiles y Mitsch (2003) demostraron por medio de

simulaciones que la variación en las concentraciones de oxígeno disuelto afectan la estructura trófica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en humedales artificiales y que dicha influencia es mayor para los macroinvertebrados herbívoros.

Las numerosas relaciones estadísticas halladas entre la biomasa de los gremios dietarios y las variables físicas y químicas corroboran los planteamientos de Olabarría *et al.* (2001), quienes indican que los factores físicos se correlacionan y controlan la distribución y abundancia de los grupos funcionales determinando la estructura de la comunidad.

5.6 Análisis estadístico

5.6.1 Relación entre la biomasa de macrófitas y la abundancia de macroinvertebrados

La relación (regresión lineal simple) que se obtuvo entre la biomasa de macrófitas y la abundancia de macroinvertebrados tuvo un valor predictivo moderado ($r^2=0.12$ explicación del 12.3%). La ecuación del modelo ajustado fue $y= 442.58+0.2723 x$ abundancia ($p=0.006$ y un nivel de significancia del 0.05%). Como se observa, el porcentaje de explicación de la relación entre las dos variables fue bajo en comparación con el obtenido por Poi de Neiff y Neiff (2006) quienes hallaron una relación del 69% entre la riqueza y la biomasa de macrófitas. Independientemente del ajuste estadístico de la correlación, es importante tener presente que las plantas acuáticas son albergue, refugio y sitios de reproducción y alimentación de los invertebrados acuáticos. Por lo tanto es importante conocer la relación macrófitas-invertebrados, ya que los macroinvertebrados juegan un papel muy importante en las redes tróficas, el aporte de biomasa y la producción secundaria de estos ecosistemas (Millán *et al.*, 1997). Diferentes autores han analizado que la organización de las comunidades acuáticas se encuentra sustentada en gran medida por la disponibilidad y tipo de alimento, por el desarrollo de diferentes microhábitats por los hábitos y estrategias de vida de los organismos y por la

competencia entre las especies. Igualmente, distintos trabajos en variados ecosistemas acuáticos han demostrado que existe una relación positiva entre la biomasa de macrófitas y la densidad de macroinvertebrados acuáticos (Ledoyer, 1986; Edgar, 1990; Edgar y Aoki, 1993; Gaston *et al.*, 1995).

La relación entre la abundancia de macroinvertebrados y el porcentaje de carbono contenido en las macrófitas tuvo una explicación baja. ($r^2 = 0.041\%$ explicación del 4%). La ecuación del modelo ajustado fue $y = 289.662 + 1.79973x$ carbono. Este resultado se podría atribuir a que una mayor cantidad de macroinvertebrados permitiría un mejor ciclado de carbono, favoreciendo la productividad y diversidad. En general los registros de carbono en las plantas acuáticas evidenciaron una gran cantidad de carbono en el humedal, producto de su alta producción primaria y de la abundancia de nutrientes. Recuérdese que estas plantas se caracterizan por su capacidad de extraer diversos compuestos del agua como nitrógeno y fósforo (y otras sustancias como contaminantes), lo que mejora las características del sistema y permite un mejor establecimiento de los MIA.

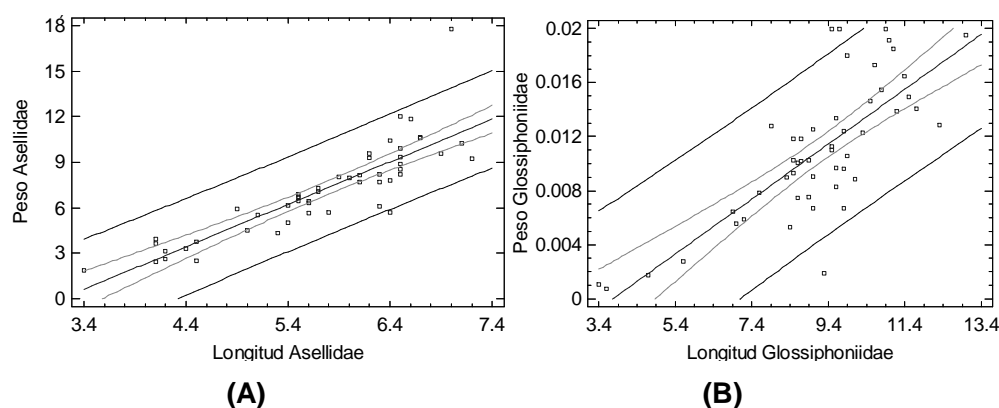
Muy posiblemente las moderadas explicaciones obtenidas en las regresiones realizadas para el humedal Jaboque se deban al reducido número de datos. Será necesario disponer en el futuro de un conjunto más robusto de datos para lograr un mejor acercamiento estadístico a estas relaciones entre abundancia de macroinvertebrados y biomasa de macrófitas

5.6.2 Relación entre la longitud total y la biomasa de: Glossiphoniidae y Asellidae

La regresión lineal simple entre la longitud total y la biomasa de las sanguijuelas de la familia Glossiphoniidae (con un n de 50 individuos) (Figura 45B), tuvo un valor predictivo moderadamente alto ($r^2 = 0.59$ explicación del 59%). La ecuación del modelo ajustado fue $y = 0.00764142 + 0.00203013x$. La correlación entre las dos variables fue alta ($r = 0.77$). Para los isópodos de la familia Asellidae (Figura 45A) el valor predictivo fue mejor ($r^2 = 0.742$, explicación del 74.2%) y la ecuación fue $y = 0.00892824 + 0.002805x$. Las regresiones obtenidas son una primera aproximación para estos grupos de hirudíneos e

isópodos de humedales andinos de los cuales no se disponía de este tipo de ecuaciones en la región tropical. No obstante, estas metodologías se han usado ampliamente en el trópico para otros grupos taxonómicos, en especial para los insectos acuáticos (Burgherr y Meyer 1997; Tomanova *et al.*, 2006).

Figura 5-45: Regresión lineal simple entre la longitud total y la biomasa de (A) Asellidae y (B) Glossiphoniidae.



5.6.3 Ordenación y clasificación de la biomasa de macroinvertebrados acuáticos

En el análisis de componentes principales (ACP) para las biomásas los tres primeros componentes explicaron consecutivamente el 21, 18 y 15% de la variabilidad de los datos. En la figura 46 se observan cuatro grupos así: en el sector izquierdo se ubican las biomásas de los colectores-fragmentadores asociadas preferiblemente al muestreo 2 (época de altas lluvias) en las estaciones C y D; en la parte superior se encuentran las biomásas de los colectores-raspadores y de los raspadores relacionadas con la estación F (una de las más deterioradas); a la derecha se observa el grupo de los colectores-recolectores y de los depredadores relacionados con la estación G y el muestreo 3 (época de bajas lluvias) preferiblemente; finalmente, en la zona inferior se hallan los trituradores y los detritívoros asociados a la estación A (la menos alterada). Como se ve, el ACP detecta una organización de las biomásas de los gremios dietarios en la que cada

grupo funcional de macroinvertebrados parece preferir las condiciones de determinadas estaciones o épocas climáticas. Se evidencia con ello que algunos gremios dietarios aprovechan mejor los recursos disponibles allí donde sus valores de biomasa son altos. Hay que tener en cuenta que las especies con ciclos de vida más largos, alcanzan tamaños corporales superiores (Jackson y Fisher, 1986), es decir, mayores biomásas. Tal es el caso de los Lumbriculidae (C.Re) y los Piscicolidae y Aeshnidae (Dep) (Figura 46). Por otro lado, no se debe olvidar que las tasas de depredación de algunos de estos organismos son menores que las tasas de renovación de las presas, lo que puede afectar la biomasa de uno y otro gremio trófico. Aparte de estas consideraciones, hay que tener presente que un organismo determinado sólo se presentará donde y cuando existan las condiciones adecuadas, los recursos apropiados y el menor efecto de sus competidores y sus depredadores (Velasco *et al.*, 1993).

Figura 5-46: Análisis de componentes principales para las biomásas de macroinvertebrados acuáticos (gremios dietarios) registradas en el humedal Jaboque. Los números indican los meses 1 (Abril), 2 (Agosto), 3 (Octubre), 4 (Enero), las letras las estaciones (A, B, C, D, E, F, G) y los gremios dietarios son Colector-Raspador (C.Rs), Colector-Fragmentador (C.Fr), Colector-Recolector (C.Re), Colector-Filtrador (C.F), Depredador (Dep), Triturador (Tri), Detritívoro (Dt), Raspador (Rs).

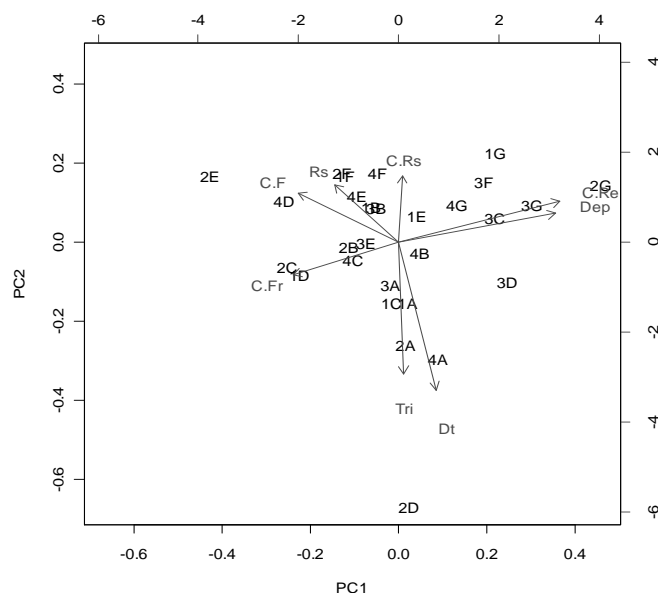
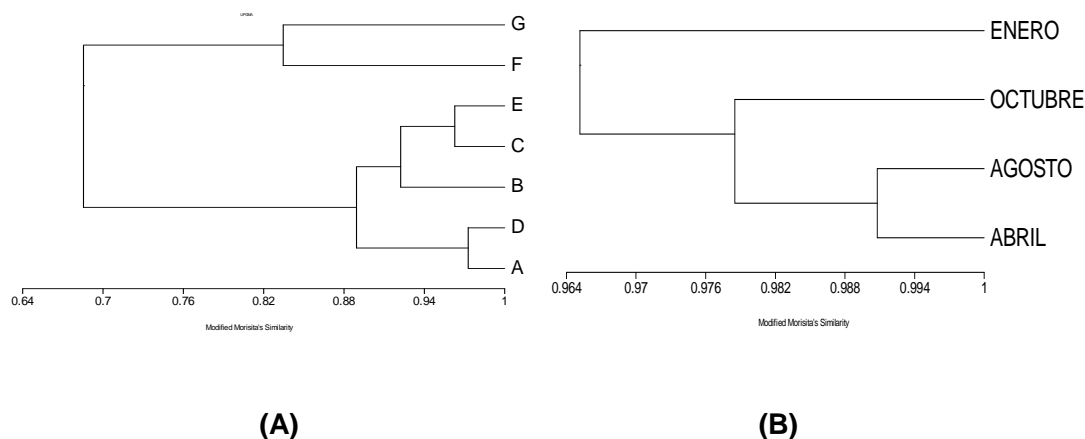


Figura 5-47: Cluster de biomasa de macroinvertebrados acuáticos (por gremios dietarios) recolectados en el humedal Jaboque (A) estaciones (B) meses.



El análisis de clasificación permite observar dos grupos principales. El conjunto más grande está formado por las estaciones A, B, C, D y E pero las estaciones con más afinidad son la A y D (97.3%) (Figura 47A). Esto se debe a que comparten un alto valor de biomasa de Detritívoros y bajo de colectores-recolectores. Las estaciones E y C (afines en un 96.3%) presentan biomasa menores a 1g en el grupo de los raspadores comparten con la estación B está condición de baja biomasa de raspadores. Por su parte las estaciones G y F similares en un 83% registraron la menor biomasa de colectores-fragmentadores. Al igual que para el caso de las afinidades basadas en las abundancias de gremios dietarios de MIA (Figura 36C), la clasificación basada en la biomasa de dichos gremios dietarios también deja ver una organización de las estaciones de muestreo desde las más limpias (A y D, con dominio en biomasa de detritívoros), hasta una de las deteriorada (F), en las que los colectores-fragmentadores tienen menor representación energética).

La clasificación de los meses de muestreo (Figura 47B) muestra dos grupos, aunque en términos generales, todos los meses son afines entre sí. El primer grupo, con mayor afinidad (99.1%), está formado por abril. La similitud entre estos meses se debe a la poca fluctuación de la biomasa de los grupos colectores-recolectores, colectores-

fragmentadores y raspadores. Enero ubicado en una posición relativamente alejada, se separa debido a que presenta la mayor biomasa de detritívoros, colectores-recolector y raspadores. La alta biomasa de raspadores para este mes se debe probablemente a un aumento en la concentración de nutrientes que favorece al perifiton del cual se alimenta este grupo. Por otra parte los colectores-fragmentadores explotan mejor los recursos en los periodos de bajas lluvias, como enero dado que durante estas épocas se dan simultáneamente condiciones de estabilidad hidrológica y altas temperaturas (Miserendino y Pizzolón, 2000), como se mencionó anteriormente.

Como se puede ver las variaciones en la biomasa de macroinvertebrados acuáticos por periodos y por estaciones indican el estado del ecosistema en relación con la degradación y con los cambios físicos y químicos. Estudios más detallados y prolongados permitirían, a través del seguimiento de la biomasa de los gremios dietarios de MIA, acercarse al conocimiento de la madurez y la estabilidad del ecosistema.

5.6.4 Síntesis sobre la biomasa de la comunidad de macroinvertebrados

La biomasa registró valores intermedios comparados con otros estudios realizados en otras regiones del mundo. En general los meses de bajas lluvias (enero y agosto) registraron mayores valores de biomasa con predominio del gremio de los detritívoros. Estos mostraron relaciones positivas con la temperatura, la conductividad y los nitratos. Los colectores-fragmentadores se correlacionaron con la temperatura del agua. Estas relaciones demuestran que las variables físicas y químicas influyen sobre la distribución, abundancia y biomasa de los grupos funcionales. El análisis ACP detectó una organización de las biomásas de los gremios dietarios en la que cada grupo funcional de macroinvertebrados parece preferir las condiciones de determinadas estaciones o épocas climáticas. Por su parte la biomasa de macrófitas demuestra tener una relación moderada (12% explicación) con la abundancia de MIA. Las regresiones lineales simples entre la longitud total y la biomasa de las sanguijuelas de la familia Glossiphoniidae y los isópodos de la familia Asellidae tuvieron un valor predictivo moderadamente alto, estas ecuaciones podrán ser usadas para humedales andinos tropicales de condiciones altitudinales, climáticas, vegetacionales y fisicoquímicas similares a las de Jaboque.

6. Conclusiones y recomendaciones

6.1 Conclusiones

1. La composición de MIA fue variada; la riqueza tuvo diferencias significativas espacial y temporalmente, con mayor valor en época lluviosa. La abundancia y la biomasa no presentaron diferencias pero fueron mayores en épocas de bajas lluvias. Las variaciones entre estaciones y periodos se debieron quizá a las fluctuaciones físicas y químicas del agua, a la heterogeneidad de hábitats y a la fuerte presión humana.
2. La temperatura, el amonio, el oxígeno y la DBO_5 cambiaron entre periodos climáticos. El nitrógeno y el fósforo clasifican al humedal como eutrófico. Hay fuerte impacto antrópico y elevada MO, proveniente posiblemente de las macrófitas. El bajo oxígeno coincide con la abundancia de organismos resistentes a la hipoxia. Los elevados nutrientes y el bajo oxígeno (principalmente en épocas de bajas lluvias) promueven los macroinvertebrados más tolerantes y disminuyen los más susceptibles. Los sólidos suspendidos, el oxígeno disuelto y el amonio influenciaron la diversidad de MIA.
3. La hipótesis planteada se comprobó parcialmente, pues durante bajas lluvias la biomasa de MIA fue mayor, pero se registro menor riqueza y diversidad. Las variaciones climáticas y las fluctuaciones en las variables físicas y químicas parecen influenciar de distinta manera la estructura de las comunidades de MIA.
4. La relación estadística entre abundancia de MIA y biomasa de macrófitas tuvo una baja explicación, al igual que la relación entre MIA y el contenido de materia orgánica en las macrófitas. Estas interacciones son materia de controversia aunque es posible que el peso de las macrófitas actúen como un sustrato neutro en ambientes eutróficos. La biomasa de MIA no parece depender de la biomasa vegetal. Se requiere un mayor número de datos para afinar estas relaciones.
5. Las ecuaciones que relacionan el peso seco y la longitud de las familias Glossiphoniidae y Asellidae constituyen una primera aproximación que permite

estimar la biomasa y la producción secundaria de algunos organismos. Estas regresiones son un punto de partida para posteriores investigaciones.

6. Los hirudíneos de la familia Piscicolidae no solo son de hábitos parasíticos sino que posiblemente también pueden ser depredadores en ausencia de sus hospederos (peces). Los Glossiphoniidae (depredadores según la literatura) en Jaboque, es posible que esta familia también se pueda catalogarse como detritívoros-carroñeros, pero se requerirán bioensayos de laboratorio para comprobar esta hipótesis.
7. La conductividad se relacionó con la biomasa de depredadores y de detritívoros; la temperatura del agua se relacionó con la biomasa de detritívoros y colectores fragmentadores. La abundancia de los Glossiphoniidae (detritívoros) aumentó con mayores nitratos y conductividad. El coleóptero *Scirtes* (colector-fragmentador) aumentó con el nitrógeno amoniacal, y el díptero *Tipula* con el oxígeno. Los organismos resistentes y tolerantes a altos nutrientes y bajo oxígeno se vieron favorecidos, mientras que los más susceptibles disminuyeron.
8. Las variaciones en los gremios dietarios y en sus biomásas reflejan cambios en la comunidad de MIA desde una perspectiva funcional e indican el estado general del ecosistema. Los estudios de biomasa de los gremios dietarios permiten valorar cómo cambian las comunidades en respuesta a las fluctuaciones climáticas y a las presiones antrópicas.
9. La presencia de varios gremios dietarios en la comunidad indica que la energía ingresa a los consumidores de diversas formas. Esto se traduce en una mayor entrada y disponibilidad de energía para sostener gran parte del sistema biótico del humedal. El alto porcentaje de detritívoros y colectores evidencia que la vía detrítica es de suma importancia en este ecosistema.

6.2 Recomendaciones

1. Realizar monitoreos físicos, químicos y biológicos periódicos a largo plazo (por lo menos semestralmente) que permitan implementar y aplicar planes de manejo y conservación. Fomentar los proyectos ambientales escolares PRAES.
2. Zonificar el humedal, restaurar las zonas críticas (como la estación C) e impedir el ingreso de ganado a los sitios A y B.
3. Realizar bioensayos y hacer un mayor esfuerzo para estudiar los hábitos dietarios de otros macroinvertebrados, pues son pocos los estudios en este campo en la región tropical y en los humedales andinos. El uso de literatura de otras latitudes con condiciones ecológicas diferentes puede llevar a errores en el estudio de los sistemas locales.
4. Desarrollar más estudios que relacionen el peso y la longitud de un mayor número de especies de MIA de los ambientes tropicales, ya que las ecuaciones disponibles son escasas y en su mayoría son de otras regiones geográficas.
5. Estudiar el contenido estomacal mediante isotopos radioactivos para determinar realmente de que se están alimentando los organismos.

Anexo A: Coordenadas geográficas de las estaciones de muestreo en el humedal de Jaboque (Localidad de Engativá) Bogotá D.C.- Colombia.

ESTACIÓN	NORTE	OESTE
A	4°43'35,33"	74°08'45,11"
B	4°43'21,55"	74°08'33,58"
C	4°42'58,95"	74°07'53,81"
D	4°42'38,57"	74°08'02,57"
E	4°42'42,48"	74°07'47,83"
F	4°42'35,92"	74°07'38,41"
G	4°42'11,05"	74°07'30,48"

Anexo B: Datos físicos y químicos durante los muestreos en el Humedal Jaboque (Localidad de Engativá) Bogotá D.C.- Colombia.

VARIABLES	MESES	PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTANDAR	COEFICIENTE DE VARIACIÓN	MÍNIMO	MÁXIMO
TEMPERATURA DEL AGUA °C	ABRIL	14,48	1,12	7,78	12,7	16,4
	AGOSTO	15,01	1,27	8,49	13,6	17,3
	OCTUBRE	13,88	1,92	13,83	12,1	17,9
	ENERO	15,64	2,20	14,07	13,4	19,9
AMONIO mg/L NH ₄	ABRIL	4,36	6,92	158,51	0,15	19,5
	AGOSTO	5,97	2,01	33,59	1,88	8
	OCTUBRE	4,45	6,11	137,19	0,87	17,8
	ENERO	6,95	2,62	37,79	2,65	9,8
TEMPERATURA DEL AMBIENTE °C	ABRIL	15,41	1,15	7,50	13,5	17
	AGOSTO	17,94	2,54	14,16	14,1	21,5
	OCTUBRE	14,62	1,17	8,05	13,1	16,3
	ENERO	19,30	2,57	13,32	14,9	21,5
CONDUCTIVIDAD µS/cm	ABRIL	281,14	81,76	29,08	169	406
	AGOSTO	434,42	180,53	41,55	203	678
	OCTUBRE	275,14	75,20	27,33	163	396
	ENERO	275,71	52,980	19,21	223	372
DBO ₅ mg/L O ₂	ABRIL	137,57	135,90	98,79	16	321
	AGOSTO	51,14	91,44	178,79	4	257
	OCTUBRE	53,71	58,73	109,35	6	167
	ENERO	129,28	124,67	96,43	14	294
FÓSFORO mg/L PO ₄	ABRIL	0,88	0,49	55,40	0,36	1,68
	AGOSTO	2,52	2,15	85,46	0,71	6,6
	OCTUBRE	1,55	1,45	93,40	0,29	3,88
	ENERO	2,18	2,15	98,95	0,41	5,5
NITRATOS mg/L NO ₃	ABRIL	4,55	2,80	61,57	0,81	7,1
	AGOSTO	8,65	6,10	70,57	3,3	19,45
	OCTUBRE	5,87	4,75	80,83	2,4	16,2

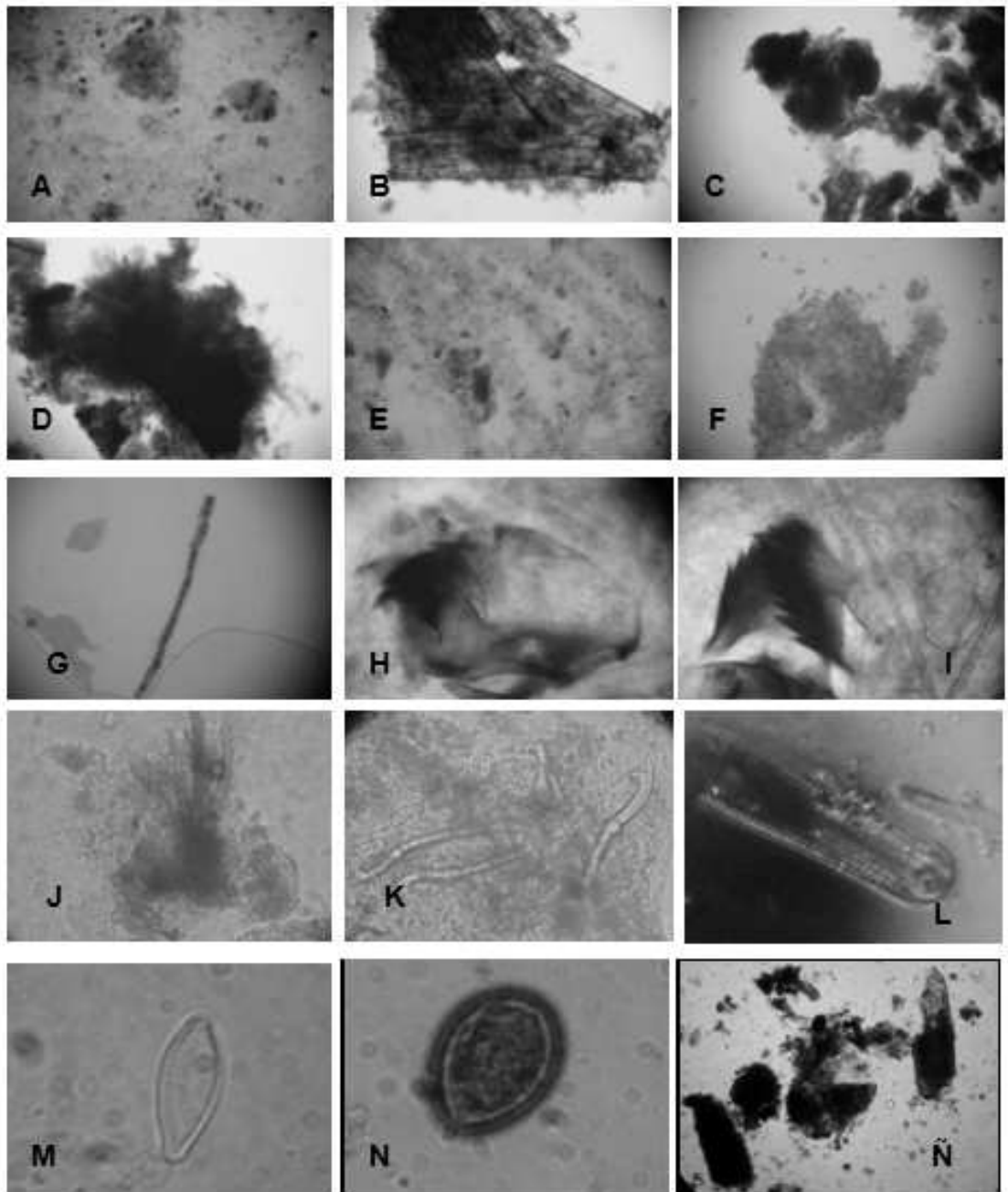
	ENERO	9,01	6,32	70,11	3,85	18,4
NITRITOS NO₂	ABRIL	0,008	0,003	38,46	0,005	0,013
	AGOSTO	0,004	0,002	48,68	0,002	0,008
	OCTUBRE	0,006	0,004	70,60	0,002	0,012
	ENERO	0,004	0,001	27,69	0,003	0,007
NITROGENO AMONiacal mg/L NH₃	ABRIL	8,64	10,23	118,43	0,56	25,8
	AGOSTO	2,72	1,95	71,743	1,12	6,100
	OCTUBRE	3,28	2,51	76,62	1,12	7,84
	ENERO	9,15	11,01	120,30	1,1	27,3
pH	ABRIL	6,40	0,19	3,12	6,03	6,65
	AGOSTO	6,34	0,25	3,95	5,82	6,56
	OCTUBRE	6,48	0,39	6,02	6,17	7,31
	ENERO	6,54	0,49	7,62	5,87	7,34
SÓLIDOS mg/L	ABRIL	28,42	20,38	71,71	7	55
	AGOSTO	25,14	25,08	99,76	6	77
	OCTUBRE	28,57	15,27	53,45	12	47
	ENERO	23,0	12,76	55,50	10	48
OD mg/L O₂	ABRIL	1,05	0,76	71,96	0,52	2,73
	AGOSTO	0,72	0,47	65,85	0,3	1,68
	OCTUBRE	1,16	0,72	62,33	0,47	2,67
	ENERO	0,61	0,52	86,30	0,15	1,71

Anexo D: Índices ecológicos para la abundancia de macroinvertebrados recolectados durante los muestreos en el Humedal Jaboque Bogotá D.C.- Colombia.

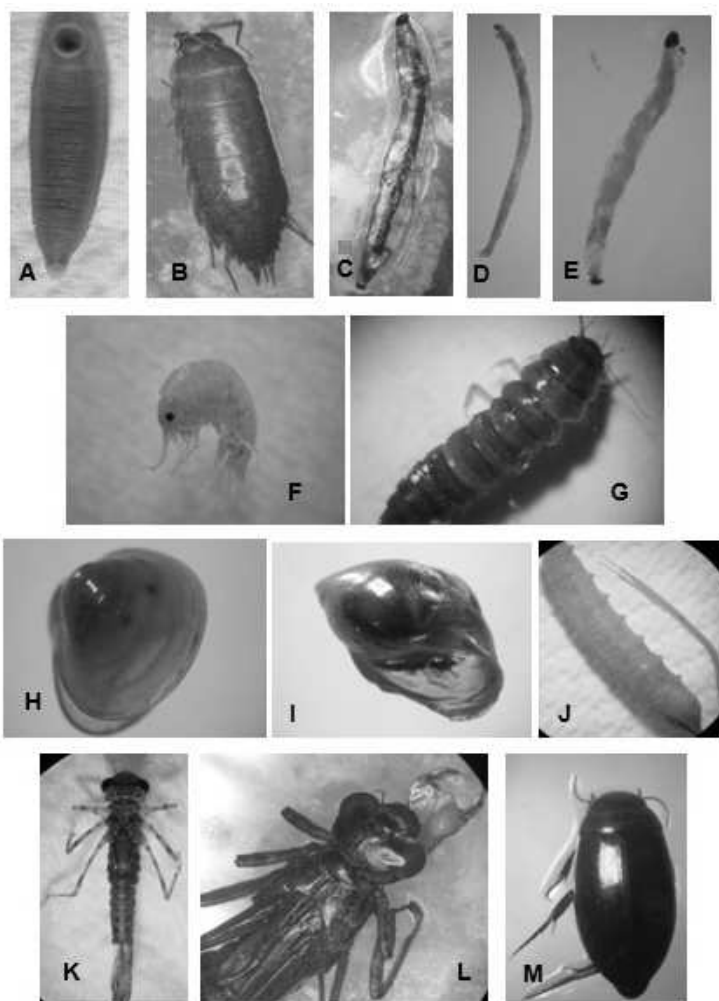
ÍNDICES	MESES	PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTÁNDAR	COEFICIENTE		
				DE VARIACIÓN	MÍNIMO	MÁXIMO
MARGALEF	ABRIL	1,83	0,49	26,69%	0,92	2,46
	AGOSTO	1,46	0,4	27,76%	0,97	2,22
	OCTUBRE	1,43	0,5	35,09%	1	2,48
	ENERO	1,53	0,42	27,46%	0,96	2,26
EQUIDAD	ABRIL	0,54	0,15	28,68%	0,33	0,75
	AGOSTO	0,52	0,19	37,20%	0,23	0,79
	OCTUBRE	0,51	0,16	32,51%	0,28	0,73
	ENERO	0,53	0,16	30,88%	0,18	0,67
SHANNON	ABRIL	1,28	0,39	31,08%	0,69	1,73
	AGOSTO	1,11	0,39	35,69%	0,48	1,57
	OCTUBRE	1,08	0,4	37,08%	0,55	1,61
	ENERO	1,17	0,37	31,87%	0,45	1,67

Anexo E: Fotos de contenido estomacal:

(A) Detritos en Glossiphonidae, (B) Restos vegetales en Tipulidos, (C) Detritos en Tipulidae, (D) Detritos material y vegetal en Asellidae. (E) Detritos en Scirtidae, (F) Detritos en *Hyallela*, (G) *Fragilaria* en Chironominae (H y I) Capsula cefalica y mandibulas de Chironomidae en Aeshnidae, (J) Conidio de hongo *Tetraploa aristata* en Piscicolidae, (K) Fragmentos de quetas de Tubificidae en Piscicolidae, (L) Diatomea *Pinnularia sp.* en Ceratopogonidae (M) Diatomea *Gomphonema parvulum* en Ceratopogonidae (N) Espora de hongo (*Glomus sp.*) en Ceratopogonidae, (Ñ) Detritos en Ceratopogonidae.



Anexo F: Fotos de Macroinvertebrados acuáticos recolectados en el humedal Jaboque: (A) Glossiphoniidae, (B) Asellidae, (C) Ceratopogonidae, (D) Chironominae, (E) Ortocladinae, (F) Hyallellidae, (G) Scirtidae, (H) Spheriidae, (I) Physa , (J) Syrphidae, (K) Coenagrionidae, (L) Aeshnidae, (M) Dytiscidae.



Anexo G: Abundancia de macroinvertebrados (ind/m²) bentónicos recolectados en el humedal Jaboque Bogotá D.C.- Colombia.

Taxa/Mes	MAYO							SEPTIEMBRE							NOVIEMBRE							ENERO							Total
	A	B	C	D	E	F	G	A	B	C	D	E	F	G	A	B	C	D	E	F	G	A	B	C	D	E	F	G	
	13	13	4	9	4	4	13	22	9	13	13	18	31	13	18	9	18	18	18	18	13	18	18	22	13	13	13	22	
TUBIFICIDAE	13	13	4	9	4	4	13	22	9	13	13	18	31	13	18	9	18	18	18	18	13	18	18	22	13	13	13	22	409
GLOSSIPHONIDAE	13	0	4	13	9	9	22	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	13	0	0	4	0	0	4	116
PHYSA	0	0	0	0	0	0	0	4	0	4	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13
SPHERIDAE	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4
LUMBRICULIDAE	0	4	0	0	4	0	0	4	0	4	0	0	0	0	4	0	4	0	0	0	0	0	18	0	0	0	4	0	62
TOTALES	27	18	9	22	18	13	36	22	22	22	22	27	36	18	22	18	22	22	18	13	27	36	18	22	18	13	18	27	604

Anexo I: Estadística.

1. PCA Para la Biomasa de macroinvertebrados acuáticos por gremios dietarios en el humedal Jaboque (R).

	PC1	PC2	PC3
Tri	0.01757928	-0.5724167	0.25008531
Rs	-0.23034949	0.2497137	0.66146421
Dt	0.13516619	-0.6417702	0.16544780
Dep	0.56330948	0.1243356	-0.09865713
C.Re	0.57956224	0.1785592	-0.16288084
C.Rs	0.01299696	0.2898960	0.20135961
C.Fr	-0.37955406	-0.1439675	-0.62050594
C.F	-0.36182871	0.2144857	-0.10350241

	PC1	PC2	PC3
Desviación estandar	1.312	1.210	1.118
Proporción de Varianza	0.215	0.183	0.156
Proporción acumulativa	0.215	0.398	0.555

2. PCA Para las variables físicas y químicas en el humedal Jaboque (R).

Correlaciones			
Variables	PC1	PC2	PC3
T. Ambiente	0.271	-0.796	0.397
T. Agua	0.602	-0.353	0.356
pH	0.334	0.445	-0.385
Conductividad	0.552	-0.196	-0.444
N. Amoniacal	0.598	0.492	0.293
DBO%	0.718	0.123	0.423
Fosforo	0.653	-0.276	-0.469
Nitritos	0.449	0.689	0.19
Amonio	0.704	0.182	-0.017
Nitratos	0.787	-0.281	-0.264
OD	-0.652	0.167	-0.0203
Sólidos	0.801	0.098	-0.0004

	PC1	PC2	PC3
Desviación estandar	2.086	1.473	1.141
Proporción de varianza	0.363	0.181	0.108
Proporción acumulativa	0.363	0.543	0.652

VARIABLES	Estimado	Std, Error	t valor	Pr(> t)
(Intercept)	0,9063778	1,7261072	0,525	0,60719
AMONIO	-0,0157519	0,0185461	-0,849	0,40905
CONDUCTIVIDAD	-0,0004487	0,0006785	-0,661	0,51845
DBO5	-0,0002282	0,0009013	-0,253	0,80355
FOSFATOS	-0,0239622	0,0512292	-0,468	0,64669
NITRATOS	0,0030291	0,0193435	0,157	0,87765
NITRITOS	-7,6140879	30,8979037	-0,246	0,80869
NITROGENOAM	0,0016271	0,0111112	0,146	0,88552
OD	0,4316335	0,1459033	2,958	0,00977 **
SOLIDOS	-0,0029080	0,0034457	-0,844	0,41196
PH	0,0394149	0,2171215	0,182	0,85838
TEMPERATURAAGUA	0,0220803	0,0731855	0,302	0,76702
TEMPERATURA AMB	0,0068859	0,0500733	0,138	0,89245

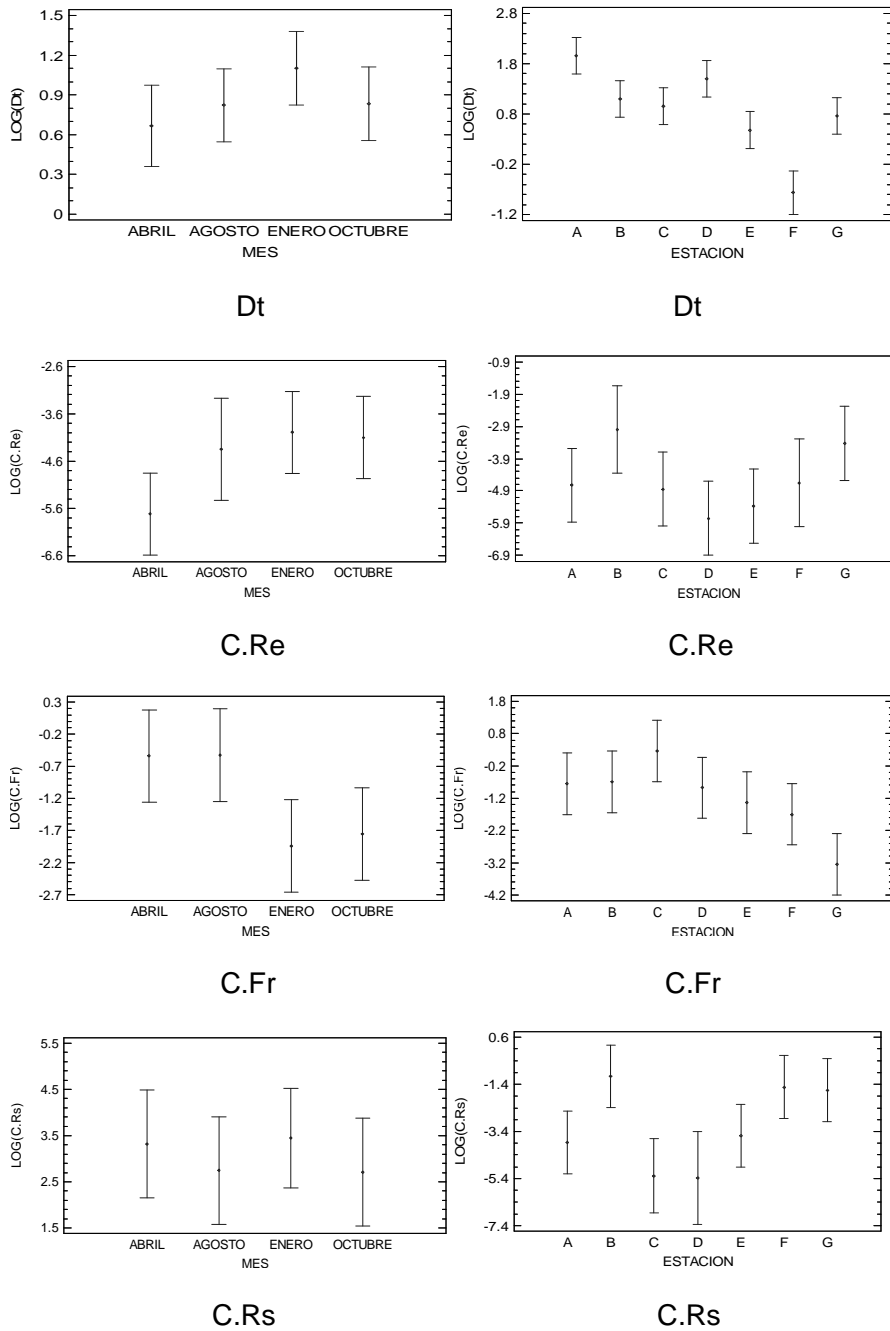
3. Analisis canonico para la biomasa de macroinvertebrados y variables fisicas y quimicas(SAS).

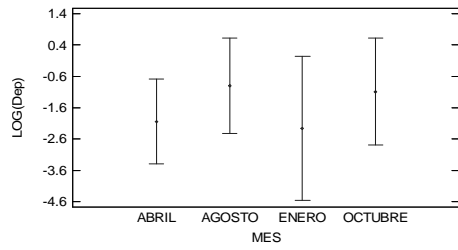
p-Valores de las Correlaciones								
	Tri	Rs	Dt	Dep	CRe	CRs	CFr	CF
T. Ambiente	0. 1407	0. 4671	0. 0686	0. 7164	0. 1704	0. 5674	0. 0175	0. 9937
T.Agua	0. 2186	0. 8977	0. 0483	0. 9369	0. 4219	0. 2607	0. 0264	0. 5447
pH	0. 1829	0. 0923	0. 7172	0. 4319	0. 4057	0. 1306	0. 4958	0. 0624
Conductividad	0. 8012	0. 4416	0. 0094	0. 0318	0. 4154	0. 3357	0. 2497	0. 0417
N.Amoniacal	0. 8896	0. 9865	0. 8292	0. 0433	0. 4119	0. 5844	0. 1400	0. 6392
DBO	0. 2955	0. 5336	0. 0708	0. 2929	0. 1708	0. 3577	0. 5846	0. 4436
Fosforo	0. 3065	0. 6350	0. 3016	0. 0004	0. 8257	0. 1228	0. 4124	0. 5365
Nitritos	0. 2541	0. 7367	0. 7195	0. 2021	0. 5938	0. 1030	0. 5233	0. 5133
Amonio	0. 3470	0. 4611	0. 8635	0. 7786	0. 7249	0. 6706	0. 7344	0. 7290
Nitratos	0. 3964	0. 5534	0. 0294	0. 4259	0. 0801	0. 2574	0. 4981	0. 4171
OD	0. 6974	0. 7716	0. 4254	0. 1986	0. 0012	0. 0063	0. 4603	0. 4729
Solidos	0. 1976	0. 3271	0. 7233	0. 0111	0. 0513	0. 1051	0. 7314	0. 7858

Matriz de Correlaciones								
	Tri	Rs	Dt	Dep	CRe	CRs	CFr	CF
T. Ambiente	- 0. 2856	0. 1432	0. 3491	- 0. 0718	- 0. 2665	- 0. 1129	0. 4457	- 0. 0016
T.Agua	- 0. 2400	- 0. 0255	0. 3766	- 0. 0157	- 0. 1580	- 0. 2199	0. 4192	0. 1195
pH	0. 2592	- 0. 3243	- 0. 0716	0. 1547	- 0. 1635	- 0. 2927	0. 1343	- 0. 3568
Conductividad	0. 0498	- 0. 1515	0. 4819	0. 4065	- 0. 1602	- 0. 1889	- 0. 2250	0. 3874
N.Amoniacal	0. 0275	0. 0033	- 0. 0427	0. 3846	- 0. 1614	- 0. 1080	0. 2861	- 0. 0926
DBO	- 0. 2049	- 0. 1228	0. 3466	0. 2060	- 0. 2663	- 0. 1806	0. 1079	- 0. 1508
Fosforo	- 0. 2004	- 0. 0938	0. 2024	0. 6247	- 0. 0436	- 0. 2986	- 0. 1612	- 0. 1219
Nitritos	0. 2230	- 0. 0665	- 0. 0710	0. 2486	- 0. 1053	- 0. 3146	- 0. 1259	0. 1289
Amonio	0. 1846	0. 1452	0. 0340	0. 0556	- 0. 0696	0. 0841	- 0. 0671	0. 0685
Nitratos	- 0. 1668	- 0. 1170	0. 4119	0. 1567	- 0. 3364	- 0. 2214	0. 1336	0. 1596
OD	- 0. 0769	- 0. 0574	- 0. 1569	- 0. 2505	0. 5791	0. 5034	- 0. 1454	- 0. 1414
Solidos	- 0. 2510	- 0. 1922	0. 0700	0. 4727	- 0. 3719	- 0. 3128	- 0. 0679	0. 0538

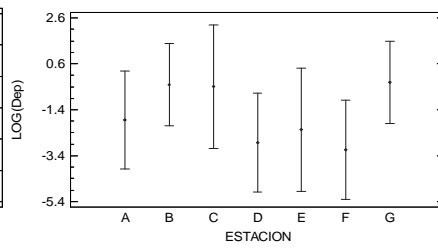
4. Regresión relación de las variables físicas y químicas y la diversidad.

LSD para la biomasa por gremios dietarios.

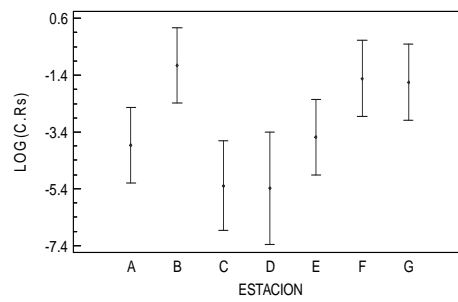




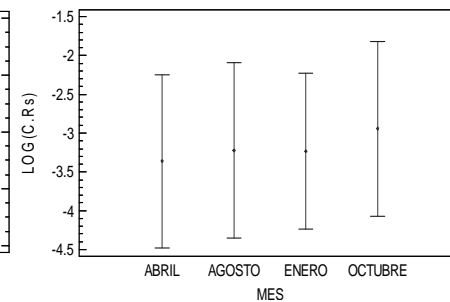
Dep



Dep

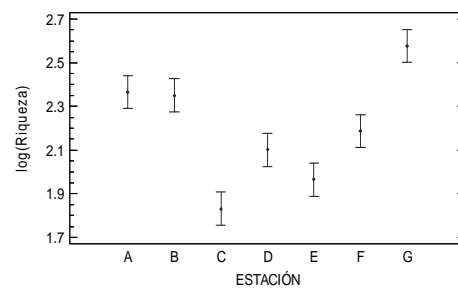


C.R.s

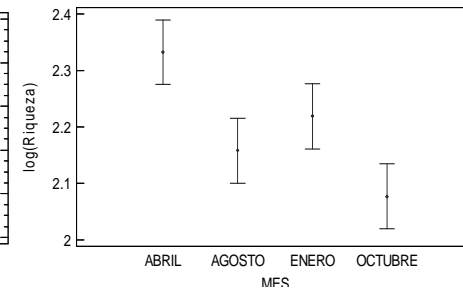


C.R.s

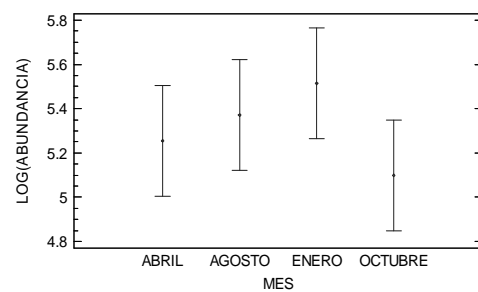
LSD para abundancia y riqueza de macroinvertebrados.



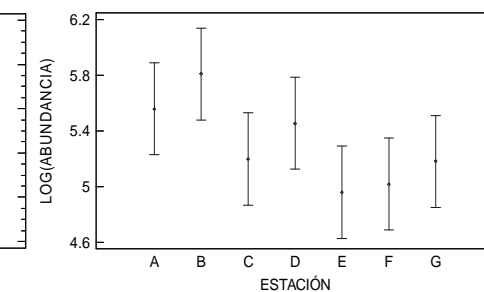
Riqueza



Riqueza

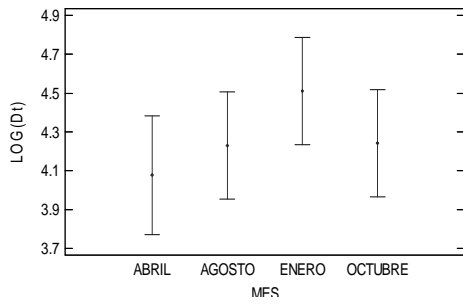


Abundancia

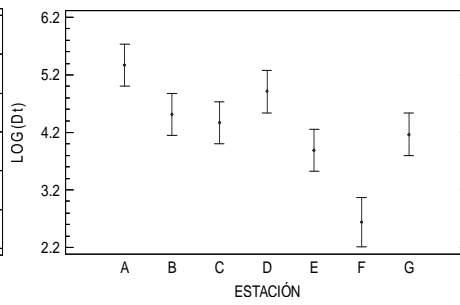


Abundancia

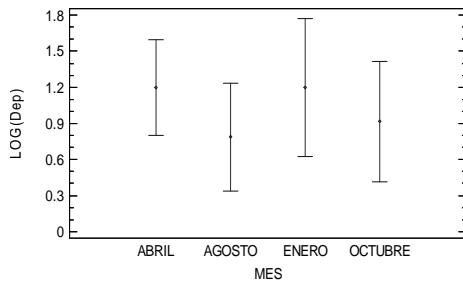
LSD para la abundancia gremios dietarios.



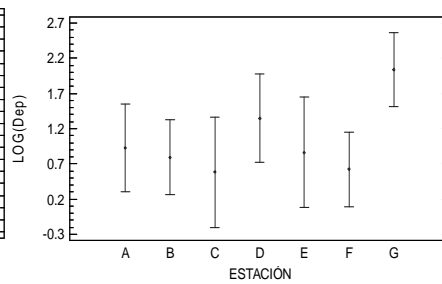
D.t



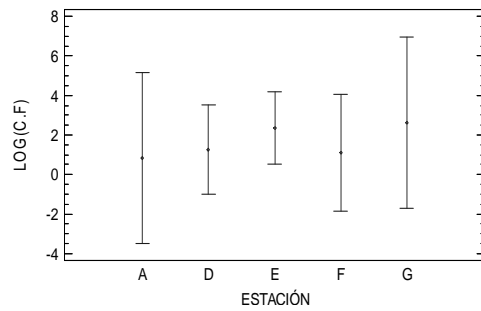
D.t



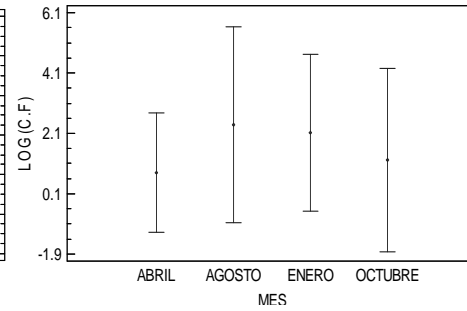
Dep



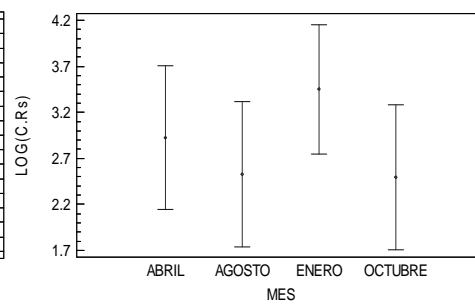
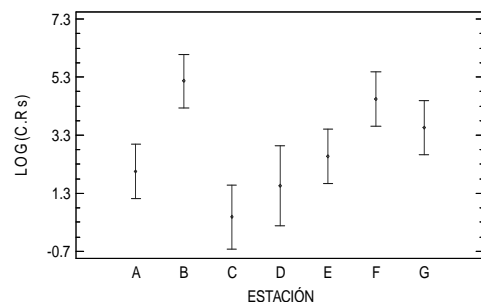
Dep



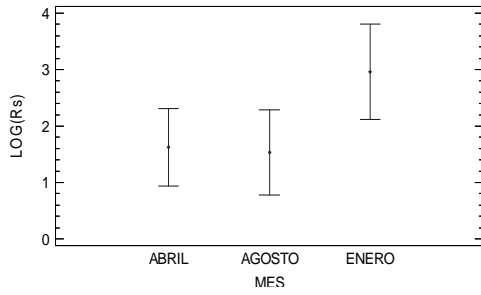
C.F



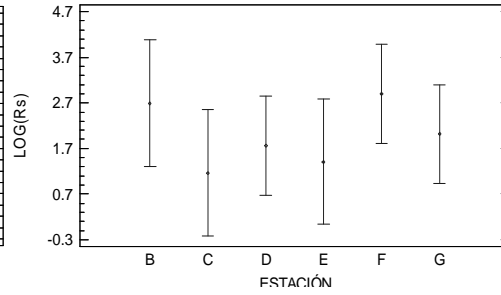
C.F



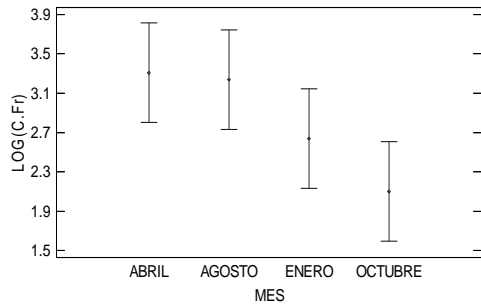
C.Rs



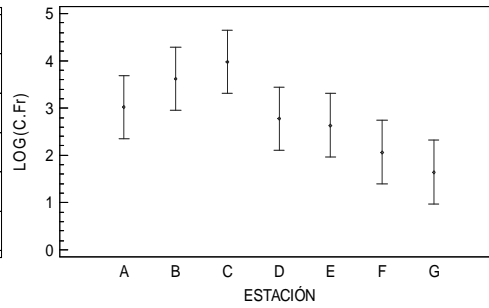
C.Rs



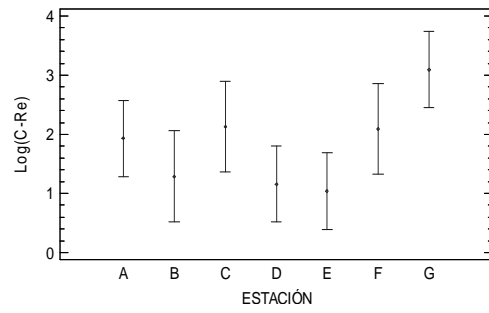
Rs



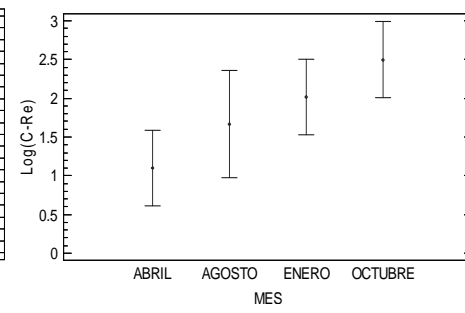
Rs



C.Fr



C.Fr



C.Re

C.Re

Bibliografía

- [1] Abarzúa MR, Basualto SM, Urrutia BH. Relación entre la abundancia y biomasa de fitoplancton y bacterioplancton heterotrófico en aguas superficiales del Golfo de Arauco, Chile. *Invest. Mar., Valparaíso* 1995;23:67-74.
- [2] Abellán P, Camarero F, Iñigo E, Izquierdo A, Millán A, Ribera I, Sánchez FD, Velasco J. Biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos del valle salado de Añana: especies con interés de conservación. Museo Nacional De Ciencias Naturales Csic. Asociación EHIZA. Universidad de Murcia. Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva. Grupo de investigación ecología acuática departamento de ecología e hidrología. [serial online] 1995 [citado 15 octubre 2010] [98 pantallas] Disponible en: URL: http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.net/r49-3074/es/contenidos/informe_estudio/macroinvertebrados_anana/es_doc/adjuntos/memoria.pdf
- [3] Acevedo A. Oligoquetos (Anélida) en: Ospina R, Rincón ME. (compiladores). Seminario invertebrados acuáticos y su utilización en estudios ambientales. Universidad Nacional de Colombia. Departamento de biología. Bogotá, 1995. p. 157-168.
- [4] Aguilar A. Los peces como indicadores de la calidad ecológica del agua. *Revista Digital Universitaria*. [serial online] agosto 2005 [Citado 19 junio 2010]; vol 6, N°8. [14 pantallas] Disponible en: URL: http://www.revista.unam.mx/vol.6/num8/art78/ago_art78.pdf
- [5] Alba-Tercedor J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del agua en Andalucía (SIANGA). Almería II. 1996. p. 203-213.
- [6] Alcorlo P. Las redes tróficas en las lagunas salinas temporales de Los Monegros (Zaragoza, España). *Ecosistemas* 2004;13(2):37-51.
- [7] Allan JD. *Stream ecology: structure and function of running waters*. Londres: Chapman & hall. 1995. p. 388.
- [8] Allan JD. Feeding habits and prey consumption of three predaceous stoneflies (Plecoptera) in a mountain stream. *Ecology* 1982. 63: 26-34.

- [9] Allan P, Stenert C, Fagundes De Freitas SM, Maltchik L. Diversity of chironomid larvae in palustrine wetlands of the coastal plain in the south of Brazil. *Limnology*. 2006. (7):23-30.
- [10] Alonso A, Camargo JA. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas* 2005;14(3):87-99.
- [11] Álvarez CM. Estudio de la variabilidad espacio-temporal de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en los ecosistemas fluviales de Cantabria. Repercusiones para la aplicación de la directiva marco del agua. [Tesis doctoral]. Santander, España: ETS de Caminos, canales y puertos. Departamento de Ciencias Técnicas del agua y del Medio Ambiente. Grupo de Emisarios submarinos e hidráulica ambiental. Universidad de Cantabria. 2009. p. 185.
- [12] Álvarez J, Cuesta Y, Asprilla M. Estudio comparativo de bentos y organismos asociados a macrófitas en un ambiente acuático temporal, Quibdó-Chocó. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó*. 2003;(19):64-69.
- [13] Álvarez J. Capacitación en recursos ambientales utilizando como modelo los humedales de la localidad de Engativá. Caracterización humedal Jaboque. Grupo investigación y conservación ICN. UNAL. Colombia. Bogotá. 2004. P. 25
- [14] Álvarez J. Caracterización limnológica de humedal de Jaboque. Informe final proyecto: Capacitación en recursos ambientales utilizando como modelo los humedales de Engativá. Universidad Nacional de Colombia – Instituto de Ciencias Naturales – Alcaldía local de Engativá. 2003.
- [15] Álvarez J. Caracterización limnológica de las ciénagas de Arcial, el Porro y Cintura (Río San Jorge) y Baño Charco, Pescao y Pantano Bonito (Río Sinú), departamento de Córdoba. En: Rangel-Ch JO. (editor) Colombia Diversidad Biótica IX. Ciénagas de Córdoba: diversidad, ecología y manejo ambiental. Bogotá: Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. 2010. p. 816.
- [16] Álvarez J. Evaluación del estado trófico del humedal de Jaboque: Análisis espacial y temporal de las características fisicoquímicas del agua y de la comunidad planctónica. En Rangel-Ch JO. (Compilador). Investigación aplicada en restauración

- ecológica en el humedal de Jaboqué. Convenio Acueducto de Bogotá-Universidad Nacional de Colombia, Informe final, 2005.p. 215-235.
- [17] Amestoy RFJ. Hacia una cuantificación de estrés ecológico en el embalse de Rincón del Bonete (Uruguay) [Tesis de Doctorado] Biología, Opción Zoología. Programa de Desarrollo de las Ciencias Básicas. Facultad de Ciencias, Universidad de la República Montevideo. [serial online] 2001 [citado octubre 25 2010]; [180 pantallas]. Disponible en: URL:http://www.dinara.gub.uy/web_dinara/images/stories/publicaciones/tesis_%20doctoral_fernando_amestoy.pdf
- [18] Anderson NH, Cummins KW. The influence of diet on the life histories of aquatic insect. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 1979;36:335-342.
- [19] Angelier E. Ecología de las aguas corrientes. Zaragoza, España: Editorial Acribia S. A. 2002. p. 217.
- [20] Angerilli NPD, Beirne BP. Influences of aquatic plants on colonization of artificial ponds by mosquitoes and their insects predators. *Can. Ent.* 1984;112:793-796.
- [21] Angrisano E, Trémouilles E. Insecta Díptera. En: Lopretto E, Tell G. Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio. Tomo III. Ediciones Sur. Argentina 1995:1243-1265.
- [22] Angrisano EB, Korob PG. Trichóptera. Cap. 2, págs. 55-92 En: Fernández HR, Domínguez E. (editores), Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Serie: investigaciones de la UNT, subserie: Ciencias Exactas y Naturales-Universidad Nacional de Tucumán. Tucumán (Argentina). 2001.
- [23] APHA-AWWA-WPCF. Métodos normalizados para el análisis de agua potables y residuales. Traducción del Standard Methods. Barcelona, España: Editorial Díaz de Santos. S.A. 1992.
- [24] Arias D, Reinoso G. Distribución espacial y temporal de los coleópteros acuáticos en la cuenca del río Coello (Tolima, Colombia). *Caldasia* 2007;29(1):177-194.
- [25] Arias P. Las ciénagas de Colombia. En: Divulgación Pesquera. Bogotá, Colombia. Inderena - Ministerio de Agricultura. 1985;23(3,4,5):37-70.
- [26] Ariza AI, Ramírez AI, Moncaleano A.M, Córdoba PM. "Tercera Jornada Académica", "Los humedales como herramienta para el alivio de la pobreza". [serial online] 2006 [Citado 22 agosto 2009] [24 pantallas] Disponible en: URL: http://www.ramsar.org/pdf/www/6/www2006_rpts_colombia01.pdf

- [27] Arlinghaus R, Mehner T, Cowx IG. Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe, *Fish and Fisheries*. 2002;(3):61-316.
- [28] Armitage PD, Cranston PS, Pinder LCV. *The Chironomidae: Biology and Ecology of Non-biting Midges*. New York, Chapman and Hall. 1995.
- [29] Ávila S, Estupiñán S, Arcos M, Gómez AC. Evaluación de la calidad microbiológica del humedal Jaboque. En: Rangel-Ch J.O (Compilador). *Investigación aplicada en restauración ecológica en el humedal de Jaboque*. Convenio Acueducto de Bogotá-Universidad Nacional de Colombia, Informe final, 2005. p. 690-757.
- [30] Ávila SN, Estupiñán MT. Impacto de las obras realizadas por el Acueducto de Bogotá, en el período comprendido entre 2005 a 2009, sobre la calidad microbiológica del agua del humedal Jaboque, Bogotá. Universidad colegio mayor de Cundinamarca. Facultad de Ciencias de la Salud. Programa de Bacteriología. 2010. p. 43.
- [31] Azrina MZ, Yap CK, Rahim Ismail A, Ismail A, Tan SG. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic Macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicol. Env. Saf.* 2006;64:337-347.
- [32] Bachmann AO. *Insecta Hemiptera Corixidae*. En: Ringuelet RA. (dir), *Fauna de agua dulce de la República Argentina*, Buenos Aires: Estudio Sigma SRL. 1981;35(2):1-270.
- [33] Baekken T, Fjellheim A, Larsen R. Benthic animal production in a weir basin area in western Norway. En: Lillehammer A, Saltveit SJ. (editores): *Regulated Rivers: Universitetsforlaget AS, Oslo*.1984;223-232.
- [34] Baer JG. *El Parasitismo Animal*. Madrid: Editorial Guadarrama. S.A. 1971. p. 256.
- [35] Baev PV, Penev LD. BIODIV: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis. [programa de ordenador] Version 5.1. Pensoft, Sofia-Moscow; 1995.
- [36] Barinas MV. Caracterización de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos de la microcuenca El Carrizal, Parque Nacional. La Tigra, Honduras. [Tesis grado] Zamorano, Honduras: Programa de Ingeniería Socioeconómico y Ambiente. Escuela Agrícola Panamericana. 2008. p 50.

- [37] Barlocher F, Kendrick B. Fungi in the diet of *Gammarus pseudolimnaeus* (Amphipoda). *Oikos* 1973;24:295-300.
- [38] Barquín JO. Estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de un tramo medio del río Agüera; estudios de producción secundaria y dieta., U.P.V., Lejona, 2000. p. 84.
- [39] Bello CL, Alba-Tercedor J. Efecto de la regulación de la cabecera del río Genil (Sierra Nevada, España) sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y la dieta larvaria de *Rhyacophila nevada* (Insecta: Trichóptera) *Limnetica* 2004;23(3-4):361-370.
- [40] Beltrán J. Modelación dinámica del humedal Jaboque con fines de restauración y conservación. Tesis Universidad Nacional de Colombia. Facultad de ciencias. En prensa.
- [41] Benke AC, Arsdall TC, Gillespie DM, Parrish FK. Invertebrate productivity in a subtropical black water river: the importance of habitat and life history. *Ecological monograph* 1984;54(1):25-63.
- [42] Benke AC, Huryn AD, Smock LA, Wallace JB. Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. *Journal of the North American Benthological Society* 1999;18:308-343.
- [43] Benke AC, Wallace JB. Trophic basis of production among riverine caddisflies: implications for food web analysis. *Ecology* 1997;(78):1132-1145.
- [44] Benke AC. Secondary production of aquatic insects. En: V. H. Resh and D. M. Rosenberg, eds. *Ecology of aquatic insects*. Praeger, New York, NY. 1984. p. 289-322.
- [45] Bennett D. *Introducción a la ecología de campo*. Ediciones Blume. Madrid, España. 1978.
- [46] Benstead JP, Pringle CM. Deforestation alters the resource base AND biomass of endemic stream insects in eastern Madagascar. *Freshwater biology*. 2004;49:490-501.
- [47] Benstead JP. Macroinvertebrates and the processing of leaf litter in a tropical stream. *Biotropica* 1996;28:367-375.
- [48] Bohn BA, Kershner JL. Establishing aquatic restoration priorities using a watershed approach. *Journal of Environmental Management*. 2002;(64):355-363.

- [49] Bonetto AA, Corrales De Jacobo MA. Zooplancton del río Paraná Medio: Variaciones temporales y distribucionales en el área de confluencia con el río Paraguay. *Ecosur*, 1985;5,12/13(23/24):1-23.
- [50] Bonilla MA. Curso avanzado sobre biodiversidad y bioseguridad con OGM módulo Biodiversidad. Universidad Nacional de Colombia. 2007.p. 81.
- [51] Bray RJ, Curtis JT. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*. 1957;27: 325-349.
- [52] Brezonik P, Fox J. The Limnology of Selected Guatemalan Lakes. *Hydrobiology*. 1974;45(4):467 - 487.
- [53] Brinkhurst RO, Cook DG. Aquatic earthworms (Annelid: Oligochaeta), in Hart, C.W., Jr. & Fuller, S.L.H., (eds.), *Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates*: New York, Academic Press. 1974. p. 143-156.
- [54] Brinkhurst RO, Marchese MR. Guía para la Identificación de Oligoquetos Acuáticos Continentales del Sur y Centroamérica. Argentina. Colección Clímax. 1992;6(2). 207 p.
- [55] Brinkhurst RO, Wash B. Rostherne Mere, England, a further instance of guanotrophy. *Jornal of the Fisheries Research Board of Canada*. 1967;24:1299-1309.
- [56] Burgherr P, Meyer E. Regression analysis of linear body dimensions vs. dry mass in stream macroinvertebrates. *Arch hydrobiology* 1997;(139):101-112.
- [57] Butler MG, Anderson DH. Cohort structure, biomass, and production of amerovoltine chironomus population in a Wisconsin bog lake. *J. ; Am. Benthology society*. 1990; 9(2): 180-192.
- [58] Cabrera NE. Estructura trófica y flujos de energía en el ecosistema de la plataforma continental de Tabasco, México. Instituto Politécnico Nacional. Tesis de Maestría en Ciencias. La Paz. Baja California. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. 2005. p. 88.
- [59] Caicedo O, Palacio J. Los macroinvertebrados béticos y la contaminación orgánica en la quebrada La Mosca (Guarne, Antioquia). *Actualidades biológicas*. 1998;20(69):61-73.
- [60] Castaño GM, Palacios JGV, Cutz LP. Feeding habits of collembolan and their ecological niche. *Anales del Instituto de Biología. Serie Zoología* 2004;75(1):135-142.

- [61] Castro D. Desarrollo de un índice de diatomeas perifíticas para evaluar el estado de los humedales de Bogotá. [Tesis de maestría]. Bogotá: Facultad de Ciencias Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia. 2009. p. 104.
- [62] Cerda M, Castilla JC. Diversidad y biomasa de macroinvertebrados en matrices intermareales del Tunicado *Pyura Praeputialis* (Heller, 1978) en la Bahía de Antofagasta, Chile. *Revista de Historia Natural*. 2001;74:841-853.
- [63] Chalarca DA, Mejía R, Aguirre NJ. Aproximación a la Determinación del Impacto de los Vertimientos de las Aguas Residuales Domésticas del Municipio de Ayapel, sobre la Calidad del Agua de la Ciénaga, *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 2007;40:41-58.
- [64] Chará AMS, Chará JD, Zúñiga MC, Pedraza GX, Giraldo LP. Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. *Universitas Scientiarum* 2010;15(1):27-36.
- [65] Chará J, Zúñiga MC, Giraldo LP, Pedraza G, Astudillo M, Ramírez L, Posso CE. Diversidad y abundancia de macroinvertebrados acuáticos en quebradas de la cuenca del río La Vieja, Colombia. En: Rodríguez JM, Camargo JC, Niño J, Pineda AM, Arias LM, Echeverry MA, Miranda CL. (eds.). *Ciebrig, Valoración de la biodiversidad en la ecorregión del eje cafetero*. Ciebrig. Pereira, Colombia. 2009; 127-142.
- [66] Cheshire L, Boyero L, Pearson RG. Food webs in tropical Australian streams: shredders are not scarce. *Freshwater Biology* 2005; 50:748-769.
- [67] Chessman BC. Dietary Studies of Aquatic Insects from Two Victorian Rivers. *Aust. J. Mar. Freshwater. Res*; 1986;37:129-46.
- [68] Collier KJ, RJ Wilcock, AS Meredith. Influence of substrate type and physico-chemical conditions on Macroinvertebrate faunas and biotic indices of some lowland Waikato, New Zealand, streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 1998, Vol. 32: 1-19.
- [69] CONAMA (BRASIL). Resolução CONAMA N° 20 de 18 junho de 1986. [serial online] junio 1986 [citado 19 octubre 2010] [pantallas 20] Disponible en: URL: http://www.aguasdoparaopeba.org.br/arquivos/doc_resolucao__25664.pdf
- [70] Conservación Internacional Colombia (CIC) [serial online] 2010 [Citada abril 24 2010] [6 pantallas] Disponible en: URL: <http://www.conservation.org.co/programasdetalle.php?nivel=2&idu=31>.

- [71] Contreras G, Camarillo De La Rosa G, Navarrete N, Elias G. Corixidae (Hemiptera, Heteroptera) en el lago urbano del parque Tezozomoc, Azcapotzalco, México D.F. *Chapingo*. 2005;11(2):93-97.
- [72] Corbet PS. Dragonflies. Behavior and ecology of Odonata. Harley Books. Nueva York, 1999. p. 829.
- [73] Córdoba LA. Dípteros nematóceros de importancia sanitaria. Serie Monográfica y Didáctica N° 40. Fac. de Cs. Nat e Inst. Tucumán, Argentina: Miguel Lillo. 2001. 5; 13; 14.
- [74] Cortés SP, Rangel JO. Relictos de vegetación en la Sabana de Bogotá. Memorias Primer Congreso Colombiano de Botánica (versión en CD-Rom). Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Diagnóstico Ambiental y Conservación de la Biodiversidad en la cuenca Alta del Río Bogotá. 1999.
- [75] Covich AP. Geographical and historical comparison of Neotropical stream: biotic diversity and detrital procesing in highly variable habitat. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 1988. 7(4):361–386.
- [76] CPCE 3.4. Coral Point Count with Excel extensions. NCRI. [programa de ordenador] Versión 3.4. Orlando (Florida): National Coral Reef Institute. Nova Southeastern University Oceanographic Center. 2006.
- [77] Cummins KW, Klug JJ, Wetzel RG, Petersen RC, Suberkropp KF, Manny BA, Wuycheck JC, Howard FO. Organic enrichment with leaf leachate in experimental lotic ecosystems. *BioScience* 1972;22(12):719-722.
- [78] Cummins KW, Klug MJ. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 1979;10:147-172.
- [79] Cummins KW, Merritt RW, Andrade PCN. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 2005. 40(1):69-89.
- [80] Cummins KW. Trophic relations of aquatic insects. *Annu. Rev. Entomol.* 1973;18: 183-206.
- [81] Dacosta A. Insectos de Brasil. Capitulo XXIX. Décimo Tomo. Coseltro Nacional de Pesquisas. 1956.p. 371.

- [82] De La Rosa C, Barbee N. Guía de los organismos comunes de las aguas dulces de Costa Rica. Programa de Educación Ambiental. Alajuela, CR. 1993.
- [83] De Marco P, Araujo MAR, Barcelos MK, Dos Santos MBL. Aquatic invertebrates associated with the water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in an eutrophic reservoir in tropical Brazil. *Studies on Neotropical Fauna & Environment*. 2001;36(81):73-80.
- [84] Diehl S. Fish predation and benthic community structure: the role of omnivory and habitat complexity. *Ecology*. 1992; 73:1646-1661.
- [85] Dobson M, Magana A, Mathooko JM, Ndegwa FK. Detritivores in Kenyan highland streams: more evidence for the paucity of shredders in the tropics? *Freshwater Biology*. 2002; 47:909-919.
- [86] Downing JA, Mccauley E. The Nitrogen: Phosphorus relationship in lakes. *Limnology and Oceanography*. 1992; 37(5):936-945.
- [87] Drever JI. *The Geochemistry of Natural Waters*. Hardcover, Subsequent Edition. 1997.
- [88] Dudgeon D. Longitudinal and temporal changes in functional organization of macroinvertebrate communities in the Lam Tsuen River, Hong Kong. *Hydrobiología*, 1984;111(3):207-217.
- [89] Dudgeon D. The influence of riparian vegetation on the functional organization of four Hong Kong stream communities. *Hydrobiologia* 1989;179:183-194.
- [90] Duggan I. The ecology of periphytic rotifers. *Hidrobiologia* 2001;446/447:139-148.
- [91] Edgar GJ, Aoki M. Resource limitation and fish predation: Their importance to mobile epifauna associated with Japanese Sargassum. *Oecologia* 1993;95: 122-133.
- [92] Edgar GJ. The influence of plant structure on the species richness, biomass and secondary production of macrofaunal assemblages associated with Western Australian seagrass beds. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 1990;137(3):215-240.
- [93] Edmonson WT. *Fresh water biology*. New York: John Wiley and Sons, Inc. 1959. p. 1248.
- [94] Edmunds G, Jensen SL, Berner L. *The mayflies of North and Central America*. Univ. of Minnesota Press, Minneapolis. 1976. p. 330.
- [95] Elozegi A, Sabater S (Editores). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA. España. Rubes Editorial. 2009. p. 442.
- [96] Epler JH. *Identification Manual for the Water Beetles of Florida (Coleoptera: Dryopidae, Dytiscidae, Elmidae, Gyrinidae, Haliplidae, Hydraenidae, Hydrophilidae,*

- Noteridae, Psephenidae, Ptilodactylidae, Scirtidae). Florida Department of Environmental Protection, Tallahassee, FL. 1996. p. 257.
- [97] Escobar AN. Estudio de las comunidades macrobénticas en el río Manzanares y sus principales afluentes y su relación con la calidad del agua. *Actualidades biológicas*. 1989;18(65):45-60.
- [98] Fernández H, Domínguez E. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Universidad Nacional de Tucumán. Facultad de Ciencias Naturales y Instituto M. Lillo. 2001. p. 282.
- [99] Fernández-Aláez C, Fernández Aláez M, Rodríguez S. Seasonal changes in biomass of charophytes in shallow lakes in the northwest of Spain. *Aquat. Bot.* 2002;72: 335-348.
- [100] Fisher SG, Gray LJ. Secondary production and organic matter processing by collector macroinvertebrates in a desert stream. *Ecological Society of America* 1983;64(5):1217-1224.
- [101] Fitkau EJ, Irmiler U, Junk WJ, Reiss F, Schmidt GW. Productivity, biomass, and population dynamics in Amazonian water bodies. En: Golley FB, Medina E. (editores). *Tropical ecological systems*. Springer-Verlag. 1975. p. 289-311.
- [102] Flanagan P. Parameters of Water Quality. Environmental Research Unit, Irlanda. 1992. p. 161.
- [103] Flint OS. Studies of Neotropical caddisflies Rhyacophilidae, Glossosomatidae, Philopotamidae and Psychomiidae from the Amazon Basin (Trichoptera), Amazoniana. 1971;3(1):1-67.
- [104] Gaines WL, Cushing CE, Smith SD. Trophic relations and functional group composition of benthic insects in three cold desert streams. *The Southwestern Naturalist*. 1989;34(4):478-482.
- [105] García HL. Hydrophilidae (Insecta: Coleóptera) en el departamento del Quindío. [Trabajo de grado]. Armenia: Programa de Biología. Facultad de Ciencias Básicas y tecnologías. Universidad del Quindío. 2008. p. 208.
- [106] García P, Reyes F, Bessie O, Armas G, Valladeres B. Distribución de los insectos acuáticos en cuerpos lénticos de la Biosfera Maya: Indicadores biológicos de la calidad del agua. Guatemala: Programa Universitario de Investigación en Recursos

- Naturales y Ambiente –PUIRNA. Dirección General de Investigación Universidad de San Carlos de Guatemala. 2009. p. 66.
- [107] Gaston GR, Brown SS, Rakocinski CF, Heard RW, Summers JK. Trophic structure of macrobenthic communities in northern Gulf of Mexico estuaries. *Gulf Res. Rep.* 1995;9:111-116.
- [108] Gaunt P, Barker S. Matrix solid phase dispersion extraction of triazines from catfish tissues; examination of the effects of temperature and dissolved oxygen on the toxicity of atrazine. *Int. J. Environ. Pollut.* 2000;13: 284-312.
- [109] Giller PS, Malmqvist B. *The Biology of Streams and Rivers. Biology of Habitats.* Oxford, Inglaterra: Oxford University Press. 1997. p.296.
- [110] Gómez, Cajiao y asociados CIA. LTDA, DAMA. Plan de manejo ambiental y control de la contaminación en el Humedal del Jaboque. Anexos temáticos. Geología y Geomorfología. Volumen IV (primera revisión). Santa Fe de Bogotá. 1995.
- [111] González C. Determinación del efecto de la remoción de la capa superficial de materia orgánica y macrófitas asociadas sobre la sucesión del plancton en limnocorrales ubicados en el humedal de Jaboque. En: Rangel-Ch., J.O (Compilador). *Investigación aplicada en restauración ecológica en el humedal de Jaboque.* Convenio Acueducto de Bogotá-Universidad Nacional de Colombia, Informe final, 2005;488-520.
- [112] Gopal B, Turner RE, Wetzel RG, Whigham DF. (Editors). *Wetlands Ecology and Management. Part II. Proceedings of the 1st International Congress on Wetlands.* International Scientific Publications, Jaipur. 1982. p.156.
- [113] Graca MAS. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams - A review. *International Review of Hydrobiology.* 2001;86:383-393.
- [114] Guerrero F, Manjarrés A, Nuñez N. Los macroinvertebrados bentónicos de Pozo Azul (cuenca del río Gaira, Colombia) y su relación con la calidad del agua Magdalena, Colombia). *Acta Biológica Colombiana.* 2003;8(2): 43-55.
- [115] Gutiérrez JD, Riss W, Ospina R. Lógica difusa como herramienta para la bioindicación de la calidad del agua con macroinvertebrados acuáticos en la sabana de Bogotá - Colombia. *Caldasia* 2004;26(1):161-172.
- [116] Hall DJ, Cooper WE, Werner EE. An experimental approach to the production dynamics and structure of freshwater animal communities. *Limnol. Oceanogr.* 1970;15:839-928.

- [117] Hansen M. The hydrophiloid beetles: phylogeny, classification and a revision of the genera (Coleoptera, Hydrophiloidea). *Biologiske Skrifter, Kongelige Danske Videnskabernes Selskab* 1991;40:1-367.
- [118] Heck KL, Wetstone GS. Habitat complexity and invertebrate species richness and abundance in tropical seagrass meadows. *J. Biog.* 1977;4:135-142.
- [119] Herrera G, Torrente A, Rojas W. Inventario y ecología de insectos acuáticos depredadores de larvas de mosquitos *Culex* en cuatro regiones de Colombia. *Rev.Col. Entomol.* 1991;17:34-40.
- [120] Herrera M. Algunos aspectos de la biología de notonéctidos (Hemiptera: Notonectidae) de los municipios Andrés Bello y Ribero, estado Sucre, Venezuela [Tesis de Grado]. Cumaná: Dpto. Biología, Núcleo Sucre, Universidad de Oriente; 1997.
- [121] Hoback WW, Stanley DW. Insects in hypoxia. *Journal of Insect Physiology* 2001;47:533-542.
- [122] House M, Ellis JB. Water quality indices: and additional management tool, *Prog. Wat. Technol.* 1980;13:413-423.
- [123] Hurlbert SH, Rodriguez G, Dias Dos Santos N (Editores) *Aquatic Biota of Tropical South America*. p. 323, San Diego, California: San Diego State University, 1981.
- [124] Huryn AD, Wallace JB. Life history and production of stream insects. *Annu. Rev. Entomol.*, 2000;45: 83-110.
- [125] Hynes HBN. *The ecology of running waters*. University of Toronto press. 1972. p. 555.
- [126] IDEAM. Instituto de hidrología, meteorología y estudios ambientales. Valores totales mensuales de precipitación. Datos de la estación 212057 El Dorado instalada en Febrero de 1972. Sistema de información Nacional Ambiental. 2010
- [127] IEH-GRUCON LTDA-EAAB. Actualización y complementación de los diseños del sistema de drenaje pluvial y sanitario. Jaboque II-Estudio del Impacto Ambiental. 1999.
- [128] Inhaber H. *Environmental indices*. New York: John Wiley and Sons, Inc. 1976.
- [129] Iversen TM. Ingestion and growth in *Sericostoma personatum* (Trichoptera) in relation to the nitrogen content of ingested leaves. *Oikos* 1974;25:278-282.

- [130] Jackson JK, Fisher SG. Secondary production, emergence, and export of aquatic insects of a Sonoran Desert stream. *Ecology*, 1986;67:629-638.
- [131] Jaramillo JC. Caracterización limnológica y estructura de la comunidad zooplanctónica del lago Santander. III Encuentro Regional de Investigación en Biodiversidad y Conservación, Manizales. 2004a. p. 40-43.
- [132] Jaramillo JC. Determinación de la calidad del agua en la ciénaga Colombia (Caucasia Antioquia), con base en los macroinvertebrados acuáticos asociados a macrófitas flotantes. Memorias Segundo Congreso Internacional Ambiental del Caribe, Cartagena de Indias 2004b.
- [133] Jaramillo JC. Estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos asociados a macrófitas flotantes y su relación con la calidad del agua en la Ciénaga Colombia. Cauca, Antioquia. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*. 2003a;2(3):105-120.
- [134] Jaramillo JC. Evaluación de la calidad del agua de la Ciénaga Colombia (Caucasia Antioquia) con base en la comunidad de macroinvertebrados acuáticos asociados a macrófitas flotantes. Resúmenes encuentro regional sobre investigaciones en embalses y ciénagas del Caribe colombiano, Montería. 2003b.
- [135] Jeffries M, Mills D. *Freshwater Ecology: Principles and Applications*. Bellhaven Press, London, England. 1990.
- [136] Kadlec RH, Caballero RL. *Treatment Wetlands*. Crc Press Primer Edition. 1996. p. 928.
- [137] Kadlec RH, Knight RL. *Treatment Wetlands*. CRC Press/Lewis Publishers, Boca Raton, FL. 1996. p. 893. En: *Transformations of Nutrients in Natural and Constructed Wetlands*. Editado por Jan Vymazal. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 2001.
- [138] Kaushik NK, Hynes HBN. The fate of the dead leaves that fall into streams. *Archiv fur Hydro- biologie*. 1971;68:465-515.
- [139] Keiper JB, Walton WE, Foote BA. Biology and ecology of the higher diptera from freshwater wetlands. *Annu. Rev. Entomol.* 2002;(47):207-232.
- [140] Kerans BL, Karr JR. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of Tennessee Valley. *Ecol. Appl.* 1994;4:768-785.
- [141] Klemm DJ, Lewis PA, Fulk F, Lazorchak JM. Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters.

- EPA/600/4-90/030. U.S. Environmental Protection Agency. Environmental Monitoring Systems Laboratory, Cincinnati, Ohio 1990.
- [142] Kohler KE, Gill SM. Coral Point Count (CPCe) with Excel extensions. A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers and Geosciences*. 2006;32(9):1259-1269.
- [143] Kolkwitz R, Marsson M. Okologie del pflanxinchen saprobien. *Ber. Deutsch. Bot. Hes.*, 1908;26:505-509.
- [144] Krueger CC, Waters TF. Annual production of macroinvertebrates in three streams of different water quality. *Ecology* 1983;64(4):840-850.
- [145] Laidlaw T. Adopt A Stream. Georgia Adopt A Stream Manual. Georgia Environmental Protection Division, Atlanta. [serial online] 1994 [citado 19 octubre 2010]; [59 pantallas]. Disponible en: URL: http://www.rivercenter.uga.edu/international/wfl/documents/aas_manual.pdf
- [146] Lampert W, Sommer U. *Limnoecology: The ecology of lakes and streams*. Oxford University Press. New York. 1997.
- [147] Ledoyer M. Faune mobile des herbiers de phanérogames marines (Halodule et Thalassia) de la Laguna de Términos (Mexique, Campeche). II. Les gammariens (Crustacea). *An. Inst. Cienc. Mar Limnol. Univ. Nat. Autón. Méx.* 1986;13(3):171-200.
- [148] Lemke M, Benke A. Spatial and temporal patterns of microcrustacean assemblage structure and secondary production in a wetland ecosystem. *Freshwater Biology*. 2009;(54):1406-1426.
- [149] Lenat DR, Crawford JK. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia*. 1994; 294:185-199.
- [150] Lewis WJr. Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lakes & Reservoirs*. 2000;5:35-48.
- [151] Lievano LA, Ospina TR. Guía ilustrada de los macroinvertebrados acuáticos del río Bahamon. Primera edición Bogotá D.C., Colombia: Universidad del Bosque e Instituto Alexander von Humboldt. 2007. p.130.
- [152] Likens GE. Nutrients and eutrophication. *Limnology and Oceanography*. Pub. Esp. 1972;1:378.

- [153] Lind OT. Handbook of common methods in limnology. Mosby Co. St. Louis. 1974. p. 154.
- [154] López MJ, Tierno JM. Ciclo de vida y composición de la dieta de *Nemoura lacustris* Pictet, 1865 (Plecoptera, Nemouridae) Boln. Asoc. esp. Ent., 2005;29(1-2):87-97.
- [155] Mac-Cafferty WP. Aquatic Entomology. Boston: Science books International. 1981.
- [156] Machado T, Roldán G. Estudio de las Características Físicoquímicas y Biológicas del río Anorí y sus principales Afluentes. En: Actualidades Biológicas. 1981;10 (35):3-19.
- [157] Madrid CA. Conservación de la Biodiversidad de Importancia Mundial a lo Largo de la Costa Chilena. Limnología de la desembocadura del río Copiapó como parte del Proyecto GEF "Conservación de la biodiversidad de importancia mundial a lo largo de la costa chilena", encargado por la unidad de Gestión del Proyecto en Atacama [serial online] 2007. Disponible en: URL: http://www.conama.cl/gefmarino/1307/articles-45456_recurso_1.pdf pp. 105.
- [158] Maes JM. Catalogo de los díptera de Nicaragua Tipulidae (Nematocera). Rev. Nica. Ent. 1990;14:1-3.
- [159] Magurran AE. Ecological diversity and its measurement. Princeton University, Princeton, New Jersey. 1988. p.192.
- [160] Maltby L. Pollution as a probe of life-history adaptations in *Asellus aquaticus* (Crustacea: Isopoda). Oikos, 1991;61:11-18.
- [161] Mancilla G, Valdovinos C, Azócar M, Henríquez M, Figueroa R. Aproximación multimétrica a la evaluación de la calidad del agua en cuencas con diferentes niveles de intervención antrópica. Interciencia: Revista de ciencia y tecnología de América. 2009;34(12):857-864.
- [162] Margalef R. Ecología. Editorial Omega. Barcelona, España. 1983:203-449.
- [163] Márquez G, Guillot G. Proyecto estudios ecológicos de embalses colombianos. Etapa prospectiva. Informe final, FEN- Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 1988.
- [164] Martínez B, Velasco J, Suarez ML, Vidal-Abarca MR. Benthic organic matter dynamics in an intermittent stream in southeast Spain. Arch. Hydrobiol. 1998;141:303-320.

- [165] Martínez C, Blettler M, Córta BC. Microcrustacean biomass estimation in continental aquatic. *Interciencia* 2006;31(8):591-597.
- [166] Martínez, MA. Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad del agua en tres ciénagas del departamento de Cesar, Colombia. [Tesis de maestría] Bogotá: Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia; 2009.
- [167] Masifwa, WF, Twongo TY, Denny P. The impact of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms on the abundance and diversity of aquatic macroinvertebrates along the shores of northern Lake Victoria, Uganda. *Hydrobiologia* 2001;452:79-88.
- [168] Mason C. Biología de la contaminación del agua dulce. Editorial Alambra. Primera edición. Madrid, España. 1984.
- [169] Maul JD, Farris JL, Milan CD, Cooper CM, Testa S, Feldman DL. The influence of stream habitat and water quality on macroinvertebrate communities in degraded streams of northwest Mississippi. *Hydrobiologia* 2004;518:79-94.
- [170] Medianero E, Samaniego M. Comunidad de insectos acuáticos asociados a condiciones de contaminación en el río Curundú, Panamá. *Folia entomológica Mexicana* 2004;43(3):279-294.
- [171] Meerhoff M, Mazzeo N. Importancia de las plantas flotantes libres de gran porte en la conservación y rehabilitación de lagos someros de sudamérica. *Ecosistemas* 2004;13(2).
- [172] Merritt RW, Cummins KW. An introduction to the aquatic insects of North America. Second ed. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa, 1984. p. 722.
- [173] Merritt RW, Cummins KW. An introduction to the aquatic insects of North America. Tercera Ed. Kendall/Hunt Publishing Company. Iowa, E.U.A. 1996.
- [174] Merritt RW, Cummins KG. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa. 1978. P. 441.
- [175] Metcalf A, Eddy J. Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización. Tomo I. McGraw-Hill/Interamericana S.A. México D.F. 1996.
- [176] Meyer MJ. Un vistazo al pasado oscuro del humedal Jaboque. *Memorias Día Mundial de los Humedales*. Pontificia Universidad Javeriana. [serial online] 2005

- [citado septiembre 9 2010]; [27 pantallas] Disponible en: URL: http://www.ramsar.org/pdf/wwd/5/wwd2005_rpt_colombia_javeriana.pdf
- [177] Mihaljevic Z, Kerovec M, Tavcar V, Bukvic I. Macroinvertebrate community on an artificial substrate in the Sava river: long-term changes in the community structure and water quality. *Biología* 1998;53:611-620.
- [178] Millán A, Moreno JL, Velasco J. Coleópteros y Heterópteros acuáticos del complejo lagunar del río Arquillo (Albacete). *Al-basit*. 1997:29-69
- [179] Millán A. Los Coleópteros Hydradephaga (Haliplidae, Gyrinidae, Noteridae y Dytiscidae) de la cuenca del río Segura. SE. de la Península Ibérica. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia. 1991. p. 567.
- [180] Ministerio De Comercio (MICI). Agua. Calidad de agua, reutilización de las aguas residuales tratadas. Reglamento técnico. DGNTI-COPANIT 24-99. República de Panamá. 2000. p.19.
- [181] Minshal GW, Petersen RC, Cummins KW, Bott TL, Sedell JR, Cushing CE, Vannote RL. Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. *Ecol. Monogr.* 1983;53: 1-25.
- [182] Minshall GW. Aquatic insect-substratum relationship. Pp. 358-400 En: VH Resh & DM Rosemberg (eds). *The ecology of aquatic insects*. Praeger. New York. 1984.
- [183] Miserendino ML, Pizzolón LA. Macroinvertebrates of a fluvial system in Patagonia: altitudinal zonation and functional structure. *Arch. Hydrobiol.* 2000; 150:55-83.
- [184] Miserendino ML. Relaciones longitud-peso para macroinvertebrados de ambientes dulceacuícolas de Patagonia (Argentina). *Ecología Austral* 2001;11:3-8.
- [185] Mitsch WJ, Gosselink JG. *Wetlands*. John Wiley and Sons, Inc. New York. 2000. p. 920.
- [186] Molano MA, Zerda E. Comparación de las densidades de *Annelida* en diferentes paisajes de la Amazonía Colombiana. [serial online] 2006 [citado agosto 31 2010] *Acta Biol. Colomb.* vol.11 no.1 [93 pantallas]. Disponible en: URL: http://www.scielo.unal.edu.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-548X2006000100011&lng=en&nrm=iso>
- [187] Momo FR, Feijoo CS, Casset MA, Doyle S, Álvarez A, García ME, Giorgi ADN. Relación entre la estructura fractal de las macrófitas acuáticas y el espectro de tamaños de los invertebrados asociados. [Serial online] 2004 octubre-noviembre

- [citado 8 noviembre 2010]; [13 Pantallas] Disponible en: URL: http://www.cricyt.edu.ar/eco2004/Resumenes/CA_orales.htm.
- [188] Montalto L. Diversidad de insectos de la dimensión vertical de un humedal marginal del sistema del río Paraná medio durante la sequía. Instituto Nacional de Limnología (INALI) – Memoria 2006 [serial online] 2006 [citado septiembre 18 2010]; [98 pantallas] Disponible en: URL: <http://www.inali.santafe-conicet.gov.ar/memo2006.pdf>
- [189] Monzón A, Casado C, Montes C, Garcia De Jalon D. Organización funcional de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos de un sistema fluvial de montaña (Sistema Central, río Manzanares, España). *Limnética*, 1991;7:97-112.
- [190] Moore P. *Wetlands*, Revised edition. Facts On File, New York. 2008. p. 270.
- [191] Moretto Y, Takeda AM, Butaca CM. Distribuição espacial de larvas de Chironomidae (Diptera) em seis diferentes ambientes da planicie aluvial do Rio Paraná. XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia: A Zoologia e os Ecossistemas Costeiros. 17 a 22 de fevereiro de 2002, Itajaí – Santa Catarina, Brazil 2002. p. 587.
- [192] Motta RL, Uieda VS. Diet and trophic groups of an aquatic insect community in a tropical stream. *Braz. J. Biol.* 2004;64(4):809-817.
- [193] Moya C, Valdovinos C, Moraga A, Romero F, Debels P, Oyanedel A. Patrones de distribución espacial de ensambles de macroinvertebrados bentónicos de un sistema fluvial Andino Patagónico. *Chilena de Historia Natural*. 2009a;82:425-442.
- [194] Moya N, Gibon F, Oberdorff T, Rosales C, Domínguez E. Comparación de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos intermitentes y permanentes del altiplano boliviano: implicaciones para el futuro cambio climático. *Ecol. apl.* [serial online]. ene./dic. 2009b, vol.8, no.1-2 [citado 1 Noviembre 2010], p.105-114. Disponible en: URL: http://revistas.concytec.gob.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1726-22162009000100012&lng=es&nrm=iso. ISSN 1726-2216.
- [195] MVSP 3.1. Multi-variate Statistical Package. UPGMA. [programa de ordenador]. Versión 3.0. Kovach Computing Services. 2001.
- [196] Navrud S. Economic valuation of inland recreational fisheries: empirical studies and their policy use I Norway. *Fisheries Management and Ecology*. 2001. (8):369-382.

- [197] Nazarova LB, Wolfgang RH, Antje K, Bernd W. Algunas observaciones sobre deformidades bucales en larvas de Quironómidos (Diptera: Chironomidae) de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Caldasia*. 2004;26(1):275-290.
- [198] Niesser N. Gerridae of Surinam and Amazon, with additional records of other neotropical species. *Stud. Fauna suriname and other Guyanas*. 1970;12(47):94-138.
- [199] OCDE. Eutrophication of water: monitoring, assessment and control. Organization of Economic Co-operation and Development, Paris. 1982.p.156.
- [200] OCHA. Oficina para la coordinación de asuntos humanitarios. Colombia. INFORME – Fenómeno de El Niño, segunda temporada de lluvias. Colombia. Boletín Informativo Sobre El Monitoreo del fenómeno de “El Niño, [serial online] Octubre 2009 [citado 17 noviembre 2010] No.3 [7 pantallas], Disponible en: URL: http://www.colombiassh.org/site/IMG/pdf/1.La_sequia-El_Fenomeno_de_El_Nino_Jul-Oct_2009.pdf
- [201] Odum EP. *Ecología* ed. Interamericana. México. 1972. p. 639.
- [202] OHIO ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Biological criteria for the protection of aquatic life: Volume I. The role of biological data in water quality assessment. Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Surface Water Section, Columbus, Ohio 43266. 1987.
- [203] Olabarría C, Caraballo J, Vega C. Cambios espacio-temporales en la estructura trófica de asociaciones de moluscos del intermareal rocoso en un sustrato tropical. *Cienc. Mar*. 2001;27:235-254.
- [204] Oliva A, Fernández L, Bachmann A. Sinopsis de los Hydrophiloidea acuáticos de Argentina (Insecta, Coleoptera). *Monogr. Mus. Argentino Cienc.Nat*. 2002;2:1-67.
- [205] Ovalle H. Estudio de la distribución espacial y temporal de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos del humedal el Jaboque (Bogotá, Colombia). [serial online] 2006 [citado 22 agosto 2010] [24 pantallas]. Disponible en: URL: http://www.ramsar.org/pdf/wwd/6/wwd2006_rpts_colombia01.pdf
- [206] Pajoy RJ, Vargas CF. Contribución al estudio limnológico de la Madre vieja “El Vaticano” Florencia-Caquetá-Colombia. Universidad de la Amazonia. 2003.
- [207] Palma A, Figueroa R. Producción secundaria de las comunidades de macroinvertebrados en un sistema fluvial mediterráneo. Resúmenes de presentaciones personales. II Congreso Sociedad Chilena de Limnología. 14° Taller de Limnología. Universidad la concepción Chile. [serial online] 2005 [citado 14

- agosto 2010]; [49 pantallas] Disponible en: URL:
http://www.eula.cl/limnologia/_private/2005.doc
- [208] Paporello De Amsler G. Fauna asociada a las raíces de *Eichhornia crassipes* en cauces secundarios y tributarios del Río Paraná en el tramo Goya-Diamante. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral* 1987a.18(1): 37-50.
- [209] Paporello De Amsler G. Fauna asociada a las raíces de *Eichhornia crassipes* en una laguna del valle aluvial del Río Paraná ('Los Matadores', Santa Fé, Argentina). *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral* 1987b;18(1): 93-103.
- [210] Parz GR, Herzig A. *Ökosystemstudie Donaustau Altenwörth, Band II.- Österreichische. Akademie der Wissenschaften, Veröffentlichungen des Österreichischen. MaB-Programms.* [Serial online] 2000 [10 pantallas] Disponible en: URL: <http://www.uvw.at/artikel/uebersicht.php?gruppenid=28&zeig=all>
- [211] Peckarsky BL. Predator-prey interactions. En: Hauer FR, Lamberti GA, editors. *Methods in Stream Ecology.* California: Academic Press. USA. 1996. p. 431-451.
- [212] Peet RK. The measurement of species diversity. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 1974; (5):285-307.
- [213] Pennak RW. *Fresh-Water Invertebrates of the United States*, New York: Editorial. Jhon Wiley Sons 2^o Edition. 1978. p. 803.
- [214] Pérez AG, y Rodríguez A. Índice fisicoquímico de la calidad de agua para el manejo de lagunas tropicales de inundación. *Rev. biol. trop.* [serial online]. dic. 2008 [citado 17 Agosto 2010] vol.56, no.4 p.1905-1918 [28 pantallas]. Disponible en: URL: <http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442008000400026&lng=es&nrm=iso
- [215] Pinilla-Agudelo G. An index of limnological conditions for urban wetlands of Bogotá city, Colombia. *Ecological Indicators.* 2010;10:848-856.
- [216] Pinilla-Agudelo G. An index of limnological conditions for urban wetlands of Bogotá city, Colombia. *Ecological Indicators.* 2010;10: 848-856.
- [217] Plafkin JL, Barbour MT, Porter KD, Gross SK, Hughes RM. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: Benthic macroinvertebrates and fish. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Washington, D.C. EPA 440-4-89-001. 1989.

- [218] Planas D, Neiff JJ. Is periphyton important in the *E. crassipes* meadows? *Verh. Int Verein. Limnol.* 1998;26:1865-1870.
- [219] Poepperl R. Functional Feeding Groups of a Macroinvertebrate Community in a Northern German Lake Outlet (Lake Belau, Schleswig-Holstein). *Limnol.* 1999:137-145.
- [220] Poi De Neiff A, Neiff JJ, Orfeo O, Carignan R. Quantitative importance of particulate matter retention by the roots of *Eichhornia crassipes* (Marts) Solms in the Paraná floodplain. *Aquatic Bot.* 1994;47:213-223.
- [221] Poi De Neiff A, Neiff JJ. Riqueza de especies y similaridad de los invertebrados que viven en plantas flotantes de la planicie de inundación del río Paraná (Argentina). *Interciencia* 2006;31(3):220-225.
- [222] Pontificia Universidad Javeriana (PUJ), Empresa De Acueducto y Alcantarillado De Bogotá (EAAB). Plan de manejo ambiental del Humedal de Techo. Bogotá: Pontificia Universidad Javeriana, Instituto de Estudios Ambientales para el Desarrollo IDEADE- Marzo 2007. Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, Secretaria Distrital de Ambiente. 2009.
- [223] Porto LA, Ribeiro C, Silva RC. Invertebrados bentônicos do alto rio Tocantins-Goiás. XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia: A Zoologia e os Ecossistemas Costeiros. Itajaí – Santa Catarina, Brazil: 2002. p. 584.
- [224] POSADA JA, ROLDAN G, RAMÍREZ J. Caracterización fisicoquímica y biológica de la calidad de aguas de la cuenca de la quebrada Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Rev BiolTrop.* 2000; 48(1):59-70.
- [225] Prat N, Gonzales G, Mollet X. Comparación crítica de dos índices de calidad del agua- ISQUA Y BILL. Barcelona: Tecnología del agua 1986;31:33-49.
- [226] Prat NF. Estado ecológico de los ecosistemas acuáticos en España departamento de ecología universidad de Barcelona. 2007. p. 152.
- [227] Prat NF. Estado ecológico de los ecosistemas acuáticos en España. Departamento de Ecología Universidad de Barcelona. [Serial online] 1998 [citado 18 noviembre 2010] [pantallas 18] Disponible en: URL: http://grupo.us.es/ciberico/archivos_acrobat/zaraponenpratf.pdf
- [228] Pulido BHW, Melgarejo LM. Evaluación preliminar del potencial de indicadores de salud y calidad relacionados con el ciclo del carbono de suelos del humedal de Jaboque (Cundinamarca, Colombia). *Acta Biológica Colombiana*, 2006;11(1):149.

- [229] Putman RJ. 1994. Community ecology London. Champan & Hall. Fontúrbel Francisco R (Enero 2004). Un ejemplo de la necesidad de la conservación de ecosistemas: la eutrofización localizada en el lago Titikaka (Departamento de La Paz, Bolivia) *biologia.org: portal de Biología y Ciencias de la Salud*. fonturbel@mbotanica.zzn.com. El portal de Biología y Ciencias de la Salud 18-Mar-2010 La revista: número 15. <http://www.biologia.org/revista/pdfs/78.pdf>
- [230] Quintana X. Relaciones entre el peso seco y la longitud en *Aedes*, *Culex* y *Gammarus*. *Limnética*. 1995;11(1):15-17.
- [231] Quiñones M, Ramírez J, Díaz A. Estructura numérica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos derivadores en la zona de ritral del río Medellín. *Actual Biol*. 1998;20(69):75-86.
- [232] Quitiaquez G, Cárdenas G. Plan de manejo para el proyecto de recuperación paisajística de la ronda del Humedal Juan Amarillo. Secretaría Distrital de Ambiente, Bogotá D.C. 1997. p. 129.
- [233] R-2010: The R Project for statistical Computing. The R Foundation for Statistical Computing [programa de ordenador] R version 2.11.1 Copyright (C) 2010.
- [234] Rabeni CF, Hoel SM. The importance of woody debris to benthic invertebrates in two Missouri prairie streams. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie Stuttgart*. 2000;27:1499-1502.
- [235] RAMSAR. The RAMSAR Convention on Wetlands. [serial online] 2010 [citado 12 agosto 2010]; 1(1): [2 pantallas] Disponible en: URL: http://www.ramsar.org/cda/es/ramsar-home/main/ramsar/1_4000_2_
- [236] Rangel-Ch J, ORJUELA M. Humedales de la localidad de Engativá. El humedal Jaboque. Edit. Códice Ltda. 2003. p. 14.
- [237] Rangel-Ch J. (Compilador). Investigación aplicada en restauración ecológica en el humedal de Jaboque. Convenio Acueducto de Bogotá-Universidad Nacional de Colombia, Informe final, 2005.
- [238] Rapport DJ, Bohm G, Buckingham D, Cairns J, Costanza R, Karr JR, Dekruif HAM, Levins R, McMichael AJ, Nielsen NO, Whitford WG. Ecosystem health: the concept, the ISEH, and the important tasks ahead. *Ecosystem Health*. 1999;(5):82-90.

- [239] Reddy KR, Patrick WH. Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *CRC Crit. Rev. Environ. Control*. 1984;13:273-309.
- [240] República de Colombia. Decreto 1594. [serial online] 1984 junio [citado 25 octubre 2010]; [pantallas 57] Disponible en: URL: <ftp://190.5.199.3/jprado/Dise%F1o%20de%20PTAR/Decreto%201594%201984.pdf>
- [241] Restrepo VM, Rincón RCM. Aproximación a La Caracterización Ecológica de La Quebrada Fucha en La Reserva Forestal de los Cerros Orientales en La Localidad de San Cristóbal. (Bogotá, Colombia) Bio-grafía: Escritos sobre la Biología y su Enseñanza [serial online]. 2009. [citado 1 octubre 2010]; 2 (2): [18 pantallas]. Disponible en: URL: <http://www.pedagogica.edu.co/revistas/ojs/index.php/biografia/issue/view/27/showToc>
- [242] Reynaga MC. Hábitos alimentarios de las larvas de Trichoptera (Insecta) de una cuenca subtropical. *Ecología austral*. 2009;19:207-214.
- [243] Richards RP, Baker DB. Pesticide concentration patterns in agricultural drainage networks in the Lake Erie basin. *Environ. Toxicol.chem*. 1993;12:13-26.
- [244] Ríos B, Encalada A, Prat N. Leaf litter dynamics and its use by invertebrates in a high-altitud tropical Andean stream. *International Review of hydrobiology*. 2009;94(4):357-371.
- [245] Rivera I, Aguilera P, Charles H, Millán A. Los coleópteros acuáticos de la Península Ibérica. *Quercus*. 2002. p. 38-42.
- [246] Rivera UJJ, Mejía RDM. Estudio de algunos índices de calidad del agua para las épocas de altas y bajas lluvias en la quebrada La Jaramilla. La Tebaida-Quindío, Colombia. *Revista de Investigaciones, Universidad del Quindío*. 2005;15:45-54.
- [247] Rivera UJJ, Camacho PDL, Botero-Botero A. Estructura numérica de la entomofauna acuática en ocho quebradas del departamento del Quindío-Colombia. *Acta Biol. Colomb*. 2008;13(2):133-146.
- [248] RIVERA UJJ, MEJIA RDM. Estudio de indicadores ambientales de calidad de agua en la quebrada La Jaramilla, La Tebaida-Quindío. [Trabajo de grado]. Programa de Licenciatura en Biología y Educación Ambiental. Facultad de Educación. Universidad del Quindío. 2004. p. 127.
- [249] Rodríguez AA, Valencia H. Estimación de poblaciones de microorganismos del ciclo del nitrógeno y su relación con el grado de eutrofización del humedal Jaboque, Cundinamarca, Colombia. *Acta Biológica Colombiana* 2006;11(1):133-176.

- [250] Rojas RE, Vargas JA. Abundancia, Biomasa y relaciones sedimentarias de *Americanuphis reesei* (Polychaeta: Onuphidae) en el Golfo de Nicoya, Costa Rica Rev. Biol. Trop. 2008;56(4):59-82.
- [251] Roldán G, Bohórquez A, Cataño R, Ardila J. Estudio limnológico del embalse del Guavio. Revista de la Academia Colombiana de ciencias exactas físicas y naturales. 2001;24(90):25-33.
- [252] Roldán G. Guía para el estudio de de los macroinvertebrados acuáticos en el departamento de Antioquia. Bogotá, Colombia: Fondo FEN Colombia. Editorial Presencia Ltda. 1988. p. 217.
- [253] Roldán G. Los macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua en Colombia: Estado actual y perspectivas. Memorias del Seminario Internacional de Macroinvertebrados Acuáticos. Cali, Colombia. 1997.
- [254] Roldán GA. Fundamentos de limnología neotropical. Medellín (Antioquia): Universidad de Antioquia. 1992. 543.
- [255] Romo PS, Rueda SJ, Bécares ME, Fernandez AM, Vicente E, Fernandez AM, Moss B, Miracle SM, Hiatela J, Kairesalo T, Vakkilainen K, Hansson LA, GYLLSTRÖN M. Response of macroinvertebrates to experimental nutrient and fish additions in European localities at different latitudes. Limnetica. 2006;25(1-2):585-612.
- [256] Root RB. The niche exploitation pattern of the blue-grey gnatcatcher. Ecol. Monogr. 1967;37:317-350.
- [257] Rosenberg DM, Resh VH. Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. Chapman Hall Publ. 1993. p. 488.
- [258] Ross ST. Mechanisms structuring stream fish assemblages: are there lessons from introduced species?. Environmental Biology of Fishes. 1991;30: 359-368.
- [259] Ross HH. Aquatic insects and ecological problems. Bull Entomology. Soc. American 1967;13(2):112-113.
- [260] Roy TS. Leeches (Annelida: Hirudinea). En: HART CW, SAMUEL L, FULLER H. (editores). Capítulo 4. Pollution ecology of freshwater invertebrates. New York, San Francisco London: Department Limnology. 1974. Pp 136.

- [261] Rueda SJ. Los invertebrados acuáticos de La Manchuela (Castilla-La Mancha), estos grandes desconocidos. *Revista de Estudios de La Manchuela*. [Serial online] 2008; nº 2 [24 pantallas] Disponible en: URL: <http://www.revistaalaxarch.es/rueda.htm>
- [262] Ryan SK, Curtis JR. Subsidy-Stress Response of Macroinvertebrate Community Biomass to a Phosphorus Gradient in an Oligotrophic Wetland Ecosystem. *Journal of the North American Benthological Society* 2007;26(3):491-508.
- [263] Salas HJ, Martino P. Metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales centro panamericano de ingeniería sanitaria y ciencias del ambiente, Programa Regional CEPIS/HPE/OPS OPS/CEPIS/PUB/01.2001.
- [264] Sánchez DA, Amat GD. Diversidad de la fauna de artrópodos terrestres en el humedal Jaboque, Bogotá-Colombia. En: Colombia. Caldasia. Unibiblos Publicaciones Universidad Nacional De Colombia 2005;27(2):311-330.
- [265] Santos ND. Odonata. En: Hurlbert SH, Rodríguez G, Dos Santos ND. (Editores), *Acuatic Biota of Tropical south América*. Part 1 Arthropoda. San Diego State University. California. 1981:64-85.
- [266] SAS 9.2. [programa de ordenador] Versión 9.00. USA: SAS Institute Inc. Software (TS M0). 2002.
- [267] Sawyer CN, Mccarty PL. *Chemistri for sanitary engineers*. McGraw-Hill. New York. 1967. p. 518.
- [268] Sawyer RT. *Leech Biology and Behaviour*. Oxford, Inglaterra: Clarendon. 1986. p. 1065.
- [269] Secretaria Distrital De Ambiente. Decreto 190 del 2004. Plan de ordenamiento Territorial. Concejo de Bogotá. [serial online] 2004 [Citado 12 junio 2010]; [12 pantallas] Disponible en: URL: <http://www.secretariadeambiente.gov.co/sda/libreria/php/decide.php?patron=03.132303>
- [270] Sermeño CJM, Pérez D, Gutiérrez FPE. Guía ilustrada para el estudio ecológico y taxonómico de los insectos acuáticos inmaduros del orden Odonata en El Salvador. En: Springer, M. (editor). *Formulación de una guía metodológica estandarizada para determinar la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador, utilizando insectos acuáticos*. Proyecto Universidad de El Salvador (UES)-Organización de los

Estados Americanos (OEA). Editorial Universitaria UES, San Salvador, El Salvador. 2010. p. 38.

- [271] Silva JP. s.f. Humedales construidos. Compilador.[Serial online] [citado 18 octubre 2010]; [18 pantallas] Disponible en: URL: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaar/e/fulltext/gestion/humedales.pdf>
- [272] Sket B, Trontelj P. Global diversity of leeches (Hirudinea) in freshwater *Hydrobiologia*; 2008;595:129-137.
- [273] Smith F. Biological diversity, ecosystem stability and economic development. *Ecological Economics*, 1996;16:191-203.
- [274] Soldner M, Stephen I, Ramos L, Angus R, Wells NC, Grosso A, Crane M. Relationship between macroinvertebrate fauna and environmental variables in small streams of the Dominican Republic. *Water Res.* 2004;38:863-874.
- [275] Spieles DJ, Mitsch WJ. A model of secondary production and trophic structure in constructed wetlands. *Ecological Modelling* 2003;161(3): 183-194.
- [276] Spinelli GR, Wirth WW. Los Ceratopogonidae de la Argentina (Insecta: Díptera). *Fauna de agua dulce de la República de Argentina*. 1993;38:1-124.
- [277] STATGRAPHICS Centurion XV. [programa de ordenador]. Version Centurion XV E.U.A: Stat Point, Inc.; 2006.
- [278] Stoner A, Acevedo C. The macroinfaunal community of tropical estuarine lagoon. *Estuaries* 1990. 13:174-181.
- [279] Stout J. Leaf decomposition rates in Costa Rican lowland tropical rainforest streams. *Biotropica*. 1980;12:264–272.
- [280] Stribling JB, Snyder BD, Davis WS. Biological assessment methods, biocriteria, and biological indicators. Bibliography of selected technical, policy and regulatory literature. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Policy, Planning, and Evaluation, Washington, D.C. EPA 230-B-96-001. 1996.
- [281] Suberkropp K, Klug MJ. Fungi and bacteria associated with leaves during processing in a woodland stream. *Ecology* 1976;57:707-719.
- [282] Swamy GC, Rao KH. Studies on the feeding habitats of *Eretes sticticus* (Dytiscidae-Coleoptera). *Curr. Sci.* 1974;43:220-222.

- [283] Takeda AM, De Souza-Franco GM, De Melo SM, Monkolski A. Invertebrados asociados às macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná (Brasil). En: Thomaz SM, Bini LM (editores) Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Maringá, Brasil: EDUEM. 2003:243-260.
- [284] Taylor DW. Moluscos Dulceacuícolas de Costa Rica: Introducción y Lista Preliminar. Revista Biol. Trop. 1993;41(3):653-655.
- [285] Tello P, Jerez V, Olmos V. Sanguijuelas (Hirudinea: Glossiphoniidae) asociadas a *Cryphiops caementarius* (Decapoda: Palaemonidae) del Río Limarí, Chile. Rev. Biol. Trop. 2007;55(1):255-260.
- [286] Tessier C, Cattaneo A, Pinel B, Galanti G, Morabito G. Biomass, composition and size structure of invertebrate communities associated to different types of aquatic vegetation during summer in Lago di Candia (Italy) J. Limnol., 2004;63(2):190-198.
- [287] Thienemann A. Der Bau des Seebeckens in seiner. Bedeutung für das Leben in See. Verh. Zool. Bot. Ges. 1925;(77):87-91.
- [288] Thorp JH, Covich AP. Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. Second edition. A Harcourt Science and Technology Company. 2001.p. 1073.
- [289] Timothy WS, Garcia JE. Environmental Factors Causing Local Variation in Density and Biomass of the Snail *Leptoxis carinata*. En: Fishpond Creek, Virginia (Autores): Source: American Midland Naturalist, 2002;148(1):172-180.
- [290] Tomanova S, Goitia E, Helesic J. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. Hydrobiologia. 2006; 556:251-264.
- [291] Toro J, Schuster J, Kurosawa J, Araya E, Contreras M. Diagnostico de la calidad del agua en sistemas lóticos utilizando diatomeas y macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores. Rio Maipú (Santiago: Chile). Sociedad chilena de ingeniería hidráulica. XVI Congreso chileno de ingeniería hidráulica. Santiago. 2003. p 11.
- [292] Usinger RL. Aquatic insects of California. University of California. Press Berkeley. 1956. p. 508.
- [293] Van Tassell E. Family 13 Hydrophilidae. Archeostemata, Myxophaga, Adepaga, Poliphaga: Staphiliniformia. American Beetles 2001;1:187-208.
- [294] Vannote RL, Sweeney BW. Geographic analysis of thermal equilibria: a conceptual model for evaluating the effect of natural and modified thermal regimes on aquatic communities. American Naturalist. 1980;115:667-695.

- [295] Vásquez C, Ariza A, Pinilla G. Describen el estado trófico de diez humedales del altiplano cundiboyacense. *Universitas Scientiarum. Revista de la Facultad de Ciencias*. 2004; 11(2):61-75.
- [296] Vásquez CI. Tratamiento de los residuos líquidos del área de tinturados en flores de exportación con *Eichhornia crassipes* (Buchón de Agua). *Revista Lasallista de Investigación*. 2004;1(2):23-27.
- [297] Vega E, Aguilar CI, Diez De Andreis, Gil H. Macroinvertebrados acuáticos presentes en algunas corrientes del oriente antioqueño. En: *Revista del I.C.N.E.* 1989;2(1):19-38.
- [298] Velasco J, Millán A, Ramírez-Díaz L. Colonización y sucesión de nuevos medios acuáticos. I. Composición y estructura de las comunidades de insectos. *Limnética* 1993;9:73-85.
- [299] Velasco J. Estudio de los procesos de colonización de medios artificiales por insectos acuáticos en el Sureste Ibérico. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia. 1989. p. 502.
- [300] Velásquez SM, Miserendino LM. Análisis de la materia orgánica alóctona y organización funcional de macroinvertebrados en relación con el tipo de hábitat en ríos de montaña de Patagonia. *Ecología Austral* 2003;13:67-82.
- [301] Venegas EM. Estado limnológico de cuatro humedales de la sabana de Bogotá utilizando macroinvertebrados como bioindicadores. Trabajo de Grado, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia. 2005. p. 16.
- [302] Viveros GR, Guillot MG. caracterización limnológica de humedales aledaños a san Rafael (Sibaté, Cundinamarca, Colombia) *Acta Biológica Colombiana*, 2006;11(1):154.
- [303] Vollenweider RA. Mass balance. Artículo proporcionado para su uso en el IV Encuentro Internacional del Proyecto Regional de Eutroficación en Lagos Cálidos Tropicales realizado en San Juan de Puerto Rico, del 7 al 11 de diciembre de 1987. 1987.
- [304] Wallace JB, Hurn AD, Lugthart GJ. Colonization of a headwater stream during three years of seasonal insecticidal applications. *Hydrobiologia* 1991;211: 65–76.

- [305] Wallace JB, Merritt RW. Filter-Feeding Ecology of Aquatic Insects. *Annu Rev Entomol.* 1980;25:103-132.
- [306] Wantzen KM, Wagner R. Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical-temperate comparison. *Journal of the North American Benthological Society.* 2006;25(1):216-232.
- [307] Ward JV. *Aquatic insects ecology. 1. Biology and habitat.* John Wiley & Sons, Inc., New York. 1992. p.438.
- [308] Washington HG. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research* 1984;18:653-694.
- [309] Wetzel R. *Limnología.* Ediciones Omega S.A. Barcelona. 1981.
- [310] Whittaker RH. Vegetation of the Great Smoky Mountains. *Ecological Monographs.* 1956; 26: 1-80.
- [311] Wilhm J, Dorris C. Biological parameters for water quality criteria. *Rev. Bios.* 1968.18(6):477-480.
- [312] Williams DD. Some relationships between stream benthos and substrate heterogeneity. *Limnology and Oceanography.* 1980;25:161–172.
- [313] Wilzbach MA, Cummins KW, Hall JD. Influence of habitat manipulations on interactions between cutthroat trout and invertebrate drift. *Ecology.* 1986;67: 898-911.
- [314] Winfield I, Chazaro-Olvera S, Alvarez F. ¿Controla la biomasa de pastos marinos la densidad de los peracáridos (Crustacea: Peracarida) en lagunas tropicales?. *Rev. Biol. Trop.* [Serial on line]. mar. 2007, vol.55, no.1 [citado 11 Abril 2010], p.43-51. Disponible en: URL: <http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442007000100006&lng=es&nrm=iso>. ISSN 0034-7744.
- [315] Wolfram G, Orendt C, Höss S, Großschartner M, Zdenek A, Jurajda P, Traunspurger W, De Deckere E, Lieffering CV. The macroinvertebrate and nematode community from soft sediments in impounded sections of the river Elbe near Pardubice. *Dinkelscherben. Czech Republic. Lauterbornia* 2010;69:87-105.
- [316] Zamora MC, Alba-Tercedor J. *Asellus aquaticus* L. En la península ibérica. *Limnética* 1994;10(2):1-7.
- [317] Zimmer KD, Hanson MA, Butler MG. Factors influencing invertebrate communities in prairie wetlands: A multivariate approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science.* 2000;57:76–85.

- [318] Zúñiga MC. Estudio de la ecología del río Calí con énfasis en su fauna bentónica como indicador biológico. Ainsa. 1985;1(15):63-85.