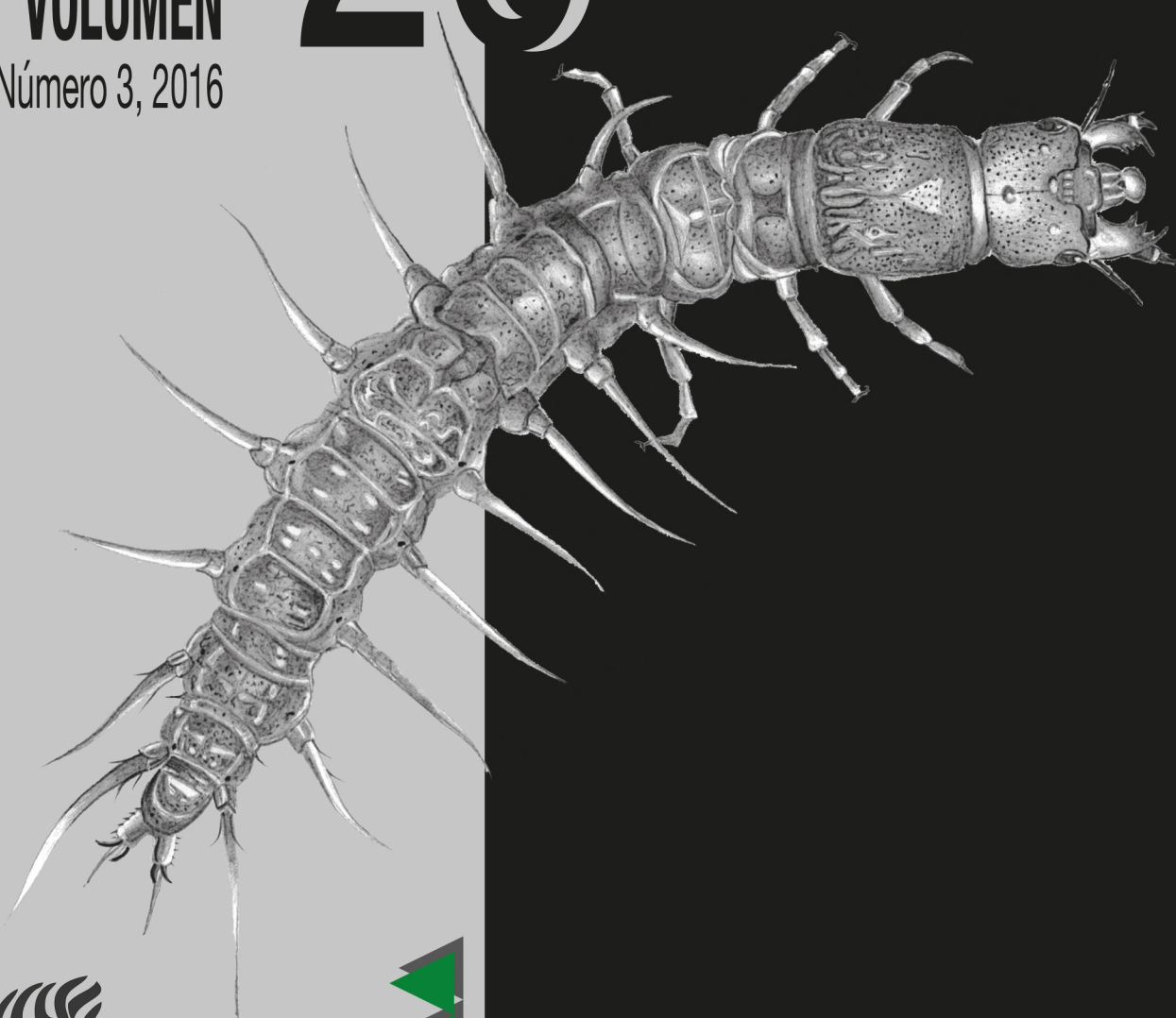


HIDROBIOLÓGICA

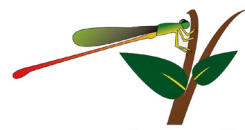
26

VOLUMEN

Número 3, 2016



UAM
Casa abierta al tiempo
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
METROPOLITANA
Unidad Iztapalapa



HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 26

Número 3

2016

Hidrobiológica es una publicación científica cuatrimestral del Departamento de Hidrobiología de la División de Ciencias Biológicas y de la Salud de la Universidad Autónoma Metropolitana-Unidad Iztapalapa creada desde 1991. **Hidrobiológica** está dirigida a publicar investigaciones originales e inéditas sobre la hidrología, biología, pesquerías, acuicultura, contaminación y ecología de los recursos y sistemas acuáticos, realizados en México y en todo el mundo.

Hidrobiológica (ISSN 0188-8897) pertenece al Índice de Revistas Mexicanas de Investigación Científica y Tecnológica del CONACyT desde 1994. Indizada en:

PERIÓDICA. Índice de Revistas Latinoamericanas en Ciencias.

Latindex. Catálogo-Sistema Regional de Información en Línea para Revistas Científicas de América Latina, El Caribe, España y Portugal.

Redalyc. Red de Revistas Científicas de América Latina, El Caribe, España y Portugal.

SciELO - Scientific Electronic Library Online.

Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA).

ISI-Thomson: Biological Abstracts y Biosis Previews.

E&M Biology (Elsevier)

Journal Citation Reports - Thomson Reuters (JCR)

Página electrónica: <http://hidrobiologica.izt.uam.mx/index.php/revHidro/login>

HIDROBIOLÓGICA, Vol. 26 No. 3, Septiembre-Diciembre 2016, es una publicación cuatrimestral editada por la Universidad Autónoma Metropolitana a través de la Unidad Iztapalapa, División Ciencias Biológicas y de la Salud, Departamento de Hidrobiología. Prolongación Canal de Miramontes 3855, Col. Ex-Hacienda San Juan de Dios, Tlalpan, C. P. 14387, Ciudad de México, México, y Av. San Rafael Atlixco No. 186, Colonia Vicentina, Iztapalapa, C. P. 09340, Ciudad de México, México, Tel. 5804-4600 ext. 3053. Página electrónica de la revista: <http://hidrobiologica.izt.uam.mx/index.php/revHidro/login> y dirección electrónica rehb@xanum.uam.mx. Editor Responsable: Ma. Esther Angélica Meave del Castillo. Certificado de Reserva de Derechos al Uso Exclusivo No. 04-2001-051112590500-102.

ISSN: 0188-8897. Ambos otorgados por el Instituto Nacional de derechos de Autor. Certificado de Licitud de Título número 6574 y Certificado de Licitud de Contenido número 5100, ambos otorgados por la Comisión Calificadora de Publicaciones y Revistas Ilustradas de la Secretaría de Gobernación. Impresa por DocuMaster, Av. Coyoacán 1450, Col. Del Valle, Benito Juárez, C.P. 03220. Este número se terminó de imprimir en Ciudad de México, México el 1 de diciembre de 2016, con un tiraje de 300 ejemplares.

Las opiniones expresadas por los autores no necesariamente reflejan la postura del editor de la publicación.

Queda estrictamente prohibida la reproducción total o parcial de los contenidos e imágenes de la publicación sin previa autorización de la Universidad Autónoma Metropolitana.

COMITÉ EDITORIAL

Editor en Jefe: Dra. Ma. Esther Angélica Meave del Castillo

Responsable de la edición del número

Área de Ficología Comparada

Dpto. de Hidrobiología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud.

Universidad Autónoma Metropolitana, Plantel Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México.

EDITORES ASOCIADOS Y ÁRBITROS DEL NÚMERO ESPECIAL

ÁREA SISTEMÁTICA, MORFOLOGÍA Y FILOGENIA

Dra. Jhoana Díaz Larrea

Área de Ficología Comparada

Dpto. de Hidrobiología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México.

Dr. Mario Adolfo Espejo Serna

Área de Botánica Estructural y Sistemática Vegetal

Dpto. de Biología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México.

Dr. José Antolin Aké Castillo

Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías

Universidad Veracruzana

Boca del Río, Veracruz, México.

Dra. Isabelle da Rocha Silva Cordeiro

Oswaldo Cruz Foundation

Institut Pasteur International Network

Río de Janeiro, Brasil.

Dr. Carlos de la Rosa

Estación Biológica La Selva OET Dirección

Sarapiquí, Costa Rica.

Dr. Mario Enrique Fávila Castillo

Red de Ecoetología, Instituto de Ecología

Xalapa, Veracruz, México.

Dra. Julianna Freires Barbosa

Departamento de Zoología

Universidad Federal de Rio de Janeiro

Río de Janeiro, Brasil.

Dr. Giovany Guevara Cardona

Departamento de Desarrollo Rural y Recursos Naturales

Universidad de Caldas

Caldas, Colombia.

Dra. Fabiola Lango Reynoso

División de Estudios de Posgrado e Investigación

Instituto Tecnológico de Boca del Río

Boca del Río, Veracruz, México.

Dra. Silvia Ana Mazzucconi

Departamento de Biodiversidad y Biología Experimental

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Universidad de Buenos Aires

Buenos Aires, Argentina.

Dr. Cesar Tamarís Turizo

Facultad de Ciencias Básicas

Universidad del Magdalena

Santa Marta, Colombia.

Dra. Gabriela Vázquez Hurtado

Red de Ecología Funcional, Instituto de Ecología

Xalapa, Veracruz, México.

ÁREA MANEJO DE RECURSOS ACUÁTICOS

Dra. Irene de los Ángeles Barriga Sosa

Área de Manejo Integral de Recursos Acuáticos

Dpto. de Hidrobiología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México.

Dra. Ana Laura Ibáñez Aguirre

Área de Producción Acuática

Dpto. de División de Ciencias Biológicas y de la Salud

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México.

Dra. Alda Rocío Ortiz Muñoz

Área de Biología Celular

Dpto. de Hidrobiología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México.

Dra. Claudia Cressa

Instituto de Biología Experimental.

Facultad de Ciencias, Universidad Central de Venezuela

Caracas, Venezuela.

Dr. Guillermo de Mendoza

Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB),

Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)

Blanes, España.

Biól. Aurora Cristina González Pedraza

Escuela Nacional de Ciencias Biológicas

Instituto Politécnico Nacional (IPN)

CDMX, México.

M. en C. Cristian Granados Martínez

Facultad de Ciencias Básicas, Universidad de la Guajira

La Guajira, Colombia

Dr. Bert Kohlmann

Centro de Investigación y Desarrollo en Energías Renovables

Dirección, Universidad EARTH,

Guácimo, Costa Rica.

Dr. Robert W. Sites

Enns Entomology Museum, Division of Plant Sciences

University of Missouri

Columbia, EE.UU.

Dra. Patricia Trujillo Jiménez

Facultad de Ciencias Biológicas

Universidad Autónoma del Estado de Morelos

Cuernavaca, Morelos, México.

ÁREA AMBIENTAL

Dra. Guadalupe Barrera Escorcía

Área de Manejo Integral de Recursos Acuáticos

Dpto. de Hidrobiología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México.

Dra. Flor de Ma. Cuervo López

Área de Microbiología
Dpto. de Hidrobiología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)
CDMX, México.

Dra. María Teresa Núñez Cardona

Área Estructura y Funcionamiento de los Recursos Naturales Renovables
Dpto. de el Hombre y su Ambiente, División de Ciencias Biológicas
y de la Salud
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco (UAMX)
CDMX, México.

Dra. Patricia Ramírez Romero

Área de Manejo Integral de Recursos Acuáticos
Dpto. de Hidrobiología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)
CDMX, México.

Dra. Lis Perla Edith Alonso Eguía

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Jiutepec, Morelos, México.

Dra. Claudia Feijóo

Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES)
Universidad Nacional de Luján.
Buenos Aires, Argentina.

Dr. Martín López Hernández

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología,
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
CDMX, México.

Dra. Edna Naranjo García

Departamento de Zoología
Instituto de Biología
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
CDMX, México.

Biól. María Teresa Olivera Carrasco

Subdirección de Laboratorios y Apoyo Académico.
Dirección de Estudios Arqueológicos
Instituto Nacional de Antropología e Historia,
CDMX, México.

Biól. Miguel Piñón Flores

Facultad de Biología
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo
Morelia, Michoacán, México.

Dra. Carolina Silvia Ocón

Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet"
CCT La Plata, CONICET-UNLP
Buenos Aires, Argentina.

Dra. Fátima Reyes-Morales

Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia
Universidad San Carlos de Guatemala
Guatemala, Guatemala.

Dr. Gabino Rodríguez Almaráz

Departamento de Zoología de Invertebrados.
Facultad de Ciencias Biológicas
Universidad Autónoma de Nuevo León
Monterrey, Nuevo León, México.

MSc. Monika Christine Springer

Escuela de Biología, Universidad de Costa Rica
San José, Costa Rica.

ÁREA ECOLOGÍA

Dr. Derik Castillo Guajardo

Área Biología de la Conservación
Departamento de Ciencias Ambientales
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma (UAML)
Lerma de Villada, Edo. de México, México.

M. en C. Axel Eduardo Rico Sánchez

Laboratorio de Evaluación de la Salud de los Ecosistemas Acuáticos
Departamento de Zoología
Escuela Nacional de Ciencias Biológicas
Instituto Politécnico Nacional (IPN)
CDMX, México

Dr. Pablo E. Gutiérrez Fonseca

Departamento de Biología
Universidad de Puerto Rico
Río Piedras, Puerto Rico.

Dr. Pedro Gutiérrez Yurrita

Departamento de Biociencias e Ingeniería
Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio
Ambiente y Desarrollo.
Instituto Politécnico Nacional (IPN)
CDMX, México.

Dra. Eugenia López López

Laboratorio de Ictiología y Limnología
Departamento de Zoología
Escuela Nacional de Ciencias Biológicas
Instituto Politécnico Nacional (IPN)
CDMX, México.

Dr. Rodrigo Moncayo-Estrada

Colección Ictiológica
Departamento de Pesquerías y Biología Marina
Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR)
Instituto Politécnico Nacional (IPN)
La Paz, Baja California Sur, México.

Dr. Luis Alonso Ramírez Ulate

Departamento de Ciencias Ambientales
Universidad de Puerto Rico
San Juan, Puerto Rico.

Dra. Erica E. Scheibler

Laboratorio de Entomología
Instituto Argentino de Investigaciones de Zonas Áridas (IADIZA)
Centro Científico Tecnológico (CCT)
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)
Mendoza, Argentina.

M. en C. Jacinto Elías Sedeño Díaz

Coordinación Politécnica para la Sustentabilidad
Escuela Nacional de Ciencias Biológicas
Instituto Politécnico Nacional (IPN)
CDMX, México.

Dr. Samuel Segnini

Departamento de Biología. Facultad de Ciencias
Universidad de Los Andes
La Hechicera, Mérida, Venezuela.

Dr. Christian Patricio Villamarín Flores

Centro de Investigación y Estudios de Ingenierías
Universidad de las Américas
Quito, Ecuador.

MSc. María del Carmen Zúñiga

Grupo de Investigaciones Entomológicas
Departamento de Biología
Universidad del Valle
Cali, Colombia.

CONSEJO EDITORIAL

Dr. Saúl Álvarez Borrego
Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada (CICESE)
Ensenada, México.

Dr. Luis S. Álvarez-Lajonchère
Grupo Picimar,
La Habana, Cuba.

Dra. Guadalupe Judith De la Lanza Espino
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM
CDMX, México.

Dr. Alfonso Vázquez Botello
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM
CDMX, México.

Dr. Gerald J. Bakus
Allan Hancock Foundation
University of Southern California
California, USA.

Dr. Luis Fernando Bückle Ramírez
Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada
Ensenada, México.

Dr. Carlos Cáceres Martínez
Universidad Autónoma de Baja California Sur
La Paz, México.

Dr. Roberto Civera Cerecedo
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste
La Paz, México.

Dra. Laura Dávalos Lind
Baylor University, Texas
Texas, USA.

Dr. Enrique Reyes
East Carolina University
North Carolina, USA.

Dr. Fernando Díaz Herrera
Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada (CICESE)
Ensenada, México.

Dra. Martha E. Ferrario
Facultad de Ciencias Naturales y Museo La Plata
La Plata, Argentina.

Dr. Francisco J. García de León
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste
La Paz, México.

Dr. Efraín Abraham Gutiérrez Galindo
Instituto de Investigaciones Oceanológicas
Universidad Autónoma de Baja California
Ensenada, México.

Dr. Brian E. Hartwick
Simon Fraser University
Vancouver, Canadá.

Dr. Antonio Lot Helgueras
Instituto de Biología
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
CDMX, México.

Dr. Jordi Lleonart Aliberas
Institut de Ciències del Mar
Barcelona, España.

Dr. Fabio Massa
Experto FAO
Roma, Italia.

Dr. Alejandro Toledo Ocampo
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
CDMX, México.

Dr. José Vinicio Macías Zamora
Instituto de Investigaciones Oceanológicas
Universidad Autónoma de Baja California
Ensenada, México.

Dra. Marisa Mazari Hiriart
Instituto de Ecología
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
CDMX, México.

Dr. Juan José Morrone Lupi
Facultad de Ciencias
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
CDMX, México.

Dr. Federico Páez Osuna
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
Mazatlán, México.

Dra. Gabriela Parra Olea
Instituto de Biología
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
CDMX, México.

Dra. Dolores Planas
Département des Sciences Biologiques
Université du Québec à Montréal
Québec, Canadá.

Dr. Víctor H. Rivera Monroy
Department of Oceanography and Coastal Sciences
Louisiana State University
Louisiana, USA.

Dr. Gilbert T. Rowe
Texas A&M University
Texas, USA.

Dr. Michael J. Smith
Simon Fraser University
Vancouver, Canadá.

Dra. Mutue Toyota Fujii
Instituto de Botânica São Paulo
São Paulo, Brasil.

Dr. Martin F. Wojciechowski
Arizona State University
Arizona, USA.

Dr. Giuseppe C. Zuccarello
Victoria University of Wellington
Wellington, Nueva Zelanda.

HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología de la
Universidad Autónoma Metropolitana- Iztapalapa

ÍNDICE AL VOLUMEN 26, NÚMERO 3 • 2016

Gutiérrez-López A., A. M. Meza-Salazar y G. Guevara

Descomposición de hojas y colonización de macroinvertebrados acuáticos en dos microcuencas tropicales (Manizales, Colombia).....347-357

Walteros Rodríguez J. M., J. M. Castaño Rojas y J. H. Marulanda Gómez

Ensamble de macroinvertebrados acuáticos y estado ecológico de la microcuenca Dalí-Otún, Departamento de Risaralda, Colombia359-371

Guevara-Mora M., P. Pedreros, R. Urrutia y R. Figueroa

Efectos de la extracción agrícola del agua en el hábitat fluvial de macroinvertebrados bentónicos en Chile373-382

Arocena Real de Azúa R., C. González Bermúdez y G. Chalar Marquisá

La autodepuración en arroyos de planicie puede interrumpirse por el ingreso de desechos vitivinícolas según el biomonitoreo con macroinvertebrados383-394

Padilla-Gil D. N. y J. P. García-López

Variación morfométrica de la pata mesotorácica de *Rhagovelia gastrotricha* (Hemiptera: Veliidae) en los Andes de Colombia395-401

Alcocer J., E. Escobar, P. Řezníčková y L. A. Oseguera

La comunidad de macroinvertebrados bentónicos litorales como un reflejo de la heterogeneidad ambiental403-418

Oseguera L. A., J. Alcocer y E. Escobar

Macroinvertebrados bentónicos de dos lagos tropicales de alta montaña en el volcán Nevado de Toluca, en la región central de México419-432

Gutiérrez-Fonseca P. E. y A. Ramírez

Evaluación de la calidad ecológica de los ríos en Puerto Rico: principales amenazas y herramientas de evaluación433-441

Ruiz-Picos R. A., J. E. Sedeño-Díaz y E. López-López

Ensamblajes de macroinvertebrados acuáticos relacionados con diversos usos del suelo en los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe (cuenca del Río Balsas), México443-458

Forero-Céspedes A. M., C. Gutiérrez y G. Reinoso-Flórez

Composición y estructura de la familia Baetidae (Insecta: Ephemeroptera) en una cuenca andina colombiana.....459-474

Miranda-Vidal J. F., E. Barba-Macías, C. Trinidad-Ocaña y J. Juárez-Flores	
Diversidad de crustáceos en la cuenca baja del río Papaloapan, Veracruz, México	475-482
García P., R. Novelo-Gutiérrez, G. Vázquez y A. Ramírez	
Allochthonous vs. autochthonous energy resources for aquatic insects in cloud forest streams, Veracruz, Mexico	483-496
Rodríguez Badillo L., P. Ríos Guayasamín, M. Espinosa Chico, P. Cedeño Loja y G. Jiménez Ortiz	
Caracterización de la calidad de agua mediante macroinvertebrados bentónicos en el río Puyo, en la Amazonía Ecuatoriana	497-507
Benítez Abud J. A., E. Barba Macías y J. Juárez Flores	
Composición y distribución de la entomofauna acuática en arroyos de Tabasco, México	509-518
Índice de volumen	519-521
Índice de autores	523-524

HIDROBIOLÓGICA

A Journal from Departamento de Hidrobiología de la
Universidad Autónoma Metropolitana- Iztapalapa

VOLUME INDEX 26, NUMBER 3 • 2016

Gutiérrez-López A., A. M. Meza-Salazar and G. Guevara

Leaf decomposition and colonization by aquatic macroinvertebrates in two tropical microcatchments (Manizales, Colombia) 347-357

Walteros Rodríguez J. M., J. M. Castaño Rojas and J. H. Marulanda Gómez

Aquatic macroinvertebrate assemblages and ecological state of Dali sub-basin, Risaralda State, Colombia 359-371

Guevara-Mora M., P. Pedreros, R. Urrutia and R. Figueroa

Effects of agricultural water withdrawal in the fluvial habitat of benthic macroinvertebrates in Chile 373-382

Arocena Real de Azúa R., C. González Bermúdez and G. Chalar Marquisá

Selfpurification in plain streams can be interrupted by wine waste inputs according to macroinvertebrate biomonitoring 383-394

Padilla-Gil D. N. and J. P. García-López

Morphometric variation in the mesothoracic leg of *Rhagovelia gastrotricha* (Hemiptera: Veliidae) in the Colombian Andes 395-401

Alcocer J., E. Escobar, P. Řezníčková and L. A. Oseguera

The littoral benthic macroinvertebrate community as a reflection of environmental heterogeneity 403-418

Oseguera L. A., J. Alcocer and E. Escobar

Benthic macroinvertebrates of two tropical, high-mountain lakes at Nevado de Toluca Volcano at central region of Mexico 419-432

Gutiérrez-Fonseca P. E. and A. Ramírez

Ecological evaluation of streams in Puerto Rico: major threats and evaluation tools 433-441

Ruiz-Picos R. A., J. E. Sedeño-Díaz and E. López-López

Aquatic macroinvertebrates assemblages related to diverse land uses in the Apatlaco and Chalma-Tembembe rivers (Balsas basin), Mexico 443-458

Forero-Céspedes A. M., C. Gutiérrez and G. Reinoso-Flórez

Composition and structure of the Baetidae family (Insecta: Ephemeroptera) in a Colombian Andean basin 459-474

Miranda-Vidal J. F., E. Barba-Macías, C. Trinidad-Ocaña and J. Juárez-Flores	
Crustaceans diversity of the lower basin river Papaloapan, Veracruz, Mexico	475-482
García P., R. Novelo-Gutiérrez, G. Vázquez and A. Ramírez	
Allochthonous vs. autochthonous energy resources for aquatic insects in cloud forest streams, Veracruz, Mexico	483-496
Rodríguez Badillo L., P. Ríos Guayasamín, M. Espinosa Chico, P. Cedeño Loja and G. Jiménez Ortiz	
Water quality characterization of benthonic macroinvertebrates of Puyo river: Ecuadorian Amazonia.....	497-507
Benítez Abud J. A., E. Barba Macías and J. Juárez Flores	
Composition and distribution of aquatic insects in streams of Tabasco, Mexico	509-518
Volume index	519-521
Author index	523-524



EDITORIAL

La percepción social, económica y ambiental que se tiene a nivel mundial de América Latina señala que a pesar de las transformaciones políticas y sociales emprendidas en los últimos años, no se han alcanzado a plenitud las metas y objetivos, quedando inmersa en un proceso de globalización que ha producido antes que beneficios tangibles, incertidumbre, inestabilidad, desigualdad e inequidad que abonan incipientemente para lograr un desarrollo pleno y sustentable de esta región.

La situación ambiental no es la excepción. A pesar de que en la región se encuentran países catalogados como mega diversos (México, Brasil, Colombia, Perú y Ecuador), el denominador común es un desconocimiento científico de su capital natural. En Latinoamérica se percibe una sintomatología alarmante encaminada al deterioro de sus ecosistemas en donde intervienen de forma directa, los procesos de urbanización, industrialización y cambios en el uso de suelo que eliminan prácticamente la cobertura vegetal natural y contaminan los cuerpos de agua antes de que sea posible conocer la biodiversidad de esta región. Aunado a esto, se suman los ineludibles efectos del cambio climático que están alterando los patrones ecológicos.

Diversos esfuerzos se han realizado para llevar a cabo investigaciones que permitan identificar la riqueza biológica que guarda esta región, así como también, la generación de conocimiento de frontera sobre el estado de estos recursos naturales para emprender acciones efectivas para su protección y aprovechamiento sustentable. Se están realizando esfuerzos verdaderamente importantes para rescatar y conservar los diversos ecosistemas amenazados y con ellos, la diversidad biológica que los acompaña. Numerosos autores coinciden en que los ecosistemas dulceacuícolas son los más vulnerables del planeta ante los efectos de la contaminación. Al respecto, la comunidad científica Latinoamericana no es ajena a esta problemática y lleva a cabo proyectos específicos sobre diferentes líneas de investigación para conocer y conservar los ecosistemas dulceacuícolas de esta vasta región. En este sentido, en febrero de 2014 se realizó en San José, Costa Rica, el Primer Congreso Latinoamericano de Macroinvertebrados Acuáticos (*Macroinvertebrados de agua dulce: su importancia en los ríos tropicales*), un foro abierto a la comunidad científica para abordar diferentes temas relacionados con un grupo de organismos acuáticos muy diverso. Derivado de este espacio científico Latinoamericano, surge la Red Macrolatinos con el propósito de facilitar la comunicación entre investigadores con un tema en común —el estudio de los macroinvertebrados acuáticos—, y desarrollar proyectos conjuntos (Ramírez y Gutiérrez-Fonseca en *Revista Internacional de Biología Tropical* 62-2, 2014), potenciando así, el capital humano latinoamericano.

Como resultado de la conformación de *Macrolatinos* como una red de investigadores que comparte el interés común por el estudio de los macroinvertebrados acuáticos, los ecosistemas de agua dulce, y la diversidad de temas relacionados con ellos en América Latina, se han publicado dos números especiales con los resultados de investigaciones de los miembros de esta Red: *Dugesiana* (2013, volumen 20, número 2), y *Revista Internacional de Biología Tropical* (2014, volumen 62 número 2). La mayoría de estos trabajos fueron presentados en el Primer Congreso celebrado en Costa Rica. Los días 7 al 11 de abril de 2014, la Ciudad de Querétaro, México fue sede del Segundo Congreso Latinoamericano de Macroinvertebrados Acuáticos bajo el eslogan “*Una oportunidad para el monitoreo del desarrollo*”. El presente número especial recopila algunos de los trabajos presentados en este segundo congreso, con la inclusión de otros trabajos realizados por investigadores *Macrolatinos* que muestran los avances en la materia, así como las diversas líneas de trabajo que hay por abordar. En su momento, Ramírez y Gutiérrez-Fonseca (2014) señalaron las direcciones futuras para el estudio de macroinvertebrados acuáticos en Latinoamérica, indicando como prioridades el estudio de la taxonomía y sistemática, la diversidad de macroinvertebrados, la ecología y procesos ecológicos, el biomonitoreo y la bioindicación, y la visión de ecosistema, manifestando la importancia de investigaciones a largo plazo.

Hidrobiológica, una revista con reconocimiento internacional, indizada por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México, el Institute for Scientific Information y el Journal Citation Reports, ha dado a la Red Macrolatinos un espacio de expresión científico que permite dar a conocer los resultados de las investigaciones que en materia de macroinvertebrados acuáticos se lleva a cabo en Latinoamérica, convirtiéndose en una plataforma más para impulsar el proceso cognitivo de este grupo de organismos.

En esta edición especial de *Hidrobiológica* se integra la investigación desarrollada en siete países latinoamericanos: Chile, Colombia, Ecuador, Guatemala, México, Puerto Rico y Uruguay, que abordan trabajos sobre variaciones morfológicas (Padilla-Gil y García López), distribución, abundancia y diversidad de macroinvertebrados acuáticos (Alcocer *et al.*, Benitez-Abud *et al.*, Forero-Céspedes *et al.*, Miranda-Vidal *et al.*, Oseguera *et al.*, Trinidad-Ocaña *et al.*), ecología funcional (García *et al.*, Gutiérrez-López *et al.*) y calidad del agua, biomonitoreo y bioindicación (Arocena *et al.*, Guevara-Mora *et al.*, Gutiérrez-Fonseca y Ramírez, Rodríguez-Badillo *et al.*, Ruiz-Picos *et al.*, Walteros-Rodríguez *et al.*). En conjunto, estos trabajos aportan a esas direcciones futuras que demanda la situación actual de Latinoamérica en un mundo globalizado.

Consideramos un acierto la creación de Macrolatinos que cubre ahora un nicho científico tan importante como necesario para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos, ya que potencia las capacidades de sus miembros mediante el intercambio de experiencias, conocimientos, infraestructura y colaboración multidisciplinar, en la producción del conocimiento científico.

Agradecemos a todos los autores su tiempo y esfuerzo para hacer de este proyecto una realidad y compartir con la comunidad científica el conocimiento generado al interior de Macrolatinos; así también, nuestro sincero reconocimiento a todos los árbitros que contribuyeron no solo con su tiempo sino con sus valiosos comentarios constructivos que dieron lugar a la mejora y enriquecimiento de los artículos de este volumen especial.

Dra. Eugenia López López,
Escuela Nacional de Ciencias Biológicas,
Instituto Politécnico Nacional, CDMX, México.

M. en C. Jacinto Elías Sedeño Díaz,
Coordinación Politécnica para la Sustentabilidad,
Instituto Politécnico Nacional, CDMX, México.

Editores del Número Especial de Macrolatinos.

Descomposición de hojas y colonización de macroinvertebrados acuáticos en dos microcuencas tropicales (Manizales, Colombia)

Leaf decomposition and colonization by aquatic macroinvertebrates in two tropical microcatchments (Manizales, Colombia)

Alejandra Gutiérrez-López¹, Ana María Meza-Salazar² y Giovany Guevara³

¹Universidad Rural y Agropecuaria de Colombia, UNISARC, Santa Rosa de Cabal, Risaralda. Colombia

²Universidad de Caldas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Laboratorio de Colecciones Biológicas, Grupo de Investigación GEBIOME, Manizales, Caldas. Colombia

³Universidad del Tolima, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Ibagué, Tolima. Colombia

e-mail: gguevara@ut.edu.co; ggcolombia@gmail.com

Recibido: 15 de junio de 2015.

Aceptado: 9 de febrero de 2016.

Gutiérrez-López A., A. M. Meza-Salazar y G. Guevara. 2016. Descomposición de hojas y colonización de macroinvertebrados acuáticos en dos microcuencas tropicales (Manizales, Colombia). *Hidrobiológica* 26 (3): 347-357.

RESUMEN

Antecedentes. El flujo de nutrientes en arroyos de bajo orden tanto en regiones templadas como tropicales, depende de las ramas y hojas procedentes de su vegetación ribereña. Este sustrato sufre descomposición física, química y biológica y puede ser colonizado por varios macroinvertebrados bentónicos. Sin embargo, el efecto de diferentes niveles de perturbación y degradación que operan sobre estos arroyos, como el de ganadería, continúan escasamente entendidos, esto es particularmente notable en áreas montañosas de Colombia. **Objetivos.** Evaluar las tasas de descomposición y la dinámica de colonización de macroinvertebrados bentónicos en hojas de *Eucalyptus* sp. y *Tibouchina lepidota*, en quebradas tropicales inmersas en matrices ganaderas. **Métodos.** Durante marzo a mayo de 2014, se realizó un experimento con muestras individualizadas y combinadas (1:1), de hojas de ambas especies, en bolsas de malla fina y gruesa, en dos quebradas contrastantes (Referencia [La Elvira]/ Perturbada por ganadería [Chuscales]) del Río Chinchiná (Manizales, Caldas, Colombia). **Resultados.** La pérdida de masa foliar (k días⁻¹; promedio \pm EE) fue significativamente mayor en Chuscales que en La Elvira, en malla gruesa versus fina para *Eucalyptus* sp., seguida del tratamiento mixto y *T. lepidota*, con excepción del tratamiento con *Eucalyptus* sp., en La Elvira (malla fina, $k = -0.0145 \pm 0.0026$; malla gruesa, $k = -0.0143 \pm 0.0019$), y mixto, en Chuscales (fina, $k = -0.0181 \pm 0.0053$; gruesa, $k = -0.0153 \pm 0.0046$), los cuales registraron los valores más altos, comparativamente. La abundancia y densidad de macroinvertebrados cambió durante el periodo evaluado y fue generalmente mayor en la quebrada de Referencia, con los valores más altos registrados a los 30 días de muestreo (1129 individuos), mientras que, en la impactada, se registraron a los 45 días (958 individuos). Los quironómidos y recolectores fueron los más abundantes en ambas quebradas. **Conclusiones.** Los resultados mostraron que las diferencias en las tasas de descomposición entre las quebradas analizadas, no pueden atribuirse específicamente a cambios en la composición, estructura o densidad de macroinvertebrados y que el tamaño de las mallas, más que el efecto de la ganadería, puede influir sobre aquellos invertebrados que colonizan la materia orgánica; sin embargo, se requieren más estudios para comprobar estos resultados.

Palabras clave: Descomposición de hojarasca, ecosistemas tropicales, grupos funcionales alimentarios, invertebrados, vegetación ribereña.

ABSTRACT

Background. Nutrient fluxes in low-order streams of both tropical and temperate regions depend on leaves and tree branches originated from their riparian forests. This substratum suffers physical, chemical and biological breakdown, and can be colonized by several benthic macroinvertebrates. However, the effect of different levels of disturbance and degradation operating on these forested streams such as livestock in cattle-dominated landscapes, remains poorly understood, this is particularly noticeable in many mountain areas of Colombia. **Goals.** To evaluate the breakdown rates and colonization dynamics of benthic macroinvertebrates on leaves of *Eucalyptus* sp. and *Tibouchina lepidota* in tropical streams immersed into livestock matrices. **Methods.** During March to May 2014, we conducted a field experiment using single and mixed (1:1) leaf treatments of both plant species into fine- and coarse-mesh litterbags, in two contrasting streams (reference [La Elvira]/ disturbed [Chuscales]) of the Chinchiná River in central Colombia (Manizales, Caldas). **Results.** Leaf mass losses were significantly higher in *Eucalyptus* sp., followed by the mixed (1:1) and *T. lepidota* treatment into coarse vs. fine mesh bags. However, the higher decomposition rates (k days⁻¹, mean \pm SE) were registered at La Elvira for *Eucalyptus* sp. (fine mesh, $k = -0.0145 \pm 0.0026$; coarse mesh, $k = -0.0143 \pm 0.0019$) and, Chuscales for the mixed treatment (fine, $k = -0.0181 \pm 0.0053$; coarse, $k = -0.0153 \pm 0.0046$), comparatively. Contrary, macroinvertebrate abundance and density were generally higher in reference than in disturbed stream, and concomitantly to the diversity. However, these variables changed over the sampled period, with higher abundance values registered at 30 days (1129 individuals) and 45 days (958 individuals) in the reference and disturbed stream, respectively. Chironomids and the collectors' functional feeding group were the most abundant during all sampling. **Conclusions.** The results showed that breakdown rate differences between streams cannot be attributed specifically to changes in macroinvertebrate community composition, structure or density and that mesh size more than the livestock effect can influence macroinvertebrate communities colonizing in-stream organic matter; however, further studies are necessary to confirm these results.

Key words: Functional feeding group, invertebrates, leaf litter decomposition, riparian vegetation, tropical ecosystems.

INTRODUCCIÓN

El cauce de los sistemas acuáticos que drenan las microcuencas boscosas, tanto de zonas templadas como tropicales, está compuesto de materia orgánica (*i.e.*, troncos, ramas, hojas) que se origina de la vegetación ribereña (Abelho, 2001; Guevara-Cardona *et al.*, 2006; Allan & Castillo, 2007). Este sustrato se descompone por la actividad física, química y biológica, donde los macroinvertebrados bentónicos juegan un papel importante durante la colonización y fragmentación (Graça, 2001; Callisto *et al.*, 2007; Janke & Trivinho-Strixino, 2007), procesos que contribuyen con la dinámica de nutrientes y energía en estos sistemas dulceacuícolas (Benstead, 1996; Guevara, 2010).

A nivel mundial, estos ecosistemas son afectados por diversas actividades antropogénicas, asociadas con la deforestación y las prácticas agrícolas y ganaderas que reducen la vegetación ribereña, modifican el aporte de hojarasca y alteran la estructura y función de los macroinvertebrados bentónicos (Vörösmarty *et al.*, 2010; Richardson *et al.*, 2012). Los sistemas lóticos colombianos, no son ajenos a esta generalidad; pues se ha observado que los bosques ribereños, vinculados con estos ecosistemas, son modificados para el fomento de actividades de importancia económica, como la ganadería, por ejemplo, una actividad común que se asocia directamente con las cuencas hidrográficas (Márquez, 2003; Rivera-Rondón *et al.*, 2009), y uno de los principales agentes de perturbación que afecta el recurso hídrico (Sadeghian *et al.*, 1999; Defensoría del Pueblo Colombia, 2010), debido a que, en la mayoría de los casos, las áreas de los sistemas productivos se extienden hasta el margen de las quebradas y demás ambientes acuáticos, comprometiendo su integridad física y biológica (Chará, 2003).

El reemplazo del bosque ribereño por praderas u otros usos de suelo tiene un efecto negativo sobre la estructura y función de la fauna bentónica en ecosistemas lóticos, debido a que esta actividad puede generar una alteración significativa en las características físicas, químicas y del hábitat (Belsky *et al.*, 1999; Sweeney & Czapka, 2004) y, a su vez, afectar el aporte y descomposición de hojarasca, considerada la mayor fuente de energía que mantiene la red trófica fluvial (Casado *et al.*, 2015). Durante la última década, se ha considerado al proceso de descomposición de hojarasca como un método de evaluación directo de la integridad funcional de los ríos (Young *et al.*, 2008; Riipinen *et al.*, 2009; Feio *et al.*, 2010), sin embargo, en el trópico, y en particular en la región Andina colombiana, esta información es aún incipiente y poco documentada.

En este sentido, la oferta hídrica en Colombia requiere de estudios que reflejen su importancia y destaquen aspectos ecológicos, como el proceso de colonización de macroinvertebrados acuáticos asociado con la descomposición de hojas, tanto de especies nativas como exóticas. Este material orgánico puede ser utilizado como un sustrato eficiente y de bajo costo, ya que una vez depositado en el curso de agua, constituye un recurso para la colonización y fragmentación por macroinvertebrados (Herranz & González del Tanago, 1986). Además, dicho sustrato, refleja cómo estos organismos utilizan el espacio multidimensional del ambiente lótico (Janke & Trivinho-Strixino, 2007).

Con base en la importancia de abordar aspectos funcionales para comprender la integridad ecológica de los sistemas acuáticos altoandinos, esta investigación tuvo como objetivo evaluar la pérdida de masa seca, las tasas de descomposición y la dinámica de colonización de macroinvertebrados bentónicos en hojas simples y mezcladas (1:1)

de *Eucalyptus* sp. (especie introducida y ampliamente distribuida en la zona ribereña) y *Tibouchina lepidota* (Bonpl.) Baillon, 1877 (especie nativa dominante en la zona ribereña), en dos quebradas inmersas en matrices ganaderas de la parte alta del Río Chinchiná (Manizales, Caldas, Colombia).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. Dicha área se localiza en el municipio de Manizales, departamento de Caldas, en la cuenca del Río Chinchiná, Colombia. Se seleccionaron dos quebradas, una de las cuales se definió como zona íntegra o estación de Referencia (quebrada La Elvira) y una zona visiblemente intervenida por la actividad ganadera (quebrada Chuscales). La Elvira se ubica a 2755 m.s.n.m., con las siguientes coordenadas 05°03'08.7"N, 75°24'34"O. Se consideró como zona de referencia debido al margen amplio de vegetación ribereña (≥ 10 m) que posee y a que no presenta impacto antropogénico evidente. Chuscales se ubica a 2445 m.s.n.m., con coordenadas 05°02'45.2"N, 75°25'18.9"O; se encuentra visualmente impactada por actividad ganadera de tipo extensivo, con reducción promedio del ancho de la zona ribereña a ≈ 1.8 m.

Variables hidrológicas y fisicoquímicas. Se determinó la velocidad de la corriente, ancho y profundidad del cauce, según la propuesta de Chará (2003) y Sánchez (2004). Se tomaron algunas variables fisicoquímicas *in situ* como pH, temperatura del agua, oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de oxígeno disuelto con un equipo multiparamétrico (Lutron™). Adicionalmente, se tomaron muestras de agua que fueron enviadas a un laboratorio certificado (ACUATEST S.A., Manizales, Colombia) para el análisis de nitrógeno amoniacal, sólidos totales y fosfatos, variables que se asocian con los efectos de la actividad ganadera sobre el recurso hídrico. Las variables hidrológicas y fisicoquímicas registradas para cada una de estas quebradas, se presentan en la Tabla 1.

Incubación de hojas, pérdida de masa seca y colonización por macroinvertebrados. Se eligieron dos especies vegetales dominantes en la zona de estudio, una nativa (*Tibouchina lepidota* (Bonpl.) Baillon conocida como *Siete Cueros*, con porcentaje de lignina foliar \sim entre 4.8 y 20% [para *T. pulchra*; Furlan *et al.*, 2004]) y una introducida (*Eucalyptus* sp., NC: Eucalipto, porcentaje de lignina entre 18% y 22% [Rencoret *et al.*, 2007]). Las hojas se recolectaron de la hojarasca acumulada en el suelo aledaño de cada quebrada. Posteriormente, se transportaron al Jardín Botánico de la Universidad de Caldas, donde fueron secadas a temperatura ambiente durante tres semanas, siguiendo la metodología propuesta por Moretti (2005). Las hojas secas se llevaron al Laboratorio de Ecología de la Universidad de Caldas, donde se pesaron 20 g de cada especie seleccionada y se realizó una mezcla de ambas hojas, con el mismo peso (1:1), con el fin de verificar si el recurso heterogéneo resultaba más atractivo para los macroinvertebrados.

El material se depositó dentro de bolsas plásticas con una dimensión de 25 x 25 cm y con un ojo de malla de 5 mm (malla gruesa) y 2 mm (malla fina). Con el material debidamente sellado, se formaron filas con cuatro bolsas cada una, distribuidas a lo ancho de cada quebrada y se incubaron durante 60 días (del 18 de marzo al 17 de mayo de 2014). Dado que los sitios de muestreo son muy cercanos al laboratorio, no se realizó el protocolo de corrección de la pérdida de masa inicial (*e.g.*, Torres & Ramírez, 2014). En cada quebrada se colocaron 96 bolsas (32 por tratamiento/malla: Eucalipto, Siete Cueros y mixto). De acuerdo con los tiempos predeterminados (+15, 30, 45 y 60 días), se retiraron 24 mues-

Tabla 1. Variables hidrológicas y fisicoquímicas registradas en quebradas contrastantes de la cuenca del Río Chinchiná, en Manizales, Colombia, durante marzo a mayo de 2014, según el nivel de precipitación observado.

Variable	Nivel de Precipitación (IDEAM, 2014)					
	Bajo		Intermedio		Alto	
	0.0 – 5.0		5.1 – 20.0		20.1 – 60.0	
	La Elvira	Chuscales	La Elvira	Chuscales	La Elvira	Chuscales
Ancho Medio (m)	2.0	3.4	1.4	2.1	2.2	2.9
Profundidad Media (m)	0.13	0.15	0.08	0.10	0.10	0.11
Caudal (m ³ /s)	0.45	0.85	0.38	0.41	0.52	0.55
Temperatura del Agua (°C)	12.5	11.0	13.8	14.2	*	*
pH	7.91	8.32	7.72	8.20	*	*
Conductividad (μS/cm)	99	174	102	188	*	*
Saturación de O ₂ (%)	78.1	100.0	57.0	58.4	*	*
Concentración de O ₂ (mg/L)	6.04	1.59	4.0	4.47	*	*

*Valores que no pudieron ser registrados por diversas restricciones logísticas.

tras de cada quebrada (4 réplicas por tratamiento) en la fecha indicada; mismas que fueron puestas en bolsas con cierre hermético y transportadas al Laboratorio de Ecología, donde el contenido fue lavado y separado, por observación directa, sobre un set de tamices (500-250 μm).

El material vegetal separado fue puesto en bolsas de papel previamente rotuladas y llevadas a secado en horno a 75 °C durante 24 h, luego cada una de las muestras fue pesada en una balanza analítica con el fin de determinar la pérdida de material orgánico a través del tiempo. Los organismos separados se identificaron hasta el nivel de género y/o morfotipo bajo estereomicroscopio (10X), con base en las claves y descripciones de Domínguez y Fernández (2009), Prat *et al.* (2010) y Gutiérrez-López (2012). Después de la identificación, los especímenes fueron asignados a grupos funcionales de alimentación de acuerdo con la propuesta de Cummins *et al.* (2005), Chará-Serna *et al.* (2010) y las sugerencias de Ramírez y Gutiérrez-Fonseca (2014). Posteriormente, las muestras fueron incluidas en la Colección Entomológica del Programa de Biología de la Universidad de Caldas CEBUC (Registro Humboldt: No 188).

Análisis de datos. Para estimar el tiempo de degradación de las hojas (pérdida de masa seca), primero se estimó la tasa de descomposición de cada especie vegetal, la quebrada donde se recolectó y el poro de la malla, con el modelo de regresión exponencial negativo descrito por Bärlocher (2005). Las tasas (k , días⁻¹) se calcularon de la regresión entre el ln del porcentaje de degradación de la hojarasca *versus* el tiempo de incubación. Para establecer diferencias significativas entre las tasas de descomposición de cada muestra, fue necesario un análisis multivariado de la covarianza (MANCOVA) usando el programa estadístico Statgraphics Centurion XVI, donde el tiempo de muestreo (días) se utilizó como covariable (Benfield, 2006). La densidad media (Ind./m²) de macroinvertebrados, que lograron colonizar las bolsas, se determinó a partir de la abundancia de éstos en cada quebrada, tratamiento y tiempos de extracción. Asimismo, para evaluar el efecto de la variación de la abundancia total de macroinvertebrados colonizadores durante cada evento de recolecta, se hizo un análisis multivariado de la varianza (MANOVA), con el programa estadístico Statgraphics Centurion XVI, previa verificación de los supuestos de normalidad y homoscedasticidad. Se utilizaron como factores: los ecosistemas fluviales (2 niveles), la hoja-

rasca (3 niveles), el tamaño de poro (2 niveles= inclusión/exclusión) y el tiempo de muestreo (4 niveles).

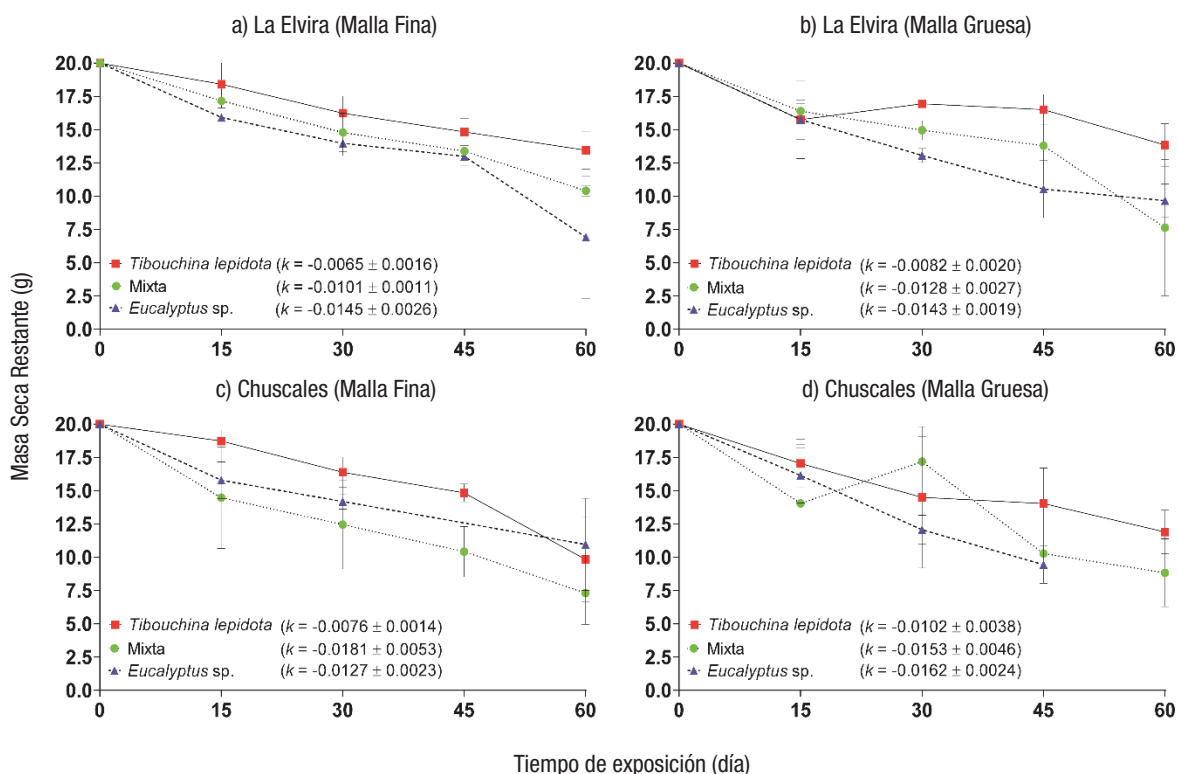
Para la caracterización de las quebradas y sus posibles impactos, se calculó el índice biótico BMWP (Biological Monitoring Working Party), modificado para Colombia por Zúñiga y Cardona (2009); el índice de riqueza total EPT, según lo propuesto por Chará (2003); y se determinó la diversidad efectiva o verdadera, de acuerdo con la propuesta de Chao y Jost (2012), mediante el programa INEXT Versión 1.3.0 (Hsieh & Chao, 2013).

RESULTADOS

Pérdida de masa seca (g) y tasa de descomposición de hojas (k , días⁻¹). El patrón general observado entre tratamientos fue: *Eucalyptus* sp. > mixto > *Tibouchina lepidota*. La quebrada Chuscales, presentó, comparativamente, la mayor pérdida de masa seca (g) y, concomitantemente, una alta tasa de descomposición (promedio ± EE), principalmente en la malla gruesa. Sin embargo, los tratamientos con *Eucalyptus* sp. y el mixto, reflejaron comparativamente, los valores más altos en la malla fina de la quebrada La Elvira (malla fina, $k = -0.0145 \pm 0.0026$; malla gruesa, $k = -0.0143 \pm 0.0019$), y en Chuscales (fina, $k = -0.0181 \pm 0.0053$; gruesa, $k = -0.0153 \pm 0.0046$), respectivamente (Fig. 1).

Los datos del experimento con *Eucalyptus* sp. en la quebrada Chuscales, primero a los 45 días (con malla fina) y después a los 60 días (con malla gruesa), no se pudieron incluir en el análisis por la pérdida de las muestras, debido a las fuertes lluvias que se presentaron durante la fase experimental. No obstante, el MANCOVA, mostró diferencias significativas entre los resultados de las muestras, al comparar el promedio de las tasas de descomposición ($p < 0.05$, Tabla 2). No se observaron diferencias significativas entre las quebradas ni entre el tipo de malla ($p > 0.05$, Tabla 2).

Colonización de macroinvertebrados. Se recolectaron 4002 organismos, pertenecientes a nueve órdenes, veinticinco familias y 41 géneros y/o morfotipos (Tabla 3), donde la familia Chironomidae fue la más abundante, con un 79%, de los cuales el 86% pertenece a la



Figuras 1a-d. Patrón de descomposición (promedio \pm EE) de hojas seleccionadas y valores k (días⁻¹) asociados con dos tipos de bolsa (malla fina, 2 mm; malla gruesa, 5 mm) en quebradas contrastantes de la cuenca del Río Chinchiná, en Manizales, Colombia, durante marzo a mayo de 2014. a-b) Quebrada La Elvira. c-d) Quebrada Chuscales.

subfamilia Orthoclaadiinae, 9% a Chironominae, 3% a Podonominae y 1% a Tanypodinae.

La densidad de macroinvertebrados acuáticos, a partir del número de organismos que colonizaron el área de las bolsas (25 x 25 cm = 625 cm² = 0.0625 m²), presentó variaciones que dependieron del tipo de muestra y del tiempo que estuvieron expuestas (Fig. 2). El MANOVA, por otro lado, mostró diferencias significativas únicamente en la abundancia total de organismos y entre muestreos ($p < 0.05$, Tabla 4). La Elvira

presentó el valor más alto de abundancia a los 30 días de muestreo, con un registro de 1129 individuos, mientras que Chuscales (ganadería) registró a los 45 días de muestreo, un total de 958 individuos.

Los organismos asociados con *Eucalyptus* sp. registraron un total de 1148; con el tratamiento Mixto, 1425 y con *T. lepidota*, 1129, con una mayor densidad en la quebrada La Elvira (a los 30 días, se cuantificaron 955 organismos), mientras que Chuscales registró el valor más alto a los 45 días de muestreo (852 organismos). El grupo funcional con mayor

Tabla 2. MANCOVA aplicado sobre la pérdida de masa seca de hojas de *Eucalyptus* sp., *Tibouchina lepidota* y una mezcla de ambas especies en quebradas contrastantes de la cuenca del Río Chinchiná, en Manizales, Colombia, durante marzo a mayo de 2014.

Fuente	Suma de Cuadrados	gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-p
COVARIABLE					
Tiempo	0.0000189329	1	0.000089329	1.10	0.3009
EFFECTOS PRINCIPALES					
Quebradas	0.0000510974	1	0.0000510974	2.96	0.0928
Inclusión/Exclusión	0.0000198434	1	0.0000198434	1.15	0.2897
Hojarasca	0.00042856	2	0.00021428	12.43	0.0001
RESIDUAL	0.000689466	40	0.0000172366		
TOTAL (CORREGIDO)	0.00120789	45			

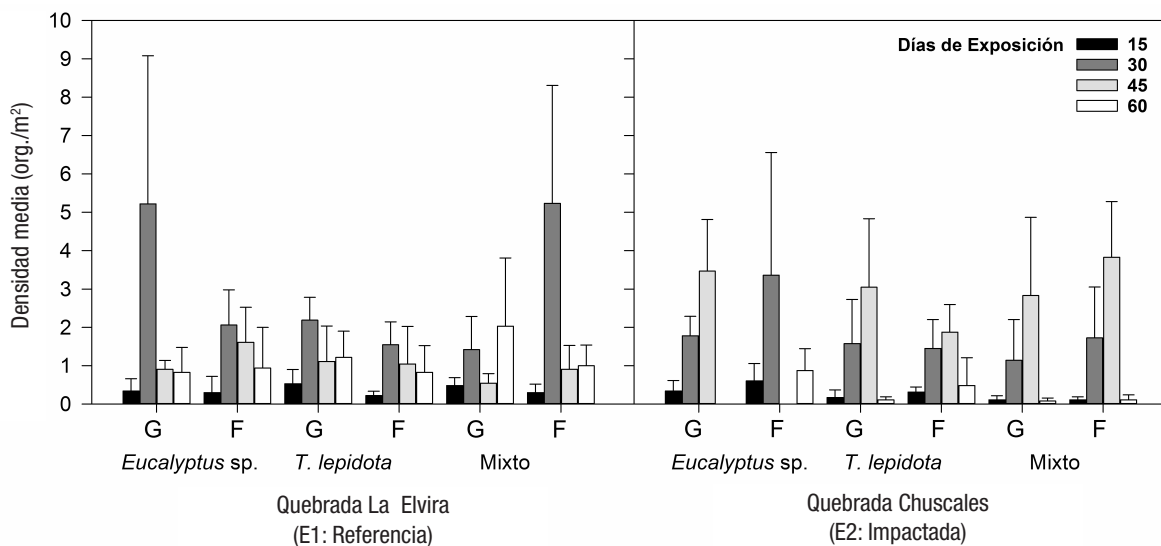


Figura 2. Densidad media (\pm DE) de macroinvertebrados colonizadores de hojas seleccionadas y su combinación, durante el periodo de incubación en quebradas contrastantes de la cuenca del Río Chinchiná, en Manizales, Colombia, entre marzo y mayo de 2014. G= malla gruesa. F= malla fina.

abundancia durante el periodo evaluado para las dos quebradas, fue el de los colectores, seguido de raspadores y fragmentadores (Fig. 3).

Caracterización de las quebradas y posibles impactos. Según el índice BMWP/Col, La Elvira aparece con un puntaje de 134 (aguas muy limpias); Chuscales, por otro lado, posee aguas que son sólo de buena calidad, no alteradas de manera sensible, con un puntaje de 116 (Tabla 5). Al calcular el índice EPT se encontró que en La Elvira la calidad del agua es regular, con un 26%, mientras que para Chuscales, se describe como mala, con 24%. Por su parte, la diversidad verdadera, en La Elvira, presentó mayores valores en cuanto a riqueza (específica), equitatividad (exponencial de Shannon) y dominancia (inverso de Simpson). Las variables fisicoquímicas para las dos quebradas, indicaron que el contenido de nitrógeno amoniacal y fosfatos se encuentran dentro del rango establecido por el Decreto 1594 de 1984 del Ministerio de Agricultura de Colombia, en el que se establecen los usos del agua y la delimitación de sus características para cada uso. El porcentaje de sólidos totales fue mayor en Chuscales (296 mg/L) que en La Elvira (164 mg/L) (Tabla 5).

DISCUSIÓN

Pérdida de masa seca y tasa de descomposición de hojas. Los resultados del MANCOVA indicaron que las muestras, tal como se prepararon, tienen un efecto significativo sobre el porcentaje de pérdida de masa seca. El tratamiento simple con *Eucalyptus* sp. registró, en general, una mayor pérdida de masa y tasa de descomposición ($k = 0.0162 \pm 0.0024$), que se puede asociar con un efecto sobre el valor k individual (*sensu* Moretti *et al.*, 2007), y que puede estar vinculado con la composición química de las hojas. Wood (1974) menciona que la descomposición de las hojas de *Eucalyptus* ocurre como respuesta a varios factores, entre los que destacan la eliminación y/o el consumo de tejidos por invertebrados, lixiviación y/o degradación bioquímica de-

bido a los microorganismos. Otros autores, como Hernández y Murcia (1992), señalan que los valores de descomposición se relacionan con la cantidad de nutrientes que poseen las hojas en determinado momento, ya que son responsables de la cantidad de organismos descomponedores que podrían encontrarse en ellas.

La pérdida significativamente proporcional de masa seca en el tratamiento mixto (*Eucalyptus* sp. + *T. lepidota*) durante el periodo de muestreo, puede estar ligada con la presencia y potencial influencia de los macroinvertebrados durante el proceso de degradación; probablemente la combinación de las hojas sea más atractiva para estos organismos. La alta lixiviación también es un proceso que se debe considerar, puesto que las hojas pueden llegar a perder hasta el 30% de su masa inicial (Anzar *et al.*, 2012).

Por otra parte, Chará *et al.* (2007) sugieren que la textura de las hojas es otra variable a considerar en la tasa de descomposición debido a que las especies vegetales que presentan una mayor suavidad, registran valores más altos respecto a especies con una dureza superior. Esto coincide con el patrón de las especies evaluadas en la investigación: las hojas de eucalipto son suaves, comparadas con las hojas de *T. lepidota*, que presentan una textura rugosa. Mathuriau y Chauvet (2002), Abelho *et al.* (2005) y Rincón y Santelloco (2008) mencionan que la degradación de la hojarasca probablemente esté más influenciada por otros factores como la presencia de hongos y bacterias, variables explicativas en procesos de descomposición de hojarasca en el trópico y las cuales no pudieron ser evaluadas en la presente investigación.

Los resultados de este trabajo, particularmente en Chuscales, coinciden con los estudios realizados por Pettit *et al.* (2012) en Australia, donde el tratamiento mixto tuvo mayor pérdida de peso seco. Sin embargo, estudios realizados en España, Chile, Argentina y Colombia por diferentes investigadores (*e.g.*, Pozo *et al.*, 1998; Valdovinos, 2001; Albariño & Balseiro, 2002; Eyes-Escalante *et al.*, 2012) hallaron que, al evaluar hojas nativas y exóticas, la mayor pérdida de peso seco se

Tabla 3. Abundancia total de taxones de macroinvertebrados acuáticos registrados durante el proceso de colonización, presentes en los paquetes de hojas, evaluados en quebradas contrastantes de la cuenca del Río Chinchiná, en Manizales, Colombia, durante marzo a mayo de 2014.

Orden	Familia	Género/Morfotipo	<i>Eucalyptus</i> sp.	<i>Tibouchina lepidota</i>	Mixto	Total	
Coleoptera	Elmidae	Morfo 1		2	1	3	
		<i>Heterelmis</i>	4	11	9	24	
		<i>Macrelmis</i>	1	2	2	5	
	Ptilodactylidae	<i>Anchytarsus</i>	14	37	32	83	
		Scirtidae	Morfo 1	33	67	65	165
	Morfo 2		26	62	29	117	
	Morfo 3		1		1	2	
	Diptera	Staphylinidae	<i>Stenus</i>	8	5	3	16
		Anisopodidae	Morfo 1	1			1
		Blephariceridae	<i>Limonicola</i>	5	6	4	15
Ceratopogonidae		Morfo 1	8	11	6	25	
		Chironomidae	Chironominae	143	47	82	272
Orthoclaadiinae			1040	686	1008	2734	
Podonominae			29	24	57	110	
Tanypodinae			18	11	13	42	
Empididae			Morfo 1	15	11	6	32
		Morfo 2		1		1	
Muscidae		<i>Limnophora</i>	1	7	9	17	
		Morfo 1		1	1	2	
Psychodidae		Morfo 1	2			2	
Simuliidae		<i>Gigantodax</i>	15	41	11	67	
		<i>Simulium</i>	3	13		16	
Tipulidae		<i>Limonia</i>	1		2	3	
		<i>Molophilus</i>	10	7	4	21	
	<i>Tipula</i>	7	25	29	61		
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Andesiops</i>			1	1	
		<i>Baetodes</i>	2	18	8	28	
		<i>Mayobaetis</i>			1	1	
		<i>Prebaetodes</i>	1	2	3	6	
Gordiidea	Gordiidae	<i>Gordius</i>	7	2	3	12	
Haplotaaxida	Lumbriculidae	Morfo 1	9	4	3	16	
Lepidoptera	Crambidae?	Morfo 1		1		1	
Odonata	Anisoptera	Morfo 1			1	1	
Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	1			1	
Trichoptera	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>			2	2	
	Hydrobioscidae	<i>Atopsyche</i>	26	14	21	61	
	Hydropsychidae	<i>Macronema</i>			1	1	
		<i>Smicridea</i>	7	4	4	15	
	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i>			1	1	
	Leptoceridae	<i>Grumichella</i>		1		1	
		<i>Nectopsyche</i>	9	4	2	15	
	Odontoceridae	<i>Marilia</i>	1	2		3	

Tabla 4. MANOVA aplicado sobre la abundancia total de macroinvertebrados acuáticos, durante el proceso de colonización sobre los paquetes de hojas en quebradas contrastantes de la cuenca del Río Chinchiná, en Manizales, Colombia, entre marzo a mayo de 2014.

Fuente	Suma de Cuadrados	gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-p
EFFECTOS PRINCIPALES					
Quebradas	287.234	1	287.234	1.97	0.1608
Tiempo de muestreo	3223.56	3	1074.52	7.36	0.0001
Inclusión/Exclusión	30.9754	1	30.9754	0.21	0.6451
Hojarasca	454.715	2	227.357	1.56	0.2114
RESIDUAL	117403	804	146.024		
TOTAL (CORREGIDO)	121488	814			

presentó en las nativas, sugiriendo que el reemplazo de estas especies por exóticas, puede ocasionar un fuerte impacto en el flujo de energía (Valdovinos, 2001).

Diferentes trabajos realizados con especies de *Eucalyptus* en Australia y Portugal (e.g., Campbell *et al.*, 1992; Cortes *et al.*, 1994) evidenciaron tasas de descomposición similares a las registradas en este estudio, con valores de $k > 0.01$. De acuerdo con Petersen y Cummins (1974), la tasa de descomposición para los tratamientos *Eucalyptus* sp. y mixto, en ambas quebradas y tipos de malla, se considera rápida ($k > 0.01$); sin embargo, para el tratamiento con *T. lepidota* la tasa de descomposición fue más lenta ($k < 0.01$), excepto en Chuscales, donde

la muestra con malla gruesa fue ligeramente superior ($k = - 0.0102 \pm 0.0038$).

Colonización por macroinvertebrados. Las diferencias significativas obtenidas a través del MANOVA coinciden con lo investigado por Trama *et al.* (2009), que sugieren que la abundancia de macroinvertebrados acuáticos tiende a aumentar a través del tiempo y suele ser mayor en los periodos secos que en los lluviosos, similar a lo que ocurrió en esta investigación, donde las mayores densidades se registraron a los 30 y 45 días de muestreo en ambas quebradas, periodo que coincide con la época de menor precipitación (0.0 - 5.0 mm). A los 60 días se registró un aumento en la precipitación (20.1 - 60.0 mm; IDEAM, 2014) y una disminución de la abundancia, lo cual puede estar directamente rela-

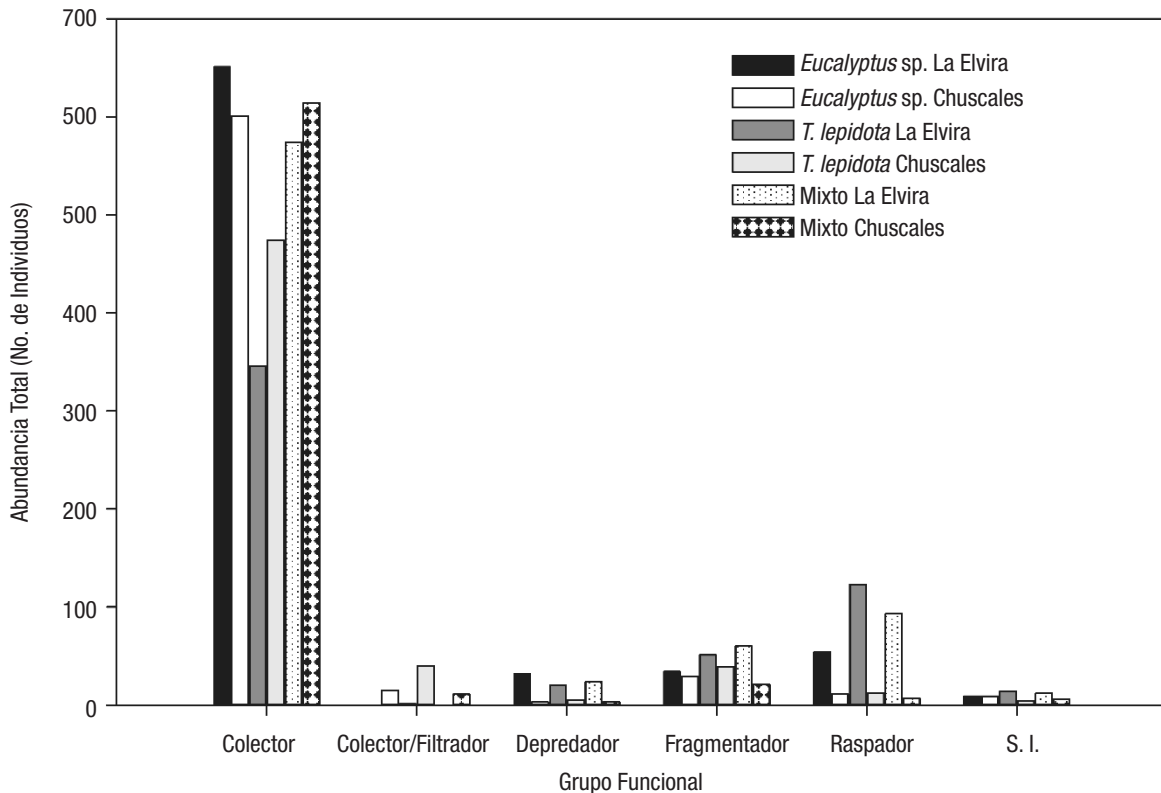


Figura 3. Abundancia total de macroinvertebrados acuáticos separados por grupos funcionales de alimentación, asociados con hojas seleccionadas en quebradas contrastantes de la cuenca del Río Chinchiná, en Manizales, Colombia, durante marzo a mayo de 2014. S.I.= sin información.

Tabla 5. Valores de índices de calidad de agua, diversidad efectiva ($^{\circ}D$), variables fisicoquímicas y su interpretación, en quebradas contrastantes de la cuenca del Río Chinchiná, en Manizales, Colombia, durante marzo a mayo de 2014. E = Estación.

Índices/ Variables Físicoquímicas	La Elvira (E1)	Chuscales (E2)	Interpretación
BMWP/Col.	134	116	Aguas muy limpias - Aguas de buena calidad, no alteradas de modo sensible
EPT (%)	26.45	24.05	Regular - Mala
q0 = Riqueza	43	39	Mayor número de especies efectivas en E1
q1 = Equidad	5.35	3.69	Mayor igualdad en cuanto a abundancia en E1
q2 = Dominancia	2.34	1.87	Morfotipos con mayor dominancia en E1
Nitrógeno Amoniacal (mg/L)	< 0.05	< 0.05	Aceptable dentro del rango establecido por el Decreto 1594 de 1984. Ministerio de Agricultura de Colombia.
Fosfatos (mg/L)	< 0.02	< 0.02	Aceptable dentro del rango establecido por el Decreto 1594 de 1984. Ministerio de Agricultura de Colombia.
Sólidos Totales (mg/L)	164	296	Mayor carga orgánica en la Q. Chuscales (ganadería) en relación con la quebrada La Elvira (Referencia)

cionado con la variación del régimen hidrológico. Las precipitaciones juegan un papel fundamental como factores determinantes del ensamblaje de invertebrados bentónicos (Resh *et al.*, 1988; Poff *et al.*, 1997; Lytle & Poff, 2004).

Los estudios de colonización de macroinvertebrados acuáticos en paquetes de hojarasca de ríos neotropicales realizados en Colombia por Mathuriau y Chauvet (2002) y Meza y Rubio (2010); los de Carvalho y Uieda (2004), Nessimian y Henriques-Oliveira (2005), Callisto *et al.* (2007) y Carvalho *et al.* (2008) en Brasil, así como los resultados de esta investigación, indican que la familia Chironomidae es la más representativa en este tipo de experimentos, por lo que puede considerarse como eficiente a la hora de procesar las partículas de la hojarasca, gracias a sus adaptaciones morfológicas que les permite recolectar el material orgánico fino resultante de la fragmentación (Kitching, 2000; Ospina *et al.*, 2004).

En este sentido, la mayor densidad de recolectores, correspondiente a quironómidos, sugiere que este grupo es capaz de una mayor adaptación a las diferentes variaciones hidrológicas temporales en cada estación de muestreo, en comparación con la baja densidad de otros taxones. Esto coincide con los resultados encontrados por Guerrero *et al.* (2004) donde los valores de densidad de macroinvertebrados obtenidos en un estudio en el río Chicamo (Murcia, España) mostraron una clara diferencia entre aquellos alcanzados por los dípteros frente a los demás taxones. Este comportamiento puede atribuirse a la dominancia de los recolectores en los ecosistemas acuáticos tropicales (Cheshire *et al.*, 2005; Moretti *et al.*, 2007; Rivera-Rondón *et al.*, 2009).

Los resultados de este estudio arrojan que la densidad de este grupo funcional representó el 79% del total de los individuos recolectados y coincide con otros estudios en el Neotrópico (Moretti *et al.*, 2007; Rodríguez-Barrios *et al.*, 2007; Rivera-Rondón *et al.*, 2009; Meza & Rubio, 2010), donde también la densidad de este grupo fue superior. Chará-Serna *et al.* (2010) y Montaña *et al.* (2012) sostienen que la importancia de la materia orgánica particulada (alimento de organismos recolectores) radica en ser la fuente de alimento de mayor disponibilidad para la entomofauna, asociada con ecosistemas acuáticos altoandinos. Por otra parte, la escasa existencia de recolectores/filtradores probable-

mente se deba a una mayor presencia de hojarasca, recurso más atractivo para los macroinvertebrados fragmentadores por el tamaño de partícula, respecto a la materia orgánica que estos pueden retener en la columna de agua (Monzón *et al.*, 1991). Los fragmentadores, como *Tipula* (Diptera) y *Anchytarsus* (Coleoptera) y los depredadores, como *Anacroneria* (Plecoptera), que alcanzan comparativamente tamaños mayores, tampoco fueron muy abundantes durante el periodo evaluado. Por el contrario, los recolectores tendieron a ser cuantiosos, pero de tamaños pequeños, tal es el caso del género *Baetodes* (Ephemeroptera) y varias subfamilias de Chironomidae (Diptera). Estos resultados son similares a otros estudios en las quebradas andinas colombianas, que emplearon paquetes de hojarasca (*e.g.*, Chará *et al.*, 2007; Meza & Rubio, 2010) y donde se argumenta la importancia de los fragmentadores y depredadores, que a pesar de ser escasos, poseen un tamaño considerable y, por lo tanto, un mayor aporte en términos de biomasa.

Caracterización de las quebradas y su posible impacto. En términos generales, Chuscales registró una escasa población de organismos indicadores de buena calidad de agua, sinónimo de una contaminación moderada en el ecosistema. Según García y Rosas (2010), la desaparición de familias intolerantes a la contaminación, indica que han ocurrido cambios ecológicos negativos en las zonas de muestreo y esta disminución de la biodiversidad puede estar directamente relacionada con actividades agrícolas, asentamientos humanos, cambios en el paisaje y alteraciones en los valores de los parámetros fisicoquímicos. Sin embargo, precisar una correlación significativa entre el impacto de la ganadería y los atributos estructurales y funcionales estuvo fuera del alcance de esta investigación.

La poca diversidad en Chuscales puede estar asociada con la pérdida del bosque ribereño, que se relaciona, a su vez, con una disminución en el aporte de materia orgánica al cauce principal, lo que tiene por consecuencia, la pérdida inevitable de los hábitats de los macroinvertebrados. Este tipo de presiones antropogénicas producen cambios que perjudican los atributos ecológicos de esta comunidad: composición, riqueza y abundancia o densidad relativa de individuos (Cao *et al.*, 1997).

Para futuras investigaciones, se recomienda la inclusión de microorganismos (hongos y bacterias), se considere el efecto de la textura y la composición química de las hojas y, se aislen el efecto del tamaño de

la malla y el enriquecimiento alóctono de nutrientes, resultante de las actividades ganaderas, particularmente en secciones de la quebrada con reducción drástica de la vegetación ribereña.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a COLCIENCIAS y a la Vicerrectoría de Investigaciones y Postgrados de la Universidad de Caldas por el apoyo financiero, enmarcado dentro del proyecto *Evaluación del impacto minero, agrícola y ganadero mediante respuestas ecológicas y genéticas de macroinvertebrados acuáticos* (Código 1127-569-34563, Contrato RC No. 0006-2013). Se agradece también a los integrantes del Grupo de Investigación en Genética, Biodiversidad y Manejo de Ecosistemas (GE-BIOME). A los laboratorios de Colecciones Biológicas y Ecología se les agradece por facilitarnos el espacio de trabajo para el desarrollo de la investigación. Las sugerencias de tres revisores, de la Editora Asociada y del Asistente Editorial, fueron fundamentales para enriquecer el documento. Los errores persistentes son responsabilidad exclusiva de los autores.

REFERENCIAS

- ABELHO, M. 2001. From litterfall to breakdown in streams: a review. *The Scientific World Journal* 1: 656-680. DOI: 10.1100/tsw.2001.103
- ABELHO, M., C. CRESA & M. GARCÍA. 2005. Microbial biomass respiration and decomposition of *Hura crepitans* L. (Euphorbiaceae) leaves in a tropical stream. *Biotropica* 37 (3): 397-402. DOI: 10.1111/j.1744-7429.2005.00052.x
- ALBARIÑO, R. J. & E. G. BALSEIRO. 2002. Leaf litter breakdown in Patagonian streams: native versus exotic trees and the effect of invertebrate size. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 12 (2): 181-192. DOI: 10.1002/aqc.511
- ALLAN, J. D. & M. M. CASTILLO. 2007. *Stream ecology: structure and function of running waters*. Springer Science & Business Media. DOI: 10.1007/978-1-4020-5583-6
- ANZAR, I., B. ARRIBA, B. BARRERA, A. CAMPÓN, R. CARBALLO, S. CIUDAD, C. DÍAZ, R. GARCÍA, J. GIL & D. HERRERO. 2012. Descomposición de la capa de hojarasca de diferentes especies perennifolias y caducifolias. *Ambiociencias* 9: 30-38.
- BÄRLOCHER, F. 2005. Leaf mass loss estimated by litterbag technique. In: Graça, M. A. S., F. Bärlocher & M. O. Gessner (Eds.). *Methods to study litter decomposition: a practical guide*. Springer, Dordrecht, pp.37-42. DOI: 10.1007/1-4020-3466-0
- BELSKY, A. J., A. MATZKE & S. USELMAN. 1999. Survey of livestock influences on stream and riparian ecosystems in the Western United States. *Journal of Soil and Water Conservation* 54: 419-431.
- BENFIELD, E. F. 2006. Decomposition of leaf material. In: Hauer, F. R. & G. A. Lamberti (Eds.). *Methods in Stream Ecology*, 2nd ed. Academic Press. San Diego, California, pp. 711-720. DOI: 10.1016/B978-012332908-0.50042-5
- BENSTEAD, J. P. 1996. Macroinvertebrates and the processing of leaf litter in a tropical stream. *Biotropica* 28 (3): 367-375. DOI: 10.2307/2389200
- CALLISTO, M., J. GONÇALVES & M. A. S. GRAÇA. 2007. Leaf litter as a possible food source for chironomids (Diptera) in Brazilian and Portuguese headwater streams. *Revista Brasileira de Zoologia* 24 (2): 442-448. DOI: 10.1590/S0101-81752007000200023
- CAMPBELL, I. C., K. R. JAMES, B. T. HART & A. DEVEREAUX. 1992. Allochthonous coarse particulate organic material in forest and pasture reaches of two south eastern Australian streams. II. Litter processing. *Freshwater Biology* 27: 353-365. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1992.tb00544.x
- CAO, Y., A. BARK & P. WILLIAMS. 1997. Analyzing benthic macroinvertebrate community changes along a pollution gradient: a framework for the development of biotic indices. *Water Research* 31: 884-892. DOI: 10.1016/S0043-1354(96)00322-3
- CARVALHO, E. & V. UIEDA. 2004. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21 (2): 287-293. DOI: 10.1590/S0101-81752004000200021
- CARVALHO, E., V. UIEDA & R. MOTTA. 2008. Colonization of rocky and leaf pack substrates by benthic macroinvertebrates in a stream in Southeast Brazil. *Bioikos, Campinas* 22 (1): 37-44.
- CASADO, C., S. MOLLÁ, J. M. GONZÁLEZ, N. ROBLAS & E. DESCALS. 2015. Proceso de hojarasca en arroyos del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama (Madrid). *Limnetica* 34 (1): 115-134.
- CHAO, A. & L. JOST. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* 93: 2533-2547. DOI: 10.1890/11-1952.1
- CHARÁ, J. 2003. *Manual para la evaluación biológica de ambientes acuáticos en microcuencas ganaderas*. Fundación Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria. CIPAV, Cali, Colombia. 52 p.
- CHARÁ, J., D. BAIRD, T. TELFER & L. GIRALDO. 2007. A comparative study of leaf breakdown of three native species in a slowly-flowing headwater stream in the Colombian Andes. *Hydrobiologia* 92 (2): 138-198. DOI: 10.1002/iroh.200510954
- CHARÁ-SERNA, A., J. CHARÁ, M. C. ZÚNIGA, G. PEDRAZA & L. GIRALDO. 2010. Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. *Universitas Scientiarum* 15 (1): 27-36.
- CHESHIRE, K., L. BOYERO & R. G. PEARSON. 2005. Food webs in tropical Australian streams: Shredders are not scarce. *Freshwater Biology* 50: 748-769. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2005.01355.x
- CORTES, R. M. V., M. A. S. GRAÇA & A. MONZÓN. 1994. Replacement of alder by eucalypt along two streams with different characteristics: differences on decay rates and consequences to the system functioning. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 25: 1697-1702.
- CUMMINS, K. W., R. W. MERRITT & P. ANDRADE. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in southeast Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40 (1): 71-90. DOI: 10.1080/01650520400025720

- DECRETO 1594 DE 1984. Ministerio de Agricultura de Colombia. Usos del agua y residuos sólidos. Disponible en línea en: <http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=18617> (consultado el 01 octubre 2014).
- DEFENSORÍA DEL PUEBLO COLOMBIA. 2010. Minería de hecho en Colombia. Defensoría Delegada para los Derechos Colectivos y del Ambiente. Bogotá, Colombia. Disponible en línea en: <http://es.scribd.com/doc/151624839/Miner-i-a-Colombia#scribd> (consultado el 12 mayo 2014).
- DOMÍNGUEZ, E. & H. FERNÁNDEZ. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. 656 p.
- EYES-ESCALANTE, M., J. RODRÍGUEZ-BARRIOS & L. C. GUTIÉRREZ-MORENO. 2012. Descomposición de la hojarasca y su relación con los macroinvertebrados acuáticos del río Gaira (Santa Marta-Colombia). *Acta Biológica Colombiana* 17 (1): 77-92.
- FEIO, M. J., T. ALVES., M. BOAVIDA., A. MEDEIROS & M. A. S. GRAÇA. 2010. Functional Indicators of Stream Health: A River-Basin Approach. *Freshwater Biology* 55: 1050-1065. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02332.x
- FURLAN, C. M., A. SALATINO, M. DOMINGOS. 2004. Influence of air pollution on leaf chemistry, herbivore feeding and gall frequency on *Tibouchina pulchra* leaves in Cubatão (Brazil). *Biochemical Systematics and Ecology* 32 (3): 253-263. DOI: 10.1016/s0305-1978(03)00176-5
- GARCÍA, E. & K. ROSAS. 2010. *Biodiversidad de insectos acuáticos asociados a la Cuenca del Río Grande Manatí*. Departamento de Recursos Naturales y Ambientales (DRNA), Puerto Rico. 63 p. Disponible en línea en: http://drna.pr.gov/historico/oficinas/saux/secretaria-auxiliar-de-planificacion-integral/planagua/proyectos-de-geointer-nado/Biodiversidad_2010_FINAL.pdf/view (consultado el 18 julio 2016).
- GUERRERO, C., R. VIDAL-ABARCA, L. SUÁREZ, R. GÓMEZ & M. ORTEGA. 2004. Estructura de tamaño de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en un río de características semiáridas durante el estiaje (río Chícamo, S. E. España). *Limnetica* 23: 37-56.
- GUEVARA-CARDONA, G., C. JARA, M. MERCADO & S. ELLIOTT. 2006. Comparación del macrozoobentos presente en arroyos con diferente tipo de vegetación ribereña en la Reserva Costera Valdiviana, Sur de Chile. *Asociación Colombiana de Limnología, Neolimnos* 1: 98-105.
- GUEVARA, G. 2010. Perturbación antropogénica en arroyos de microcuencas boscosas andinas del sur de Chile: respuestas en descomposición de hojarasca, invertebrados bentónicos y fraccionamiento isotópico. Tesis de Doctorado en Ciencias (Sistemática y Ecología), Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. 148 p.
- GUTIÉRREZ-LÓPEZ, Y. 2012. Taxonomía y distribución de Ephemeroptera (Insecta) en Caldas, Colombia. Tesis de Pregrado (Biología). Departamento de Ciencias Biológicas, Universidad de Caldas, Manizales. 79 p.
- GRAÇA, M. A. S. 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams- a review. *International Review of Hydrobiology* 86 (4): 383-393. DOI: 10.1002/1522-2632(200107)86:4/5<383::AID-IROH383>3.0.CO;2-D
- HERNÁNDEZ, M. & M. MURCIA. 1992. Estimación de la productividad primaria de *Espeletia grandiflora* H & B y *Pinus patula* Schl & Cham en el páramo El Granizo, Cundinamarca, Colombia. Tesis de pregrado. Facultad de Ciencias Básicas. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 520 p.
- HERRANZ, J. M. & M. GONZÁLEZ DEL TANAGO. 1986. La colonización de sus-tratos artificiales por macroinvertebrados bénticos en las aguas del Alto Tajo. Comparación de métodos de muestreo. *Limnetica* 2: 163-171.
- HSIEH, T. & A. CHAO. 2013. iNEXT online: interpolation and extrapolation (Version 1.3.0) [Software]. Available online at: <http://chao.stat.nthu.edu.tw/blog/software-downlod/> (downloaded September 2, 2014).
- IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Pronósticos y alertas. Precipitación acumulada diaria. Bogotá, Colombia. Disponible en línea en: <http://www.pronosticosyalertas.gov.co/precipitacion-acumulada> (consultado el 2 septiembre 2014).
- JANKE, H. & S. TRIVINHO-STRIXINO. 2007. Colonization of leaf litter by aquatic macroinvertebrates: a study in a low order tropical stream. *Acta Limnologica Brasiliensia* 19 (1): 109-115.
- KITCHING, R. 2000. *Food webs and container habitats: The natural history and ecology of phytotelmata*. New York: Cambridge University. 448 p. DOI: 10.1046/j.0022-0477.2001.00593-4.x
- LYTLE, D. A. & N. L. POFF. 2004. Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology & Evolution* 19: 94-100. DOI: 10.1016/j.tree.2003.10.002
- MÁRQUEZ, G. 2003. *Ecosistemas estratégicos de Colombia*. Bogotá, Colombia. Disponible en línea en: <http://www.sogeocol.edu.co/documentos/07ecos.pdf> (consultado el 26 septiembre 2014).
- MATHURIAU, C. & E. CHAUVET. 2002. Breakdown of litter in a Neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society* 21 (3): 348-396. DOI: 10.2307/1468477
- MEZA, A. & J. RUBIO. 2010. Composición y estructura trófica de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. Tesis de pregrado (Biología). Departamento de Ciencias Biológicas, Universidad de Caldas, Manizales. 52 p.
- MONTAÑO, M., A. MEZA & L. G. DIAS. 2012. La colección entomológica CE-BUC y su potencial como colección de referencia de insectos acuáticos. *Boletín Científico Museo de Historia Natural* 16 (2): 173-184.
- MONZÓN, A., C. CASADO, C. MONTES & D. GARCÍA DE JALÓN. 1991. Organización funcional de macroinvertebrados acuáticos de un sistema fluvial de montaña (Sistema central, Río Manzanares, España). *Limnetica* 7: 97-112.
- MORETTI, M. 2005. Decomposição de detritos foliares e sua colonização por invertebrados aquáticos em dois córregos na Cadeia do Espinhaço (MG). Tese de Mestrado (Ecología). Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil. 71 p.
- MORETTI, M., J. GONÇALVES & M. CALISTO. 2007. Leaf breakdown in two tropical streams. Differences between single and mixed species packs. *Limnologica* 37: 250-258. DOI: 10.1016/j.limno.2007.01.003
- NESSIMIAN, J. & A. HENRIQUES-OLIVEIRA. 2005. Colonização do "litter" de *Eleocharis sellowiana* Kunth. (Cyperaceae) por larvas de Chironomidae (Diptera) em um brejo no litoral do Estado do Rio de Janeiro.

- Entomología y Vectores* 12 (2): 159-172. DOI: 10.1590/S0328-03812005000200003
- OSPINA, F., J. BETANCUR & E. REALPE. 2004. Estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos asociados a *Tillandsia turneribaker* (Bromeliaceae) en un bosque altoandino colombiano. *Acta Zoológica Mexicana* 20 (1): 153-166.
- PETERSEN, R. C. & K. W. CUMMINS. 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology* 4: 343-368. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1974.tb00103.x
- PETTIT, N. E., T. DAVIES, J. B. FELLMAN, P. F. GRIERSON, D. M. WARFE & P. M. DAVIES. 2012. Leaf litter chemistry, decomposition and assimilation by macroinvertebrates in two tropical streams. *Hydrobiologia* 680 (1): 63-77. DOI: 10.1007/s10750-011-0903-1
- POZO, J., A. BASAGUREN, A. ELOSEGI, J. MOLINERO, E. FABRE & E. CHAUVET. 1998. Afforestation with *Eucalyptus globulus* and leaf litter decomposition in streams of northern Spain. *Hydrobiologia* 333 (2): 101-109. DOI: 10.1023/A:1017038701380
- POFF, N. L., J. ALLAN, M. B. BAIN, J. KARR, K. PRESTEGAARD, B. RICHTER, R. SPARKS & J. STROMBERG. 1997. The natural flow regime. *Bioscience* 47: 769-784. DOI: 10.2307/1313099
- PRAT, N., R. ACOSTA, C. VILLAMARÍN & M. RIERADEVALL. 2012. *Guía para el reconocimiento de las larvas de Chironomidae (Diptera) de los ríos altoandinos de Ecuador y Perú*. Clave para la determinación de los principales morfotipos larvarios. Departamento de ecología, Universidad de Barcelona, España. 41 p. Disponible en línea en: <http://www.ub.edu/riosandes/docs/CLAVE%20MACROMORFOLOGIA%20LARVAS%20V4.pdf> (consultado el 22 junio 2016).
- RAMÍREZ, A. & P. E. GUTIÉRREZ-FONSECA. 2014. Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. *Revista de Biología Tropical* 62 (Suppl. 2): 155-167. DOI: 10.15517/rbt.v62i0.15785
- RENCORET, J., A. GUTIÉRREZ & J. C. DEL RÍO. 2007. Lipid and lignin composition of woods from different eucalypt species. *Holzforschung* 61: 165-174. DOI: 10.1515/HF.2007.030
- RESH, V. H., A. BROWN, A. COVICH, M. GURTZ, H. LI, G. MINSHALL, S. REICE S, A. SHELDON, J. WALLACE & R. WISSMAR. 1988. The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 433-455. DOI: 10.2307/1467300
- RICHARDSON, J. S., R. J. NAIMAN & P. A. BISSON. 2012. How did fixed-width buffers become standard practice for protecting freshwaters and their riparian areas from forest harvest practices? *Freshwater Science* 31 (1): 232-238. DOI: 10.1899/11-031.1
- RIIPINEN, M. P., J. DAVY-BOWKER & M. DOBSON. 2009. Comparison of Structural and Functional Stream Assessment Methods to Detect Changes in Riparian Vegetation and Water pH. *Freshwater Biology* 54: 2127-2138. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2008.01964.x
- RINCÓN, J. & R. SANTELLOCO. 2008. Aquatic fungi associated with decomposing *Ficus* sp. Leaf litter in a Neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society* 28 (2): 416-425. DOI: 10.1899/07-084.1
- RIVERA-RONDÓN, C., L. T. VALDERRAMA, S. BAENA, S. PRADA-PEDREROS, J. CHARÁ, C. VALDÉS, Y. DÍAZ, M. GÓMEZ, S. MUÑOZ, E. PEDRAZA, A. PÉREZ-MAYORGA & L. GIRALDO. 2009. Efecto de los Sistemas Productivos Sobre la Calidad del Agua y la Diversidad en Ríos de la Ecorregión Cafetera. En: Rodríguez J. M., J. C. Camargo, J. Niño, A. M. Pineda, L. M. Arias, M. A. Echeverry & C. L. Miranda (Eds.). *Valoración de la Biodiversidad en la Ecorregión del Eje Cafetero*. CIEBREG. Pereira, Colombia, pp. 111-126. Disponible en línea en: <http://media.utp.edu.co/ciebreg/archivos/biodiversidad-en-la-ecorregion-del-eje-cafetero/valoracion-de-la-biodiversidad-en-la-ecorregion-del-eje-cafetero.pdf> (consultado el 29 junio 2016).
- RODRÍGUEZ-BARRIOS, J., R. OSPINA-TORRES, J. GUTIÉRREZ & E. OVALLE. 2007. Densidad y biomasa de macroinvertebrados acuáticos derivantes en una quebrada tropical de montaña. Bogotá, Colombia. *Caldasia* 29 (2): 397-412.
- SADEGHIAN, S., J. RIVERA & M. GÓMEZ. 1999. Impacto de sistemas de ganadería sobre las características físicas, químicas y biológicas de suelos en los Andes de Colombia. Producción y Sanidad Animal No. 143. In: Sánchez, M. & M. Rosales. (Eds.). *Agroforestería para la Producción Animal en América Latina*. Roma, Italia, pp. 123-142.
- SÁNCHEZ, F. 2004. *Aforo con molinete*. Universidad de Salamanca. España. Disponible en línea en: http://web.usal.es/~javisan/hidro/practicas/molinete_metodo.pdf. (consultado el 12 julio 2013).
- SWEENEY, B. W. & S. J. CZAPKA. 2004. Riparian forest restoration: why each site needs an ecological prescription. *Forest Ecology and Management* 192: 361-373. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.02.005
- TORRES, P. J. & A. RAMÍREZ. 2014. Land use effects on leaf litter breakdown in low-order streams draining a rapidly developing tropical watershed in Puerto Rico. *Revista de Biología Tropical* 62 (Suppl. 2): 129-142. DOI: 10.15517/rbt.v62i0.15783
- TRAMA, F., F. RIZO-PATRÓN & M. SPRINGER. 2009. Macroinvertebrados bentónicos del humedal de Palo Verde, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 57 (1): 275-284.
- VÖRÖSMARTY, C. J., P. B. MCINTYRE, M. O. GESSNER, D. DUDGEON, A. PRUSEVICH, P. GREEN & P. M. DAVIES. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467 (7315): 555-561. DOI: 10.1038/nature09440
- VALDOVINOS, C. 2001. Riparian leaf litter processing by benthic macroinvertebrates in a woodland stream of central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 74: 445-453. 10.4067/S0716-078X2001000200018
- WOOD, T. 1974. Field investigations on the decomposition of leaves of *Eucalyptus delegatensis* in relation to environmental factors. *Pedobiologia* 14: 343-371.
- YOUNG, R. G., C. D. MATTHAEI & C. R. TOWNSEND. 2008. Organic Matter Breakdown and Ecosystem Metabolism: Functional Indicators for Assessing River Ecosystem Health. *Journal of the North American Benthological Society* 27: 605-625. DOI: 10.1899/07-121.1
- ZÚÑIGA, M. DEL C. & W. CARDONA. 2009. Bioindicadores de calidad de agua y caudal ambiental. En: Cantera, J., Y. Carvajal & L. M. Castro (Eds.). *Caudal Ambiental: Conceptos, Experiencias y Desafíos*. Programa Editorial Universidad del Valle, Cali-Colombia, pp. 167-196.

Ensamble de macroinvertebrados acuáticos y estado ecológico de la microcuenca Dalí-Otún, Departamento de Risaralda, Colombia

Aquatic macroinvertebrate assemblages and ecological state of Dali sub-basin, Risaralda State, Colombia

Jeymmy Milena Walteros Rodríguez¹, Juan Mauricio Castaño Rojas¹ y Jorge Hernán Marulanda Gómez²¹Grupo de investigación Ecología Ingeniería y Sociedad-EIS, Universidad Tecnológica de Pereira. Carrera 27, No.10-02, Barrio Alamos, Pereira Risaralda. Colombia²Grupo de Investigación, Aguas y Aguas de Pereira S. A. Carrera 10, No.17-55, Pereira Risaralda. Colombia
e-mail: jeymmy.walteros@utp.edu.co**Recibido:** 13 de mayo de 2015.**Aceptado:** 09 de febrero de 2016.Walteros Rodríguez J. M., J. M. Castaño Rojas y J. H. Marulanda Gómez. 2016. Ensamble de macroinvertebrados acuáticos y estado ecológico de la microcuenca Dalí-Otún, Departamento de Risaralda, Colombia. *Hidrobiológica* 26 (3): 359-371.**RESUMEN**

Antecedentes. Los macroinvertebrados acuáticos han sido ampliamente estudiados para evaluar la respuesta de los ecosistemas acuáticos a impactos antrópicos, razón por la cual hacen parte de diversos protocolos de valoración integral ecológica de corrientes. **Objetivos.** Este estudio evaluó el ensamble de los macroinvertebrados acuáticos presentes en la microcuenca Dalí, así como su estado ecológico estado ecológico de las corrientes. **Métodos.** Se realizaron seis muestreos entre abril de 2012 y noviembre de 2013, sobre siete tramos de las quebradas. **Resultados.** Se recolectaron macroinvertebrados mediante el método de multihábitats y se realizó la valoración visual del hábitat fluvial y bosque de ribera. Los macroinvertebrados acuáticos fueron abundantes y diversos, particularmente en los puntos de referencia ubicados aguas arriba sobre la quebrada Dalí y el tributario QR2. Se encontraron diferencias entre la composición por microhábitats muestreados (K-W; $p < 0.05$). El índice BMWP, reflejó una condición de calidad buena, con “agua muy limpia a limpias”; de igual manera el Índice IHF determinó que todas las estaciones presentan excelente condición, excepto la quebrada QR3. Finalmente, con el índice IMEERA la condición ecológica de Dalí y tributario QR2 es muy buena a buena, mientras que para la estación QR3 la condición es pésima, pese al proceso de restauración natural de su cauce. **Conclusiones.** Las relaciones entre la complejidad estructural del hábitat físico y la diversidad de los macroinvertebrados son un aspecto interesante para estudiar en los ríos andinos colombianos.

Palabras clave: Calidad del hábitat, cuenca alta río Otún, estado ecológico, río andino.**ABSTRACT**

Background. Aquatic macroinvertebrates have been widely used as bioindicators of the response of aquatic ecosystems to human activities that affect them. Thus, their use as bioindicators is included in different protocols for the ecological assessment of streams. **Goals.** This study assessed the ensemble of aquatic macroinvertebrates in Dali Creek along with its ecological condition. **Methods.** Six surveys over seven reaches of the Creek were conducted from April 2012 through November 2013. The multihabitat method was used to collect the macroinvertebrates, and a visual assessment was used to study the state of the aquatic habitat and the riparian vegetation. **Results.** The results show that Aquatic macroinvertebrates are abundant and diverse, particularly at the reference points located upstream on the Dalí Creek and its tributary QR2. It was found significant differences between microhabitats sampled composition (K-W $p < 0.05$). The BMWP index displayed a condition of high quality, with “very clean water to clean” condition. Similarly, the IHF index showed that all the sampling points present excellent condition except the QR3 point. Finally, the IMEERA index revealed that the ecological status of stream Dalí and QR2 tributary is very good to good; while for the sites QR3 the condition is very bad, despite the natural restoration process of the stream channel. **Conclusions.** The relationships between structural complexity of the physical habitat and the macroinvertebrates diversity are interesting aspects for studying streams in the Colombian Andes.

Key words: Andean river, ecological condition, habitat quality, upstream river watershed Otún.

INTRODUCCIÓN

A nivel mundial el interés por conocer y conservar el estado ecológico de los ecosistemas acuáticos se fundamenta no sólo en la composición, estructura y funcionalidad de la biodiversidad allí existente, sino también en la solución y reducción de conflictos socio-ambientales que conllevan al deterioro del recurso hídrico (Secretaría de la Convención RAMSAR, 2010). Particularmente en Sudamérica, el estudio de los ecosistemas prioritarios ha tomado fuerza en varios países, a tal punto que las investigaciones se encaminan hacia la implementación de protocolos para la valoración de las corrientes, entendidas como un ecosistema (Acosta *et al.*, 2009; Rivera-Usme *et al.*, 2013; Villamarín *et al.*, 2013). Si bien estos protocolos aún están en proceso de validación, su desarrollo en los ecosistemas andinos es un referente que permite hacer comparaciones entre lugares, sin llegar aún a protocolos generales. A pesar de esta limitación, estos protocolos son considerados herramientas por los organismos públicos y gestores de los recursos hídricos (Acosta *et al.*, 2009).

Las experiencias de monitoreo en ríos andinos apuntaron por muchos años al tema de la calidad de agua, con un enfoque particular a la generación de información sobre las características fisicoquímicas y bacteriológicas del agua. Tan sólo en las últimas décadas el componente hidrobiológico se ha incluido en estos estudios, a partir de los llamados "indicadores ecológicos", aludidos en la comunidad de macroinvertebrados y mediante los cuales se puede evaluar la respuesta del ecosistema acuático a los impactos generados por acciones antrópicas (Roldán & Ramírez, 2008 y Zúñiga & Cardona, 2009). La investigación de esta comunidad acuática o macrofauna ha tenido una respuesta positiva, su estudio de composición y estructura define métricas únicas (*p.e.* porcentaje de Dípteros, Chironomidos, EPT, etc.) e índices bióticos (BMWP, ABI, etc.) o multimétricos (Bonada *et al.*, 2006), los cuales han sido usados en diferentes métodos de evaluación ecológica en los ríos Andinos (Chará, 2008; Acosta *et al.*, 2009; Prat *et al.*, 2009; Walteros-Rodríguez & Paiba-Alzate, 2010; Ríos-Touma *et al.*, 2011; Walteros & Daza, 2011; Meza-S *et al.*, 2012; Villamarín *et al.*, 2013 y Zúñiga *et al.*, 2013).

Si bien la diversidad taxonómica y los factores ambientales son necesarios para conocer parte de la complejidad de los ríos, es fundamental comprender su diversidad funcional y algunos de los mecanismos que controlan o determinan estos patrones (Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014a), de tal manera que las valoraciones ecológicas tengan un concepto integral y proporcionen mayor información con el fin de definir un estado ecológico. Sin embargo, es claro que la aplicación de estos métodos a cualquier corriente requiere de una validación a escala geográfica y de un gradiente ambiental definido (Villamarín, 2012), ya que estas técnicas pueden llegar a ser sensibles a cambios sutiles en la estructura de la comunidad y en algunos casos no detectados por los índices solamente biológicos (Carvacho, 2012).

El presente estudio se realizó con el objetivo de conocer la composición y estructura del ensamble de macroinvertebrados acuáticos de la microcuenca Dalí, en el municipio de Santa Rosa de Cabal, así como definir su estado ecológico, a partir de índices bióticos, ecológicos y de valoración visual.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. La microcuenca de la quebrada Dalí se encuentra en la vereda San José, municipio de Santa Rosa de Cabal, sobre la vertiente derecha del río Otún, del cual es tributario directo (Figura 1). Cuenta con un área de 430 ha, con un rango altitudinal aproximado de entre 1750 a 2700 m s. n. m. (Laboratorio SIG-UTP *comp pers*, Noviembre 2014).

Este territorio se clasifica como bosque subandino y/o bosque muy húmedo montano bajo (bmh-MB) (Rangel, 2000), donde predomina un relieve montañoso de pendiente aproximada al 60%. Se mantienen algunas coberturas de bosque natural hacia la parte alta. En la zona media de planicie inundable se encuentra un complejo de humedales, los cuales fueron intervenidos décadas atrás al ser modificados por las actividades forestales y pecuarias. Actualmente se encuentran en proceso de regeneración natural, por lo que domina el rastrojo en diferentes estados de sucesión (PNNC, 2007).

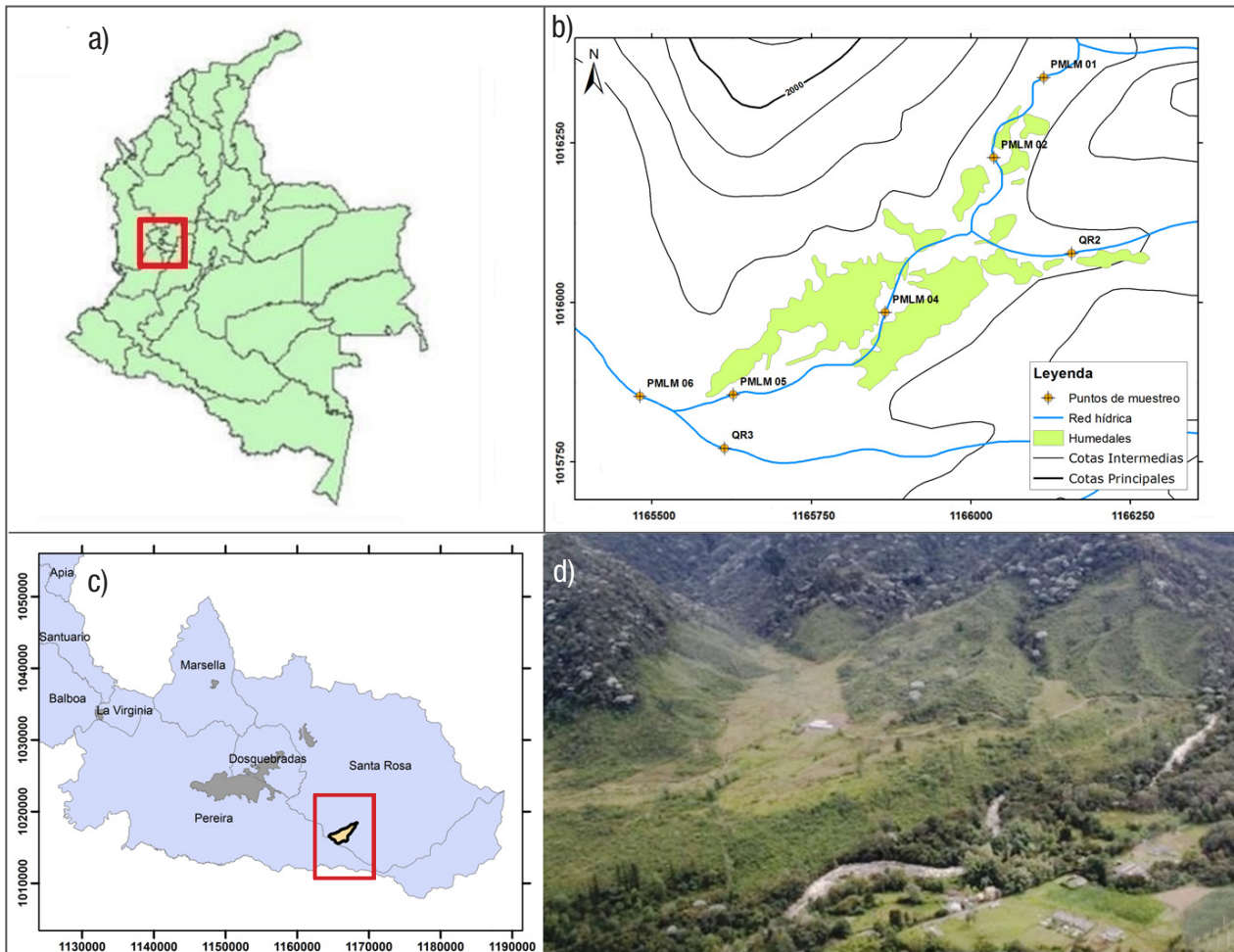
Muestreo. Entre abril del 2012 y noviembre de 2013 se muestrearon cinco tramos ubicados en la quebrada Dalí (identificados como PMLM01, PMLM02, PMLM04, PMLM05 y PMLM06) y en dos tributarios de primer orden (QR2 y QR3) (Figura 1). Las estaciones de referencia (sin o con mínima intervención antropogénica) fueron seleccionadas con ayuda del protocolo propuesto por Acosta *et al.* (2009), con la elección de los puntos PMLM01 y QR2. Se muestreó durante temporada de secas (junio, julio y septiembre) y temporada lluviosa (abril, mayo y noviembre).

Factores ambientales evaluados. Para cada tramo evaluado se determinaron *in situ* las variables fisicoquímicas de temperatura, conductividad y pH con una sonda multimétrica.

Para la evaluación de las características de hábitat fluvial se aplicó el índice IHF adaptado para la región andina por Acosta *et al.* (2009). Se evaluaron siete apartados: inclusión de rápidos (IHF1), frecuencia de rápidos (IHF2), composición de sustrato (IHF3), régimen de velocidad/profundidad (IHF4), porcentaje de sombra (IHF5), elementos de heterogeneidad (IHF6) y cobertura vegetal acuática (IHF7); al final se sumaron los puntos de cada apartado y se definió un estado de calidad del hábitat por tramo.

En cuanto a las características y calidad de la zona de vegetación de ribera, se valoraron con ayuda del índice QBR-And (Acosta *et al.*, 2009) cuatro apartados correspondientes: grado de cubierta de la zona de ribera (QBR-And1), estructura de la cubierta (QBR-And2), calidad de la cubierta (QBR-And3) y grado de naturalidad del canal fluvial (QBR-And4). Como ejercicio complementario se comprobó y clasificó a las distintas especies nativas (diferenciando entre árboles, arbustos y hierbas), y se comparó con el listado propuesto por Acosta *et al.* (2009). La Tabla 3 contiene ese listado de especies presentes en esta microcuenca.

Muestreo de los macroinvertebrados acuáticos. Para la recolección de los macroinvertebrados acuáticos se utilizó la red tipo Surber (900 cm²), con una luz de malla de 500 µm. En cada tramo de muestreo (20 m aproximadamente) se realizó el reconocimiento de los respectivos microhábitats dominantes que fueron sustrato rocoso, hojarasca u orilla con vegetación y sedimento fino (arena o gravilla en pozas particular-



Figuras 1a-d. Microcuenca Dalí, cuenca alta del río Otún, Colombia. a) Ubicación en el mapa de Colombia. b) Referencia sobre el departamento de Risaralda. c) Ubicación de las estaciones de muestreo sobre Dalí y sus tributarios. d) Fotografía aérea de la microcuenca Dalí, (especialmente parte media, zona de planicie inundable). Fuente: Aguas y Aguas de Pereira (2012).

mente), con base en el protocolo propuesto por Silveira *et al.* (2004). Todo el material biológico colectado se preservó y llevó al laboratorio de Procesos Biológicos de la Universidad Tecnológica de Pereira para su respectiva separación e identificación taxonómica hasta el nivel de género con ayuda de claves especializadas (Roldán, 1998; Posada-García & Roldán-Pérez, 2003; Domínguez *et al.*, 2009; Flowers & De la Rosa, 2010; Springer, 2010 y Prat *et al.*, 2012a). En cuanto a la asignación de los Grupos Tróficos Funcionales (GTF), se tuvo en cuenta la siguiente clasificación: recolectores (C), colectores-recolectores (C-R), filtrador (F), depredadores (D), fragmentador (T) y raspadores (R), según la propuesta de Ramírez & Gutiérrez-Fonseca (2014b).

Análisis de datos. Se calculó la abundancia relativa y absoluta, así como la riqueza de cada taxa en cada sitio de estudio. Para determinar si existían diferencias estadísticas significativas entre abundancia de individuos y las estaciones, sustrato o microhábitats muestreados, Grupos Tróficos Funcionales y épocas o periodos evaluados, se usó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis (K-W). La estimación de la riqueza de taxa esperada se analizó con la curva de acumulación de taxa (S), en comparación con la medida del esfuerzo de muestreo (n). De igual

manera, se estimaron métricas de dominancia de taxones de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera y el porcentaje de EPT, Chironomidae y Coleoptera y de uno de los Grupos Tróficos Funcionales (GTF). Para el análisis ecológico de algunos atributos estructurales de la comunidad se usaron índices de diversidad alfa de Shannon H' , dominancia de Simpson D' y Equitatividad de Jaccard J' de acuerdo con la propuesta de Moreno (2001). Se calculó el índice biótico BMWP modificado por Zúñiga & Cardona (2009) para conocer la calidad ecológica del agua.

Para determinar el estado ecológico, se usaron dos metodologías que permitieron averiguar la integridad entre los elementos evaluados; una de ellas es la propuesta de Encalada *et al.* (2011) y Prat *et al.* (2012b), que está basada en el índice ECOSTRIMED (*Ecological Status River Mediterranean*), el cual pretende valorar de forma global la calidad de todo el ecosistema fluvial, incluida la ribera hidromorfológica. La otra metodología se basó en el cálculo de métricas representativas de la calidad biológica de la comunidad de macroinvertebrados, por medio de la aplicación CABIRA, soportada en el índice multimétrico IMEERA (Índice Multimétrico de Estado Ecológico de Ríos Altoandinos) propuesto por Villamarín *et al.* (2013).

Para poder comparar los diferentes índices calculados, los valores de calidad fueron normalizados mediante el cálculo del EQR (Relación de Calidad Ecológica en español). El EQR es la división del valor de un índice cualquiera entre su valor en condiciones de referencia (Prat *et al.*, 2012b).

RESULTADOS

Caracterizaciones del hábitat acuático y del bosque de ribera. Los tramos evaluados de la corriente de la quebrada Dalí y sus dos afluentes presentaron un pH ligeramente bajo, mientras que la temperatura y conductividad del agua se encontraron en rangos de entre 16 y 19.8 °C y de 40.3 y 56.5 $\mu\text{s/cm}$, respectivamente (Tabla 1). En la planicie inundable, considerada como la parte media de la microcuenca, se observó el incremento de un grado en la temperatura del agua.

En cuanto a la valoración cualitativa de la calidad del hábitat fluvial y del bosque de ribera, se evaluó de manera independiente cada apartado o componente de cada índice, así como de manera global (Tabla 1). Con estas valoraciones se confirmó a las estaciones PMLM01 y QR2 como puntos de referencia. En las estaciones ubicadas en la zona de planicie inundable, aunque cuentan con un hábitat bien constituido o excelente, algunos atributos como heterogeneidad, porcentaje de sombra e inclusión de rápidos deberían ser monitoreados por obtener puntuaciones bajas. En cuanto a los resultados arrojados por el índice QBR-And se observó una alteración en el bosque de ribera desde la estación PMLM02, muy evidente en las estaciones ubicadas sobre el valle de la quebrada Dalí. La estación QR3, en la cual se refirió que el tributario fue perturbado por actividades antropogénicas del pasado, presentó una pésima condición en la calidad tanto del hábitat como de la vegetación de ribera.

Tabla 1. Variables ambientales promedio estimadas para estación de muestreo evaluada en la microcuenca Dalí, cuenca alta del río Otún, Colombia.

Tipo de variable		Estaciones de muestreo						
		PMLM01	PMLM02	PMLM04	PMLM05	PMLM06	QR2	QR3
Ambientales	Altitud (m.s.n.m.)	1868	1859	1848	1842	1840	1856	1834
	pH (unidades)	7.2	7.01	7.06	7.11	6.97	6.92	6.68
	Temperatura del agua (°C)	16	16.4	16.7	17	17.6	16.5	19.8
	Conductividad ($\mu\text{s/cm}$)	56.5	52.9	51.9	53	52.7	51.5	40.3
	Ancho de cauce (m)	2.6	1.9	2.1	2.1	2.6	0.9	1.1
	Profundidad promedio (cm)	22	38	35	33	32	15	25
Variables Respuesta								
Métricas de Abundancia	No total de individuos	4812	3258	4163	4693	5754	2469	25
	No. total de EPT	2070	1175	2089	2095	2767	657	0
	No de Chironomidae	728	738	595	673	678	534	18
	No de Coleoptera	1086	834	848	1191	1436	529	2
	No. Total de taxa	93	85	87	81	83	78	5
Métricas de Riqueza	Taxa Coleoptera	18	14	16	17	18	20	2
	Taxa EPT	33	32	32	30	33	24	0
	Taxa Díptera	16	15	14	13	10	12	2
Métricas de composición	% Insectos	95.4%	94.0%	93.0%	93.0%	95.0%	91.0%	88.0%
	% ETP	43.0%	36.0%	51.0%	45.0%	48.0%	27.0%	0.0%
	% Chironomidae	15.0%	22.0%	14.0%	14.0%	12.0%	22.0%	72.0%
	% Coleoptera	22.0%	25.0%	20.0%	25.0%	25.0%	21.0%	8.0%
Índices de Diversidad	Diversidad Shannon (H')	3.20	2.89	2.84	2.94	2.77	2.93	0.59
	Dominancia Simpson (D_{SI})	0.06	0.09	0.08	0.07	0.09	0.08	0.32
	Equitatividad Jaccard (I_j)	0.82	0.77	0.77	0.78	0.77	0.79	0.54
Grupos Tróficos Funcionales-GTF	% Colector	15.73%	25.55%	19.88%	26.08%	23.50%	22.70%	69.23%
	%Colector/recolector	23.64%	24.93%	42.06%	38.96%	47.02%	21.03%	7.69%
	% Depredador	15.69%	15.58%	13.45%	11.66%	7.07%	15.48%	0.00%
	% Fragmentador	23.77%	25.52%	12.46%	10.81%	8.62%	26.95%	11.54%
	% Raspador	16.29%	4.69%	5.71%	5.82%	4.68%	1.10%	11.54%
	% (Sin identificar)	0.27%	0.06%	0.14%	0.15%	0.19%	0.49%	0.00%

La microcuenca Dalí, en su parte alta, cuenta con una cobertura de bosque secundario con heterogeneidad en los estratos, lo que pudo favorecer a la diversidad animal y vegetal en la zona donde se encuentran ubicadas las estaciones PMLM01 y QR1; mientras que en la planicie inundable predominaron coberturas vegetales en estados sucesionales avanzadas, dominadas por especies resistentes como *Baccharis* sp. o chilco y *Pennisetum clandestinum* o pasto kikuyo, propias de estratos arbustivos y herbáceos.

Comunidad de macroinvertebrados acuáticos. En total se recolectaron 25,174 organismos, fluctuó entre 25 y 5,724 individuos (en los sitios QR3 y PMLM05, respectivamente) correspondientes a 5 y 93 taxa identificadas (en los sitios QR3 y PMLM01, respectivamente) Tabla 4. La clase Insecta tuvo mayor representación en términos de abundancia y riqueza, destacándose órdenes como Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera y Trichoptera (Fig. 2). Aunque la mayoría de los estadios fueron larvales, también aparecieron registros de adultos y pupas.

Si bien para este estudio se logró la clasificación 129 taxones, que hace referencia a la riqueza específica global, el ensamble de macroinvertebrados se mantuvo estable, tal como se observa en la curva de acumulación de taxones (Fig. 3). Es altamente probable el registro de nuevos géneros o taxa para esta comunidad, lo que pone de manifiesto la heterogeneidad bioindicadora en la microcuenca Dalí. El estimador no paramétrico Chao 1 predijo un total de 137 taxones, basado en la abundancia; dicho estimador predice una completitud del inventario del 94%, criterio que define que el muestreo fue representativo. Es necesario un esfuerzo mayor en el muestreo para poder registrar entre 5 y 8 taxones y así alcanzar la asíntota y completitud del inventario.

Estos registros se relacionan con la heterogeneidad de microhábitats disponibles para la colonización de esta comunidad. Hojarasca, ori-

lla con vegetación, sustrato rocoso y grava fueron los más dominantes para cada tramo muestreado. Si bien para este estudio no se registró diferencia estadística significativa entre las épocas muestreadas (K-W, $p=0.156$), sí se presentaron diferencias estadísticas significativas entre los microhábitats (K-W, $p=0.021$).

En cuanto a los estimativos ecológicos evaluados (Tabla 1), la diversidad Shannon se presentó entre los rangos de 3.195 y 0.589 (en los sitios PMLM01 y QR3, respectivamente). Por su parte la dominancia de Simpson se encontró entre 0.323 y 0.058 definida para las mismas estaciones, lo que indica que existe una distribución heterogénea entre los organismos que son parte de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, excepto para la estación QR3, la cual presentó un proceso sucesional y por tanto un restablecimiento de la comunidad bioindicadora.

Respecto a los Grupos Tróficos Funcionales (GTF), los colectores-recolectores fueron los mejor representados con un 35%, seguido de los recolectores con un 22% y los fragmentadores con un 16.5%. En las estaciones de referencia PMLM01 y QR2 e incluso en el sitio PMLM02 destacan los fragmentadores con porcentajes superiores al 25%. Se observó que los colectores-recolectores superaron el 42% en sitios como PMLM04 y PMLM06 y para el tributario QR3 los colectores alcanzaron un 69%. No hubo diferencias estadísticamente significativas entre los diferentes GTF identificados para este estudio (K-W, $p=0.76$).

Análisis del estado ecológico de la microcuenca Dalí. En primer lugar, el análisis la calidad ecológica del agua a través de la aplicación del índice BMWP/Col hace referencia a una calidad muy buena, es decir, “agua muy limpia”, tanto para los meses muestreados como para las estaciones. Algunos sitios superan los 200 puntos para este índice, valores poco comunes en los sistemas andinos (Tabla 2).

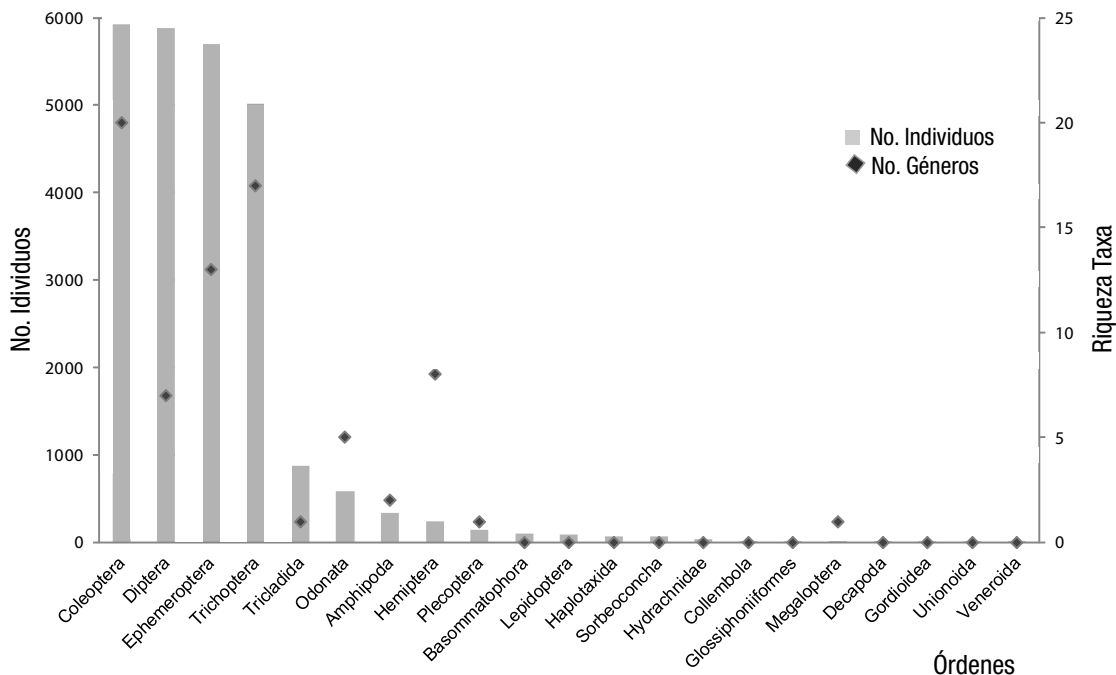


Figura 2. Composición taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la quebrada Dalí, cuenca alta del río Otún, Colombia.

Tabla 2. Condición ecológica definida para cada tramo de acuerdo con las propuestas de Zúñiga & Cardona (2009), Encaladas *et al.* (2011), Prat *et al.* (2012b) y Villamarín *et al.* (2013).

Categoría	Métrica	PMLM01	PMLM02	PMLM04	PMLM05	PMLM06	QR2	QR3
Índice de Bosque de Ribera para los Andes (Acosta <i>et al.</i> , 2009)	Índice QBR-And	100	65	40	30	30	85	15
	Nivel de calidad	Muy buena	Inicio de alteración	Alteración fuerte	Alteración fuerte	Alteración fuerte	Ligeramente perturbado	Degradación extrema
Índice de Hábitat Fluvial para ríos Andinos (Acosta <i>et al.</i> , 2009)	Índice IHF	90	78	73	71	71	86	28
	Nivel de calidad	Hábitat excelente	Hábitat excelente	Hábitat excelente	Hábitat excelente	Hábitat excelente	Hábitat excelente	Hábitat empobrecido
Índice biótico de la calidad ecológica del agua (Zúñiga & Cardona, 2009)	Índice BMWP	207	176	152	138	150	164	14
	Nivel de calidad	Muy buena calidad	Muy buena calidad	Muy buena calidad	Muy buena calidad	Muy buena calidad	Muy buena calidad	Pesima calidad
Calidad ecológica del río (Encalada <i>et al.</i> , 2011)	BMWP vs. IHF	Excelente calidad	Excelente calidad	Excelente calidad	Excelente calidad	Excelente calidad	Excelente calidad	Pesima calidad
		165	135	155	140	140	138	30
Calidad Biológica de ríos Andinos (Villamarín <i>et al.</i> , 2013)	CABIRA	Muy buena calidad	Muy buena calidad	Muy buena calidad	Muy buena calidad	Muy buena calidad	Muy buena calidad	Mala calidad
	Nivel de calidad	Muy buena calidad	Muy buena calidad	Muy buena calidad	Muy buena calidad	Muy buena calidad	Muy buena calidad	Mala calidad

La asignación de un estado ecológico para la microcuenca Dalí se basó en la combinación de los valores de dos índices de calidad, el índice BMWP (variable respuesta) y el valor del índice QBR-And e IHF (variables explicativas). De acuerdo con la propuesta de Encalada *et al.* (2011), la calidad ecológica de la quebrada Dalí y del tributario QR2 es excelente y para el tributario QR3 se considera pésima (Tabla 2). Adicionalmente, se analizaron los resultados con un índice multimétrico de estado ecológico para los ríos Andinos propuesto por Villamarín *et al.* (2013), donde se obtuvo una muy buena calidad para todas las estaciones, excepto el tributario QR3 que reflejó una mala calidad ecológica (Tabla 2).

DISCUSIÓN

Diversidad de macroinvertebrados acuáticos. Los resultados de composición y estructura en el ensamble de los macroinvertebrados acuáticos se encuentran soportados por las excelentes condiciones de calidad de hábitat presentes en la quebrada Dalí y sus tributarios. Algunos órdenes como Coleoptera y Trichoptera tuvieron buena representación, tanto espacial (microhábitats) como temporalmente (temporada seca y lluviosa). Aunque la mayoría de los estadios fueron larvales, también aparecieron registros de adultos y pupas. Estos resultados fueron similares a los presentados por Chará (2008) y Villamarín (2012).

De acuerdo con lo afirmado por Manzo (2005) y Zúñiga *et al.* (2013), este tipo de quebradas andinas albergan una significativa porción de la diversidad del orden Coleoptera en Sudamérica, de tal manera que los 19 géneros reportados para este estudio pueden representar más del 50% de la fauna conocida a nivel genérico en América del Sur, según la revisión de Archangelsky *et al.* (2009).

Por su parte, los Trichoptera estuvieron bien representados por larvas y pupas, las cuales viven en diversos ambientes acuáticos y la mayoría construyen refugios fijados al sustrato o refugios portátiles de una variedad de formas y materiales. Según Springer (2010) y Guevara *et al.* (2005), estos insectos acuáticos, además de ser diversos, son capaces de colonizar diferentes tipos de sustratos (roca, arena, grava, hojarasca), tanto en rápidos como en remansos. Algunos géneros como *Smicridea* e *Hydroptila*, que además de ser comunes, se encontraron asociados al sustrato rocoso, pese a la inclusión de sedimento fino sobre éste.

Los tramos estudiados de las corrientes de la microcuenca Dalí y sus afluentes describen una heterogeneidad espacial, que además de estar influenciada por condiciones biofísicas de la corriente, promueven en la parte alta un elevado potencial de dominancia tanto de hojarasca como de sustratos rocosos, lo que coincide con lo expreso por Vannote *et al.* (1980), Barbour *et al.* (1999) y Allan & Castillo (2007). A nivel de cuenca media, existen coberturas importantes de sustrato inorgánico tipo gravas y arenas, pero se mantiene una proporción importante de piedras medianas y pequeñas. Este patrón también fue registrado en otras investigaciones realizadas en quebradas andinas y altoandinas (Bernal *et al.*, 2006; Ríos *et al.*, 2011 y Rodríguez-Barríos *et al.*, 2011), donde la combinación de hojarasca y sustrato rocoso aseguran una diversidad funcional en torno a la presencia de organismos recolectores, colectores-recolectores y fragmentadores como los más representativos, similar al de este estudio.

Tabla 3. Listado de especies vegetales más comunes presentes en la microcuenca Dalí, cuenca alta del río Otún, Colombia.

Especie	Familia	Nombre común	Hábito
1. <i>Hydrocotyle umbellata</i> L.	Apiaceae	oreja de ratón	herbáceo
2. <i>Hydrocotyle</i> sp. 1	Apiaceae	oreja de ratón	herbáceo
3. <i>Hydrocotyle</i> sp. 2	Apiaceae	oreja de ratón	herbáceo
4. <i>Hydrocotyle</i> sp. 3	Apiaceae	oreja de ratón	herbáceo
5. <i>Xanthosoma sagittifolium</i> (L.) Schott	Araceae	bore, mafafa	herbáceo-subarborescente
6. <i>Baccharis</i> sp.	Asteraceae	chilco	arbustivo
7. <i>Elephantopus mollis</i> Kunth	Asteraceae	totumo, chicoria	herbáceo
8. <i>Erato vulcanica</i> (Klatt.) H. Rob.	Asteraceae		arbustivo-escandente
9. <i>Erechtites hieracifolia</i> (L.) Raf. ex D.C.	Asteraceae	achicoria, valeriana	herbáceo
10. <i>Heliopsis oppositifolia</i> (Lam.) Diaz	Asteraceae	boton de oro	herbáceo
11. <i>Mikania micrantha</i> Kunth	Asteraceae	guaco	trepadora
12. <i>Lepidaploa canescens</i> (Kunth) H. Rob.	Asteraceae		arbustivo-escandente
13. <i>Mikania</i> sp. 1	Asteraceae	guaco	trepadora
14. <i>Mikania</i> sp. 2	Asteraceae	guaco	trepadora
15. <i>Begonia</i> cf. <i>holtonii</i>	Begoniaceae	begonia	herbáceo
16. <i>Blechnum</i> sp.	Blechnaceae	helecho	herbáceo
17. <i>Podandrogyne brachycarpa</i> A. DC.	Capparaceae		arbustivo
18. <i>Arenaria</i> cf.	Caryophyllaceae		herbáceo. leñosa
19. <i>Arenaria lanuginosa</i> (Michx.) Rohrb.	Caryophyllaceae		herbácea
20. <i>Drymaria cordata</i> (L.) Will.	Caryophyllaceae		herbáceo
21. <i>Myriophyllum aquaticum</i>	Ceratophyllaceae	helecho acuático	herbáceo
22. <i>Coussapoa villosa</i> Poepp. et Endlicher	Cecropiaceae	lembo, matapalos	arbóreo -hemiepífito
23. <i>Commelina</i> cf. <i>diffusa</i> Burm.	Commelinaceae	suelda	herbáceo
24. <i>Tipogandra cumanensis</i> (Kunth) Woods.	Commelinaceae	suelda	herbáceo
25. <i>Melothria pendula</i> L.	Cucurbitaceae		trepadora
26. <i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. et Schult.	Cyperaceae		herbáceo
27. <i>Eleocharis elegans</i> (Kunth) Roem. et Schult.	Cyperaceae	junco	herbáceo
28. <i>Eleocharis</i> sp. 1	Cyperaceae		herbáceo
29. <i>Eleocharis</i> sp. 2	Cyperaceae	junco	herbáceo
30. <i>Killinga</i> sp.	Cyperaceae		herbáceo
31. <i>Equisetum bogotense</i> Kunth	Equisetaceae	cola de caballo	herbáceo
32. <i>Croton smithianus</i> Croiz	Euphorbiaceae	drago, guacamayo	arbóreo
33. <i>Gunnera</i> cf. <i>manicata</i> André	Gunneraceae	hoja de pantano	herbáceo
34. <i>Juncus effusus</i> L.	Juncaceae	junco	herbáceo
35. <i>Hyptis</i> cf. <i>capitata</i> Jacq.	Lamiaceae	cartagena, mastranto	herbáceo
36. <i>Salvia</i> cf. <i>scutellaroides</i> Kunth	Lamiaceae	salvia	herbáceo
37. <i>Ocotea</i> cf. <i>macropoda</i> (Kunth) Mez	Lauraceae	laurel, aguacatillo	arbóreo
38. <i>Lycopodium clavatum</i> L.	Lycopodiaceae	licopodio, colchón de pobre	herbáceo
39. <i>Cuphea micrantha</i> Kunth	Lythraceae	moradita, rosadita	herbáceo
40. <i>Cuphea racemosa</i> (L.) Spreng.	Lythraceae	moradita, rosadita	herbáceo
41. <i>Hiraea ferruginea</i> Cuatr.	Malpighiaceae		trepadora
42. <i>Stigmaphyllon bogotense</i> Tr. et Pl.	Malpighiaceae		trepadora
43. <i>Sida poeppigiana</i> (K. Schum.) Fryxwell	Malvaceae	escobadura	herbáceo, leñosa
44. <i>Miconia earuginosa</i> Naud.	Melastomataceae	niguito	arbustivo
45. <i>Miconia lehmanii</i> Pittier.	Melastomataceae	niguito	arbóreo
46. <i>Tibouchina ciliaris</i> (Vent.) Cogn.	Melastomataceae		herbáceo, leñosa
47. <i>Nephrolepis</i> sp.	Nephrolepidaceae	helecho	herbáceo
48. <i>Passiflora alniifolia</i> Kunth	Passifloraceae	curuba de monte	trepadora
49. <i>Passiflora</i> sp.	Passifloraceae	curuba de monte	trepadora
50. <i>Digitaria decumbens</i> Stent	Poaceae	pasto pangola	herbáceo
51. <i>Hyparrhenia rufa</i> (Ness) Stapf	Poaceae	pasto puntero	herbáceo
52. <i>Lachemilla orbiculata</i> (R. et P.) Rydb.	Rosaceae	plegadera, oreja de ratón	herbáceo
53. <i>Melinis enves</i>	Poaceae	pasto	herbáceo
54. <i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.	Poaceae	pasto yaraguá, gordura	herbáceo
55. <i>Pennisetum clandestinum</i> Hochts. ex Chiov.	Poaceae	pasto kikuyo	herbáceo
56. <i>Rubus bogotensis</i> Focke	Rosaceae	morita	arbustivo
57. <i>Rubus bogotensis</i> Kunth	Rosaceae	mora borrachera	arbustivo
58. <i>Galium hypocarpium</i> (L.) Griseb.	Rubiaceae		herbáceo, semitrepadora
59. <i>Selaginella difussa</i> (C. Presl.) Spreng.	Selaginellaceae	selaginela	herbáceo
60. <i>Solanum ovalifolium</i> Dunal	Solanaceae	frutillo	arbóreo
61. <i>Tropaeolum coccineum</i> Hughes	Tropaeolaceae		trepadora
62. <i>Myriocarpa stipitata</i> Benth.	Urticaceae	ortigo macho	arbóreo
63. <i>Stachytarpheta cayennensis</i> (L. C. Rich) Vahl.	Verbenaceae	verbena blanca	herbáceo

Información recopilada por cortesía de Uribe y Restrepo (Grupo Ecología Ingeniería y Sociedad-.EIS, Universidad Tecnológica de Pereira, 2014).

De acuerdo con Chará-Serna *et al.* (2010 y 2012), muchas de las quebradas protegidas de los andes colombianos soportan una dominancia numérica por parte de los organismos recolectores, pero también resaltan la importancia de los fragmentadores, que son más importantes en términos de biomasa por tratarse de individuos de mayor tamaño, tal es el caso de *Smicridea* y *Tetraglossa*, que resultaron ser dominantes en los resultados de esta investigación.

A pesar de no detectar diferencias estadísticamente significativas entre estaciones de muestreo en cuanto a la estructura trófica, es clave resaltar que en la planicie inundable de la microcuenca (particularmente el tributario QR3 y las estaciones PMLM05 y PMLM06) la diversidad funcional estuvo dominada por las condiciones ambientales locales y de cobertura vegetal, lo que validó lo propuesto por Jacobsen *et al.* (2008), quienes consideran que a escala de dos muestras cercanas pueden encontrarse diferencias a nivel de dicha diversidad funcional.

En cuanto a la riqueza específica global definida por la curva de acumulación de taxa, se acoge la propuesta de Moreno (2001), quien la considera de un indicador del estado del hábitat, basado en la hipótesis de que un tramo heterogéneo, con alta calidad del agua, permitirá la existencia de un mayor número de taxa (es decir, albergará mayor biodiversidad alfa), que un tramo afectado por alguna acción antropogénica.

Existe una riqueza específica y diversidad alfa alta, comparado con estudios en ríos de montaña similares como los presentados Bernal *et al.* (2006), Chará (2008), Walteros-Rodríguez & Paiba-Alzate (2011), González *et al.* (2012) y Meza *et al.* (2012).

Estado ecológico de la microcuenca Dalí. Los resultados de este estudio ratifican la importancia de evaluar condiciones biofísicas, hidromorfológicas e hidrobiológicas de referencia asociadas a la tipolo-

gía de las corrientes, con el fin de tener referentes propios para estos ecosistemas andinos, así como para caracterizar las alteraciones del ecosistema acuático, tal como lo propone Acosta *et al.* (2009), Prat *et al.* (2012b) y Villamarín *et al.* (2013).

Es evidente que los componentes evaluados en cada una de las estaciones de muestreo se articulan con la estructura y composición de la vegetación de ribera, ya que constituye un ecotono entre el hábitat terrestre y acuático, por lo que sus características biofísicas aportan a la funcionalidad de los ríos (Barbour *et al.*, 1999; Pardo *et al.*, 2002; Acosta *et al.*, 2009 y Villamarín *et al.*, 2013). Por lo tanto, si la vegetación de ribera está degradada, aunque las aguas estén limpias, no se espera un estado ecológico mejor (Prat *et al.*, 2012b). Este último caso se registró para las estaciones ubicadas en el valle de la microcuenca, donde la inclusión tanto de materia orgánica como de sólidos suspendidos sobre las piedras es común, por lo que la condición es pésima para el análisis comparativo entre los valores del QBR-And y el índice biótico BMWP (Encalada *et al.*, 2011).

En cuanto a la relación entre el índice IHF y el BMWP, se observa que las condiciones definidas para las estaciones son “muy buenas a buenas”, ya que el cauce no se encuentra alterado. No obstante, es recomendable hacer un seguimiento de las condiciones hidromorfológicas de la microcuenca y de la composición del sustrato inorgánico, particularmente en la estación QR3.

En cuanto al Índice Multimétrico del Estado Ecológico para ríos Andinos (IMEERA) tipo B, se observó que define una condición ecológica entre “muy buena” y “buena” para todas las estaciones, exceptuando al tributario QR3. Adicionalmente, este índice arroja información sobre aspectos de la estructura, composición y salud ambiental de las corrientes, por lo que se sugiere como una herramienta para evaluar la integridad biológica de los ríos andinos (Villamarín *et al.*, 2013).

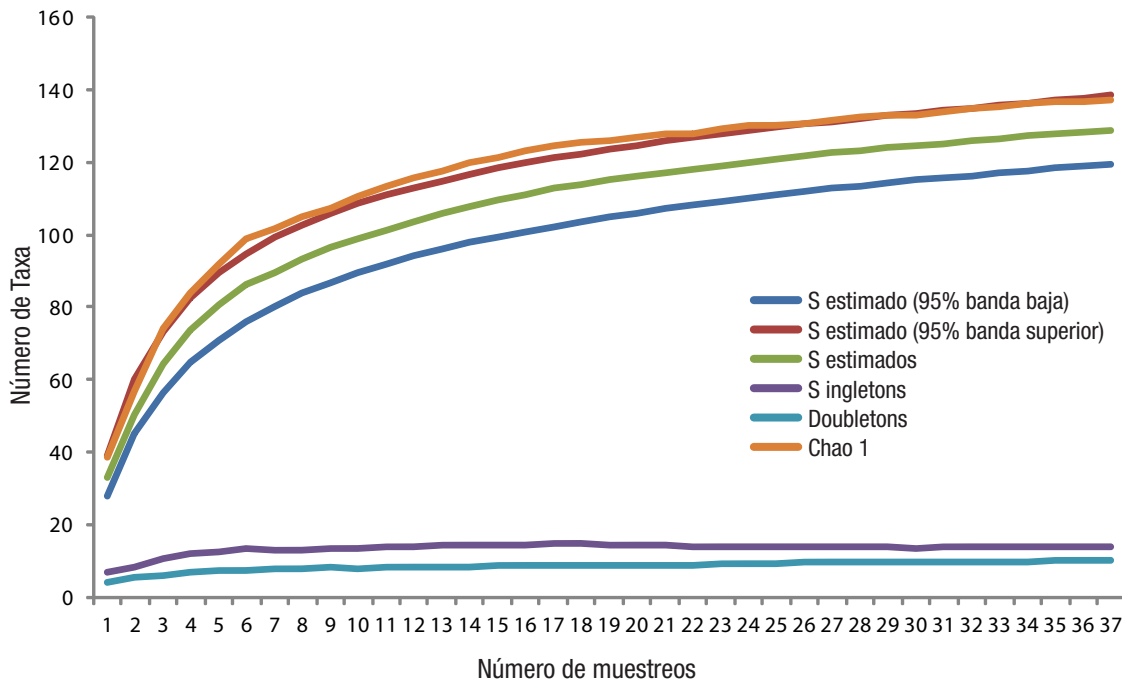


Figura 3. Curva de acumulación de taxa de los macroinvertebrados acuáticos en la microcuenca Dalí, cuenca alta del río Otún, Colombia.

Tabla 4. Registro de taxa de macroinvertebrados colectados en siete estaciones de muestreo en la microcuenca Dalí, cuenca alta del río Otún-Colombia.

FAMILIA	SUBFAMILIA	GÉNERO	ESTACIONES						
			PMLM01	PMLM02	PMLM04	PMLM05	PMLM06	QR2	QR3
GORDIOIDEA									
Chordodidae			3					1	
TRICLADIDA									
Planariidae		<i>Dugesia</i>	128	63	218	270	144		48
GLOSSIPHONIIFORMES									
Glossiphoniidae				7	2				
HAPLOTAXIDA									
Lumbriculidae			18	12	23	7	10		22
Naididae			1						
BASOMMATOPHORA									
Ampullaridae			1					1	
Ancylidae			1					2	
Lymnaeidae		<i>Lymnaea</i>	4	14	2	16	35		1
Planorbidae						2	16		3
SORBEOONCHA									
Hydrobiidae					1	8	58		
UNIONIOIDA									
Unionidae				2					
VERENOIDA									
Sphaeriidae					1				
ACARI									
Hydrachnidae			12	6	2	5	8		2
ACARI									
Gammaridae		<i>Gammarus</i>	1	24	19	16	13		13
Hyalellidae		<i>Hyalella</i>	51	46		2			157
DECAPODA									
Pseudothelpusidae			2	2					2
COLLEMBOLA									
Isotomidae			1	1	2	1	1		6
Collembola				3	1		1		5
COLEOPTERA									
Chrysomelidae						1			
Curculionidae					1				
Dryopidae		<i>Pelonomus</i>							2
Dryopidae			4	3	4	2	1		3
Elmidae		<i>Austrolimnius</i>	9	3		8	18		
		<i>Cylloepus</i>	33	7	1	8	3		6
		<i>Disersus</i>				5	3		4
		<i>Gyrelmis</i>							1
		<i>Heterelmis</i>	196	84	112	344	516		58
		<i>Hexacylloepus</i>							1
		<i>Hexanchorus</i>	15		2		1		
		<i>Macrelmis</i>	48	32	11	95	270		12
		<i>Microcylloepus</i>	2	3	2	2	1		2
		<i>Neoelmis</i>							2
		<i>Onychelmis</i>			2		1		
		<i>Phanocerus</i>	34	1	1	1	3		9
		<i>Promoresia</i>			1				
		<i>Stegoelmis</i>	7			1			
		<i>Xenelmis</i>	111	40	181	187	302		72
Elmidae			46	125	111	131	57		58

Tabla 4 (continuación).

FAMILIA	SUBFAMILIA	GÉNERO	ESTACIONES							
			PMLM01	PMLM02	PMLM04	PMLM05	PMLM06	QR2	QR3	
Gyrinidae				3				1	2	
Hydrophilidae			4			2		1		
Indeterminado			1						2	
Lampyridae									1	
Psephenidae		<i>Psephenops</i>	195	95	161	152		108	11	
Ptilodactylidae		<i>Anchytarsus</i>	201	322	187	71		32	167	1
		<i>Tetraglossa</i>	147	108	70	152		104	113	
Scirtidae			2							
Staphylinidae		<i>Stenus</i>	31	8	1	29		14	3	
DIPTERA										
Athericidae			14		3					
Ceratopogonidae		<i>Stilobezzia</i>		3	1	2			1	
Chaoboridae			2	1					1	
Chironomidae	Chironominae	<i>Rheotanytarsus</i>	1		4	14		6		
	Chironominae		19	1	11			1		
	Orthoclaadiinae	<i>Parametriocnemus</i>	2							
	Orthoclaadiinae		318	408	356	330		550	294	18
	Podonominae				2	17		1		
	Tanypodinae		104	129	84	28		40	62	
Chironomidae			284	200	138	284		80	178	
Dolichopodidae			3	1		2			1	
Empididae			81	13	3	2		3	5	
Muscidae			1	2				2		
Psychodidae					1					
Simuliidae		<i>Simulium</i>	207	110	260	306		508	297	
Stratiomyidae				4						
Tabanidae			3	8		1				
Tipulidae		<i>Hexatoma</i>	8	7	1	1			3	
		<i>Molophilus</i>	5					2	5	
Tipulidae		<i>Tipula</i>		2	3	2			2	
Tipulidae			16	3	1	1			2	2
EPHEROPTERA										
Baetidae		<i>Andesiops</i>	30	53	129	255		265		
		<i>Baetodes</i>	1	3	11	45		149		
		<i>Camelobaetidius</i>				1		17		
		<i>Mayobaetis</i>				46		11		
		<i>Moribaetis</i>						1		
		<i>Prebaetodes</i>	3	10	10					
Baetodes			28	46	169	272		215	9	
Euthyplociidae		<i>Euthyplocia</i>	1							
Leptohyphidae		<i>Haplohyphes</i>	12	13	13	21		34	1	
		<i>Leptohyphes</i>	154	149	240	381		636	57	
		<i>Tricorythodes</i>	49	35	32	15		43	15	
Leptohyphidae			289	202	455	260		201	29	
Leptophlebiidae		<i>Farrodes</i>	33	18	6	9		34	132	
		<i>Thraulodes</i>	13	20	16	39		19	41	
Leptophlebiidae			33	49	44	11		12	50	
Oligoneuriidae		<i>Lachlania</i>	7	1						
HEMIPTERA										
Belostomatidae					3					
Gerridae		<i>Eurygerris</i>		2						

Tabla 4 (continuación).

FAMILIA	SUBFAMILIA	GÉNERO	ESTACIONES							
			PMLM01	PMLM02	PMLM04	PMLM05	PMLM06	QR2	QR3	
		<i>Trepobates</i>	1			1				
Hebridae		<i>Hebrus</i>				1	1			
Mesoveliidae		<i>Mesovelia</i>	1			2				
Naucoridae		<i>Ambrysus</i>			1				4	
		<i>Cryphocricos</i>			4					
		<i>Limnocoris</i>	98	9	4		9		11	
Veliidae		<i>Microvelia</i>				1				
		<i>Rhagovelia</i>	31	9	3	1			36	
LEPIDOPTERA										
Pyrilidae			27	6	6	1	3		4	
Crambiidae			17	18	6	31	8		9	
MEGALOPTERA										
Corydalidae		<i>Corydalus</i>			2	2	3			
ODONATA										
Calopterygidae		<i>Hetaerina</i>	32	71	20	31	29		45	
Calopterygidae			8	13	13	13	9		4	
Coenagrionidae			7	12			3		31	
Gomphidae		<i>Progomphus</i>	89	14	1				10	
Gomphidae				8	19				2	
Libellulidae		<i>Brechmorhoga</i>	1							
		<i>Macrothemis</i>	4	3	1		1		2	
			11	2	2	3	2		6	
Polythoridae		<i>Polythore</i>	38	10	2	3			12	
PLECOPTERA										
Perlidae		<i>Anacroneuria</i>	55	31	8	6	10		30	
TRICHOPTERA										
Calamoceratidae		<i>Phylloicus</i>	77	11	3				3	
Glossosomatidae		<i>Mortoniella</i>	1	3	12	32	3			
Helicopsychidae		<i>Helicopsyche</i>	538	27	12	37	28		9	
Hydrobiosidae		<i>Atopsyche</i>	7	15	3	8	1		36	
Hydrobiosidae			15	3	9	6	19		13	
Hydropsychidae		<i>Leptonema</i>	155	93	101	90	30		72	
		<i>Smicridea</i>	215	124	48	93	238		59	
Hydropsychidae			78	65	69	18	44		20	
Hydroptilidae		<i>Hydroptila</i>	49	37	365	160	429		7	
		<i>Metrichia</i>	4	7	6	55	157			
		<i>Ochrotrichia</i>	72	27	76	45	16		2	
		<i>Oxyethira</i>					1			
Hydroptilidae			6	5	3	1	8		10	
Leptoceridae		<i>Nectosyche</i>	43	27	26	5	1		11	
		<i>Oecetis</i>	36	19	133	67	75		4	
		<i>Triplectides</i>	12	13	5	35	25		37	
Leptoceridae			48	19	19	10	7			
Odontoceridae		<i>Marilia</i>	2	41	18	62	34		7	
Philopotamidae		<i>Chimarra</i>	2	8	1		2		3	
Polycentropodidae		<i>Polycentropus</i>	2							
Xiphocentronidae		<i>Xiphocentron</i>			1		2			
Número de organismos colectados			4812	3258	4163	4693	5754	2469	25	
Número de taxa identificadas			93	85	87	81	83	78	5	

Finalmente, después de la valoración y comparación de índices univariados y multivariados, se confirma una condición ecológica buena para la microcuenca Dalí, pero se destaca la necesidad de implementar un monitoreo continuo de las corrientes, teniendo siempre presente las estaciones de referencia y propendiendo por mejorar aspectos que permitan restaurar la calidad ecológica.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación recibió financiación de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Pereira en el marco del proyecto “Investigación limnológica en humedales, ríos Otún y Consota y afluentes asociados al sistema de acueducto y alcantarillado de Pereira” y de USAID (NAS Sub-Grant Award Letter Agreement No. PGA-2000003584 Sponsor Grant Award Number: AID-OAA-A-11-00012) con el proyecto “Ecosystem Response of Climate Change in the Mountain Wetlands”. También queremos agradecer a Marcela Uribe y Santiago Restrepo por compartir el listado de especies vegetales de la zona de ribera de las corrientes evaluadas, a Alexander Bueno por el apoyo en el trabajo de campo y laboratorio, así como a Yuly Paulina Ramírez por la verificación taxonómica y sus valiosos aportes al manuscrito.

REFERENCIAS

- ACOSTA, R., B. RÍOS, M. RIERADEVALL & N. PRAT. 2009. Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas de Ecuador y Perú. *Limnetica* 28: 35-64.
- ALLAN, D. J. & M. M. CASTILLO. 2007. *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. Second edition. Springer, Dordrecht (The Netherlands). 452 p.
- ARCHANGELSKY, M., MANZO, V., MICHAT, M. C., & P.L. TORRES. 2009. Coleoptera. In: Domínguez, E. & H. Fernández (Eds.). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.
- BARBOUR, M. T., J. GERRITSEN, B. D. SNYDER & J. B. STRIBLING. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers. USEPA, Washington.
- BERNAL, E., D. GARCÍA, M. A. NOVOA & A. PINZÓN. 2006. Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados de la quebrada Paloblanco de la cuenca del río Otún (Risaralda, Colombia). *Acta Biológica Colombiana* 11 (2): 45-59.
- BONADA N., N. PRAT, V. RESH & B. STATZNER. 2006. Developments in Aquatic Insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51: 495-523. DOI: 10.1146/annurev.ento.51.110104.151124
- CARVACHO, C. A. 2012. Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del Limarí en Chile. Tesis de Maestría. Universidad de Barcelona. 70 p.
- CHARÁ-SERNA, A. M. 2008. Caracterización trófica de la entomofauna asociada a paquetes de hojarasca en tres quebradas de la cuenca media del río Otún (Risaralda-Colombia). Tesis de Pregrado de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad del Valle. Santiago de Cali. 69 p.
- CHARÁ-SERNA, A. M., J. D. CHARÁ, M. D. C. ZÚÑIGA, R. G. PEARSON & L. BOYERO. 2012. Diets of leaf litter-associated invertebrates in three Tropical streams. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* 48 (2): 139-144. DOI: 10.1051/limn/2012013
- CHARÁ-SERNA, A. M., J. D. CHARÁ, G. ZÚÑIGA PEDRAZA & L. GIRALDO. 2010. Trophic classification of aquatic insects in eight sheltered streams of the Colombian coffee ecoregion. *Colombia Universitas Scientiarum* 15 (1): 27-36. DOI: 10.11144/javeriana.SC15-1.tcoa
- DOMÍNGUEZ, E., C. MOLINERI & C. NIETO. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.
- ENCALADA, A., M. RIERADEVALL, B. RÍOS-TOUMA & N. PRAT. 2011. Protocolo simplificado y guía de evaluación de la calidad ecológica de los ríos andinos (CERA). USFQ, UB, AECID, FONAG. Quito, Ecuador, 83 p.
- FLOWER, W. & C. DE LA ROSA. 2010. Ephemeroptera de Costa Rica. Capítulo 4. In: Springer, Ramírez y Hanson (Eds.). *Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica. Revista de Biología Tropical* 58 (Suppl 4), 97-136. DOI: 10.15517/rbt.v62i0
- GONZÁLEZ, S., Y. RAMÍREZ, A. MEZA & L. DIAS. 2012. Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de quebradas abastecedoras del municipio de Manizales. *Boletín Científico Museo de Historia Natural* 16 (2): 135-148.
- GUEVARA, G., G. REINOSO & F. VILLA. 2005. Estudio del orden Trichoptera en su estado larval en la cuenca del río Coello departamento del Tolima. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas* 17 (1): 59-70.
- JACOBSEN, D., C. CRESSA, J. MATHOOKO & D. DUDGEON. 2008. Macroinvertebrates: composition, life histories and production. In: Dudgeon, D. (Ed.). *Tropical stream ecology*. San Diego, USA. *Academic Press*. pp. 65-105.
- Manzo, V. 2005. Key to the South America genera of Elmidae (Insecta: Coleoptera) with distributional data. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40 (3): 201-208. DOI: 10.1080/01650520500140619
- MEZA-SALAZAR, A. M., J. RUBIO, L. DIAS, L. & J. WALTEROS. 2012. Calidad de agua y composición de Macroinvertebrados acuáticos en la Subcuenca alta del río Chinchiná. *Caldasia* 34 (2):443-456.
- MORENO, C. E. 2001. *Manual de métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA*, vol. 1. Zaragoza, 84 p.
- PARDO, I., M., ÁLVAREZ, J. CASAS, L. MORENO, S. VIVAS, N. BONADA, J. ALBA-TERCEDOR, P. JAIMEZ-CUPELLAR, G. MOYA, N. PRAT, S. ROBLES, S. SUAREZ, M. TORO & M. VIDAL-ABARCA. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica* 21 (3-4): 115-134
- PNNC (Parques Nacionales Naturales de Colombia). 2007. Plan básico de manejo 2005-2009 Santuario de flora y Fauna Otún Quimbaya. Dirección territorial de occidente. Medellín. Disponible en línea en: http://www.carder.gov.co/documentos/2999_Plan_de_manejo_SFF_Otun_Quimbaya.pdf (consultado el 4 de diciembre 2014).
- PRAT, N., R. ACOSTA, C. VILLAMARÍN & M. RIERADEVALL. 2012a. Guía para el reconocimiento de las larvas de Chironomidae (Diptera) de

- los ríos Altoandinos de Ecuador y Perú. Grupo de Investigación F. E. M. Departamento de Ecología, Universidad de Barcelona. 38 p.
- PRAT, N., M. RIERADEVALL & P. FORTUÑO. 2012b. Metodología F.E.M. para la evaluación del estado ecológico de los ríos Mediterráneos. Freshwater Ecology and Management Research Group. Departamento d'Ecología. Universitat de Barcelona. 44 p.
- PRAT, N., R. ACOSTA, C. VILLAMARÍN & M. RIERADEVALL. 2009. Guía para el reconocimiento de las larvas de Chironomidae (Diptera) de los ríos altoandinos de Ecuador y Perú. Clave para la determinación de los géneros. Grupo de Investigación F.E.M. Departamento de Ecología, Universidad de Barcelona, Barcelona, 75 p.
- POSADA-GARCÍA, J. A., & G. ROLDÁN-PÉREZ. 2003. Clave ilustrada y diversidad de las larvas de Trichoptera en el nor-occidente de Colombia. *Caldasia* 25 (1): 169-192.
- RAMÍREZ, A. & P. E. GUTIÉRREZ-FONSECA. 2014a. Estudios sobre macroinvertebrados acuáticos en América Latina: avances recientes y direcciones futuras. *Revista de Biología Tropical* 62: 9-20.
- RAMÍREZ, A., & P. E. GUTIÉRREZ-FONSECA. 2014b. Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. *International Journal of Tropical Biology and Conservation* 62: 155-167.
- RANGEL, O. 2000. *Clima en Colombia. Colombia Diversidad Biótica III. La región de vida paramuna*. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia- Instituto de Investigación en Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá. 902 p.
- RIOS-TOUMA, B., A. C. ENCALADA & N. F. PRAT. 2011. Macroinvertebrate Assemblages of an Andean High-Altitude Tropical Stream: The Importance of season and Flow. *International Review of Hydrobiology* 96 (6): 667-685. DOI: 10.1002/iroh.201111342
- RODRÍGUEZ-BARRIOS, J., R. OSPINA-TÓRRES & R. TURIZO-CORREA. 2011. Grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados acuáticos en el río Gaira, Colombia. *Revista de Biología Tropical* 59 (4): 1537-1552.
- ROLDÁN PÉREZ, G. & J. RAMÍREZ RESTREPO. 2008. *Fundamentos de limnología neotropical*. Colección Ciencia y Tecnología. Editorial Universidad de Antioquia. Colombia. 417 p.
- ROLDÁN G. 1998. *Guía para el Estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia*. Fondo FEN Colombia. COLCIENCIAS. Universidad de Antioquia. Medellín. 217 p.
- Secretaría de la Convención RAMSAR. 2010. *Inventario, evaluación y monitoreo: Marco Integrado para el inventario, la evaluación y el monitoreo de humedales*. Manuales Ramsar para el uso racional de los humedales, Cuarta edición, vol. 13.
- SILVEIRA, M. P., J. F. D. QUIROZ & R. C. BOEIRA. 2004. *Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos*. Embrapa Meio Ambiente. Comunicado Técnico No. 19. Sao Paulo, Brasil. Disponible en línea en: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/14553/1/comunicado19.pdf>
- SPRINGER, M. 2010. Capítulo 7: Trichoptera. In: Springer, M., A. Ramírez & P. Hanson (Eds.). Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. *Revista de Biología Tropical* 58 (4): 151-198.
- VANNOTE, R. L., G. W. MINSHALL, K. M. CUMMINS, J. R. SEDELL & C. E. CUSHING. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37 (1): 130-137.
- VILLAMARÍN, C. 2012. Estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos andinos de Ecuador y Perú. Diseño de un sistema de medida de la calidad del agua con índices multimétricos. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona, 207 p.
- VILLAMARÍN, C., M. RIERADEVALL, M. PAUL, M. BARBOUR & N. PRAT. 2013. A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA index. *Ecological indicators* 29: 79-92. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.12.006.
- WALTEROS, J. M. & J. F. DAZA CASTRO. 2011. Caracterización hidrobiológica y evaluación ecológica de la calidad del agua del río Guarínó, Departamento de Caldas. *Revista de Ciencias* 12: 31-44.
- WALTEROS-RODRÍGUEZ, J. M. Y J. E. PAIBA-ALZATE. 2010. Estudio preliminar de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la reserva forestal Torre Cuatro. *Boletín Científico museo de Historia Natural* 14 (1): 137-149.
- ZÚNIGA, M., J. CHARÁ, J., L. GIRALDO, A. CHARÁ-SERNA & G. PEDRAZA. 2013. Composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en pequeñas quebradas de la región andina colombiana, con énfasis en la entomofauna. *Dugesiana* 20 (2): 263-277.
- ZÚNIGA, M. & W. CARDONA. 2009. Bioindicadores de calidad de agua y caudal ambiental. In: Cantera, J. Carvajal & L. M. Castro (Eds.). *Caudal ambiental: conceptos, experiencias y desafíos*. Cali: Programa editorial de la Universidad del Valle. pp. 167-197.

Effects of agricultural water withdrawal in the fluvial habitat of benthic macroinvertebrates in Chile

Efectos de la extracción agrícola del agua en el hábitat fluvial de macroinvertebrados bentónicos en Chile

Meyer Guevara-Mora, Pablo Pedreros, Roberto Urrutia and Ricardo Figueroa

Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile
e-mail: entomomeyer@gmail.com

Recibido: 20 de mayo de 2015.

Aceptado: 09 de febrero de 2016.

Guevara-Mora M., P. Pedreros, R. Urrutia and R. Figueroa. 2016. Effects of agricultural water withdrawal in the fluvial habitat of benthic macroinvertebrates in Chile. *Hidrobiológica* 26 (3): 373-382.

ABSTRACT

Background. The climatic and geographic characteristics of Central Chile allow the concentration of high water demand from agricultural activities in low order rivers. Changes in the hydrologic regime of these rivers should affect the habitat availability of endemic benthic macroinvertebrates. However, the impact of water diversion in the Chilean rivers is poorly understood. **Goals.** We want to determine the effects of water abstraction in the habitat of benthic macroinvertebrates with biotic indices. **Methods.** We sampled nutrients, macroinvertebrates, and morphological characteristics of three rivers affected by agricultural water extractions in the Itata basin (Chile). We assess the habitat alteration and benthic macroinvertebrate assemblage through the measurement of depth, current velocity, Froude number, wetted width/depth ratio, dissolved oxygen, and biotic indices. **Results.** Traditional methods of constructing the weirs affect the water level in the sampling sites. Most of the habitat parameters shows variation between the control and impact sampling sections, but only Shannon and Simpson diversity indices were statistical different. **Conclusions.** The increase in taxonomical resolution of benthic macroinvertebrates in the Mediterranean zone of Chile could improve detection of environmental impacts of water extraction. We suggest the use of biological traits in order to determine specific relationships between water withdrawals and environmental changes in low order rivers of Chile affected by water extraction.

Key words: Agriculture, aquatic insects, flow, stream disturbance, water extractions.

RESUMEN

Antecedentes. Las características climáticas y geográficas de Chile Central permiten la concentración de alta demanda de agua para las actividades agrícolas en los ríos de bajo orden. Los cambios en el régimen hidrológico de estos ríos podrían afectar la disponibilidad de hábitat para las especies endémicas de macroinvertebrados bentónicos. Sin embargo, el impacto de la extracción del agua en ríos de Chile ha sido poco estudiado en esta área. **Objetivos.** Se determinaron los efectos de la extracción del agua en el hábitat de los macroinvertebrados bentónicos mediante índices bióticos. **Métodos.** Se colectaron muestras de nutrientes y de las características morfológicas de 3 ríos afectados por las extracciones de agua en la cuenca del Itata, Chile para establecer el efecto en los ensamblajes de macroinvertebrados bentónicos. Evaluamos la alteración del hábitat y los cambios en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos a través de la medición de la profundidad, velocidad de la corriente, número de Froude, ancho del río/profundidad, oxígeno disuelto, índices bióticos y de diversidad. **Resultados.** Los métodos tradicionales para la construcción de las estructuras de derivación de caudal afectaron el nivel del agua en los sitios de muestreo. La mayoría de los parámetros relacionados con el hábitat variaron entre los puntos de control e impacto, pero únicamente los índices de Shannon y Simpson mostraron diferencias estadísticamente significativas. **Conclusiones.** El aumento en la resolución taxonómica para la determinación de los macroinvertebrados bentónicos de la zona mediterránea de Chile podría favorecer la detección de los impactos ambientales asociados a la extracción de agua. Sugerimos el uso de rasgos biológicos para poder establecer relaciones específicas entre las extracciones de agua y los cambios ambientales en los ríos de orden bajo de Chile.

Palabras clave: Agricultura, caudal, extracción de agua, insectos acuáticos, perturbaciones en ríos.

INTRODUCTION

The Mediterranean central area of Chile is a hot spot for biodiversity conservation (Myers *et al.*, 2000; Valdovinos, 2008) due to the high diversity and species richness of some taxonomic groups like Plecoptera, Trichoptera, and Ephemeroptera (Figueroa *et al.*, 2013; Palma & Figueroa, 2008). In this area, physiographic and climatic conditions promote fluvial habitat diversity that enhances the fluvial habitat patchiness in low order rivers (Andreoli *et al.*, 2012). However, the concentration of agricultural activities threatens the natural hydrologic regime of the rivers (Bonada & Resh, 2013; Figueroa *et al.*, 2013; Habit *et al.*, 2006).

Agriculture activities mainly increase the concentrations of nitrate and phosphorus on the aquatic ecosystems (Dudgeon *et al.*, 2006; Vörösmarty *et al.*, 2010) in several basins of the central zone of Chile. The actual concentration of these compounds do not represent a hazard condition (Pizarro *et al.*, 2010; Ribbe *et al.*, 2008), but increasing demand of water in agriculture should modify the flow and hydromorphological characteristics of low order rivers (Andreoli *et al.*, 2012).

The natural flow regime is fundamental in low order river conservation, because it produces shifting habitat conditions (Poff *et al.*, 1997; Stanford *et al.*, 2005; Townsend *et al.*, 1997), which increases the aquatic biodiversity (Death 2010; Townsend *et al.*, 1997). Most of the scientific literature about flow alteration in Chilean rivers focuses on the relation between aquatic fauna (fish assemblage) and hydroelectric dams (Andreoli *et al.*, 2012; García *et al.*, 2011; Habit *et al.*, 2007). For example, Habit *et al.* (2007), detected changes in the fish assemblage by the construction and operation of the Laja and Rucúe dams, since irrigation water withdrawals in the Laja River tends to increase the perturbation on the river's ecosystem. Moreover, García *et al.* (2011), detected changes in the hydraulic characteristics (velocity and depth) of the Biobío River due to the daily peaks of electric demand during summer with possible effects on fish feeding behavior or spatial distribution.

Similar to other world regions (Bonada & Resh, 2013; Chessman *et al.*, 2011; Dewson *et al.*, 2007a), in the central zone of Chile many irrigation users collect water from low order rivers during their base flows of spring and summer (Figueroa *et al.*, 2007). Thus, the aim of our study was to determine the effects of water abstraction on the habitat of benthic macroinvertebrates in low order rivers of Chile's central zone. We also determined the relationship between macroinvertebrate biotic indices (ChSIGNAL and EPT) and flow reduction to improve the conservation of Mediterranean rivers in Chile.

MATERIAL AND METHODS

Characteristics of the sampling sites. We selected 3 sampling sites (Dehesa, Recinto, and Marchant) with different regimes of water abstraction in the Itata basin. Due to the position of the diversion points in private lands and geographical access, we were only able to collect information in the selected points. All the sampling sites are located in different low order rivers of the Itata basin, a Mediterranean climate area with annual average temperature of 14.1 °C and 1550 mm of precipitation (Di Castri & Hajek, 1976; Urrutia *et al.*, 2009a).

Native forests of evergreen *Drimys winteri* and *Nothofagus* spp. are common in the foothills, while agriculture landscapes prevail in the central valley (Figueroa *et al.*, 2013). According to Figueroa *et al.* (2007),

and Debels *et al.* (2005), there is good water quality in the watershed; the sewage discharge of the city of Chillán is the only factor related to nutrient enrichment at a lower altitude (see Fig.1).

All sampling sites have their channel morphology modified by the construction of small weirs with boulders, sand bags, or wood. Steel doors and sand bags partially seal the irrigation channels during the winter flow, and avoid inundation of agricultural field in Dehesa and Marchant sites. The riverbed is composed of an alternate combination of cobbles with riffle and pool, a common characteristic of the rivers in Chile's central zone (Andreoli *et al.*, 2012; Figueroa *et al.*, 2013).

Habitat sampling. At all sampling sites, we selected a 100 m reach section before (control) and after (impact) the weirs. According to Dewson *et al.* (2007c), 100 m reach is enough to observe the effects of water abstraction and there is no chance of flow recovering by groundwater. To characterize the trophic status of the sampling sites, we collected water samples for NO₂ (mg/L), NO₃⁻ (mg/L), NH₄⁺ (mg/L), Organic N (mg/L), Total N (mg/L), Organic P (mg/L), Total P (mg/L), PO₄³⁻ (mg/L), and Suspended solids (mg/L) analysis in March (low flow) and August 2013 (high flow). Water samples were kept cold until their analyses in the Environmental Chemistry Laboratory, EULA Center for Environmental Sciences, University of Concepción (Eaton *et al.*, 2005).

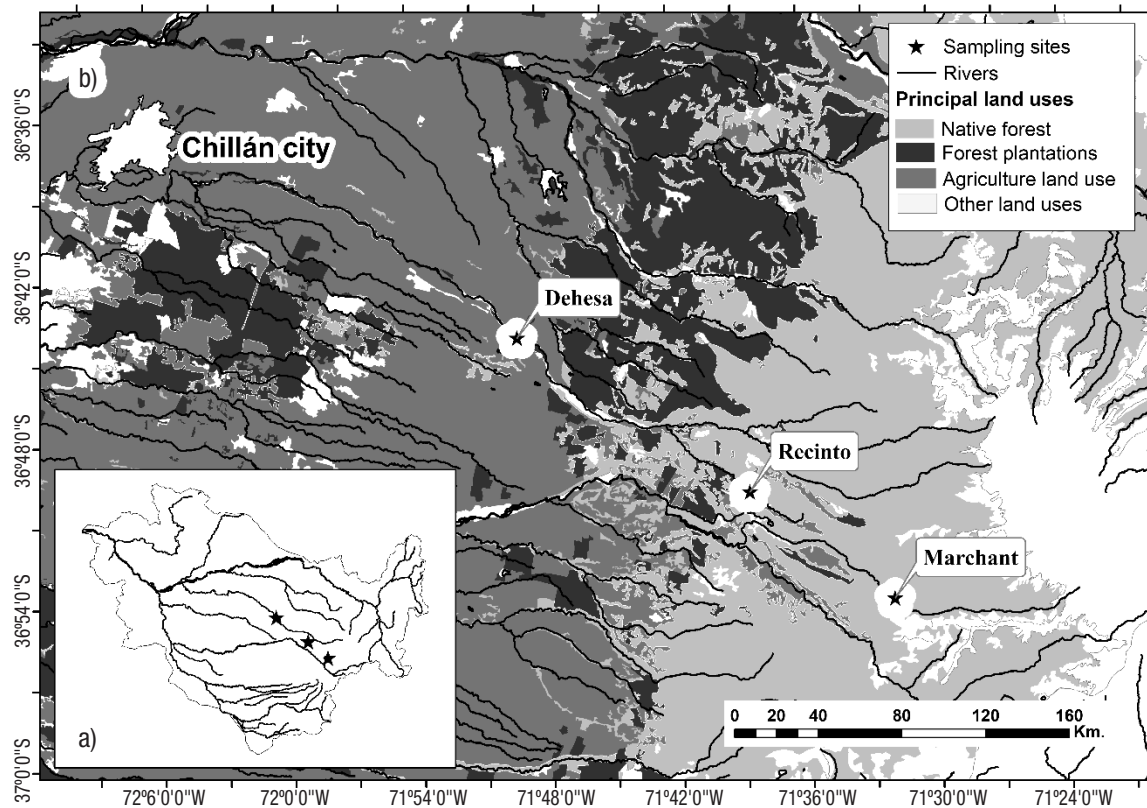
We recorded the habitat characteristics (water depth, river wetted width, current velocity) and *in situ* chemical parameters in six random points on every reach during the low flow period (October, December 2012, and March 2013) and high flow period (August 2013). The selected *in situ* physico-chemical parameters were temperature, conductivity (Hanna Instruments HI 9835), pH (Hanna Instruments HI 9126), and dissolved oxygen (Hanna Instruments HI 9146).

Stream discharge (L/s) was determined in control and impact reach by 10 equidistant measurements of depth and current velocity (0.6 depth) with a Gurley 1100.1 Flow Velocity Indicator (Gore, 2007).

Macroinvertebrate sampling. We sampled benthic macroinvertebrate community for each stream reach section on all sampling dates. All the macroinvertebrate sampling sites were near to habitat sampling. A Surber sampler (mesh size=250 µm, 0.09 m² area) was placed in 6 random points to remove organisms. The organisms collected were fixed in 95% alcohol and transported to Bioindicators Laboratory at the EULA Center for Environmental Sciences. We identified the macroinvertebrates to the family level with the available taxonomic literature (Dominguez *et al.*, 2006; Stark *et al.*, 2009). A higher taxonomic resolution was not possible due to the scarce taxonomic knowledge of the Mediterranean area (Figueroa *et al.*, 2013) and the small size of most of the organisms (*e.g.* Gripopterygidae).

Biodiversity indices of Shannon (H') and Simpson (D'), total abundance, and family richness were determined to describe the changes in macroinvertebrate assemblage between control and impact reach sections.

In order to assess the sensitivity of biotic indices to water extraction, we selected the ChSIGNAL and EPT index. The ChSIGNAL is an adaptation of the SIGNAL index (Chessman, 2003) with benthic macroinvertebrates of Chile (see Figueroa *et al.*, 2007). The EPT index corresponds to the count of families from the Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera orders collected at the sampling sites (McKay & King, 2006).



Figures 1a-b. Location of the sampling sites in the Itata basin (a) and principal land use (b) in the Mediterranean central area of Chile.

Statistical analysis. To assess the relation between habitat variables and flow (L/s), a Pearson correlation was used ($R > 0.8$; $p < 0.05$). Furthermore, two data matrices were used: 1) aggregated data of all the sites in order to detect a general response of the streams of the area, and 2) separated data of every site to define specific responses to low flow conditions.

Statistical difference between the control and impact reach sections in low flow were calculated with the Student T-test ($p < 0.05$), but the differences between low flow (spring/summer) and high flow (winter) conditions were calculated with ANOVA BACI design (Downes, 2002). In the BACI model for statistical differences, B corresponds to each of the sampling dates in spring or summer, A is the sampling date in high flow period (winter), C refers to control reach sections, and I is the impact reach sections. Therefore, a significant difference in the BA x CI indicated that the change in the environmental parameter is associated with water withdrawals (Downes, 2002).

The relationship between habitat parameters, biotic and diversity indices was established with a Multiple Linear Regression analysis, Akaike Information Criterion, and the Forward/Backward selection in the MASS statistical package (Venables & Ripley, 2002). Then, the most important environmental predictor was determined from the previous selected variables with all-subsets by a regression model in LEAPS R statistical package ($p < 0.05$).

The differences in the macroinvertebrate community assemblage were determined with ADONIS statistical analysis (Anderson, 2001).

Comparisons were made using the Bray Curtis similarity matrix. Previously, abundance data were transformed to $\text{Log}_{10}(x+1)$ in order to reduce the contribution of the families with greater numerical representation in the samples (Anderson *et al.*, 2006; Gauch, 1982). IndVal (Dufrene & Legendre, 1997) established the most important families in terms of the differences between control and impact reach sections. The IndVal method considers the abundance and relative frequency of the different families in each sample in order to assign an indicator value and a probability p derived from the Monte Carlo permutation.

RESULTS

The weirs modified the discharge in all the sampling sites. The highest summer flow reduction was registered in Dehesa (97.7%), while the lowest was in Recinto (26.1%), both in December 2012. In August 2013 (winter period), we observed closed weirs in Marchant and Dehesa; however, it was possible to record some water withdrawals (Table 1). Only water depth ($R: 0.85$; $p < 0.05$), current velocity ($R: 0.84$; $p < 0.05$), and conductivity ($R: 0.65$; $p < 0.05$) showed correlation with the flow measurements. According to the chemical characteristics, Dehesa and Recinto showed oligotrophic conditions in low and high flow periods ($< 0.03 \text{ mgL}^{-1} \text{ NH}_4^+$, $< 0.2 \text{ mgL}^{-1} \text{ NO}_3^-$, $< 0.04 \text{ mgL}^{-1} \text{ PO}_4^{3-}$). In Marchant the concentration of NO_3^- (0.384 mgL^{-1}) and PO_4^{3-} (0.13 mgL^{-1}) tends to decrease in the high flow period ($0.293 \text{ mgL}^{-1} \text{ NO}_3^-$ and $0.06 \text{ mgL}^{-1} \text{ PO}_4^{3-}$) (Table 2).

Table 1. Temporal flow variation (L/s) in control and impact reach sections of the sampling sites.

Site / Reach section	October 2012	December 2012	March 2013	August 2013
Dehesa Control	110.8	323.9	368.6	3256.3
Dehesa Impact	23.6	34.0	33.2	2960.8
Dehesa % of flow reduction	78.7	89.5	91.0	9.1
Recinto Control	217.2	92.8	54.4	377.6
Recinto Impact	135.5	68.6	22.9	359.8
Recinto % of flow reduction	37.6	26.1	57.9	4.7
Marchant Control	1806.7	1245.7	1018.5	2357.5
Marchant Impact	1108.5	661.8	728.4	2108.2
Marchant % of flow reduction	38.6	46.9	28.5	11.8

Most of the habitat variables showed variation between control and impact reach sections (Table 3). The coefficient of variation (control < impact) was higher than 10% for depth, current velocity, wetted width/depth ratio, Froude number, richness, abundance, and EPT. The t-test detected statistical differences ($p < 0.05$) for dissolved oxygen, depth, Froude number, current velocity, wetted width/depth ratio, Shannon and Simpson's diversity (Fig. 2). Neither EPT nor ChSIGNAL biotic indices showed statistical differences between control and impact reach sections (Fig. 2).

Comparing low and high flow sampling dates with ANOVA BACI design, only current velocity showed significant differences in 2 different sampling dates (October 2012 and March 2013). No statistical differences were detected for water temperature, wetted width, and hydraulic Froude number in December 2012 (Table 4). According to linear regression models, habitat and chemical parameters were good predictors of community assemblages; however, it was not possible to establish a significant model with the Simpson diversity index. The best significant model ($R^2 = 0.37$) was determined for ChSIGNAL index (pH and DO), while the lower explanatory power of the models was recorded for Shannon diversity ($R^2 = 0.19$) (Table 5).

The total abundance of benthic macroinvertebrate was 41133 individuals (3173 individuals/m²), distributed in 10 orders and 49 families. The order with the highest abundance was Diptera ($n = 16465$), followed by Ephemeroptera ($n = 7371$), Trichoptera ($n = 7122$), and Plecoptera ($n = 6486$). The highest abundance of Baetidae, Leptophlebiidae (Ephemeroptera), Gripopterygidae, and Notonemouridae (Plecoptera) occurred during low flow. Significant differences in macroinvertebrate assemblage were established in October and December 2012 (low and high flow), while in March, differences were determined for the control and impact reach sections (Table 6). The IndVal test determined that Notonemouridae (Plecoptera; IndVal: 0.385, $p: 0.004$) was a good indicator for impact reach sections, while Diamphipnoidea (Plecoptera; IndVal: 0.630, $p: 0.002$) or Glossosomatidae (Trichoptera; IndVal: 0.394, $p: 0.036$) were a good indicator for the control reaches of all the sites.

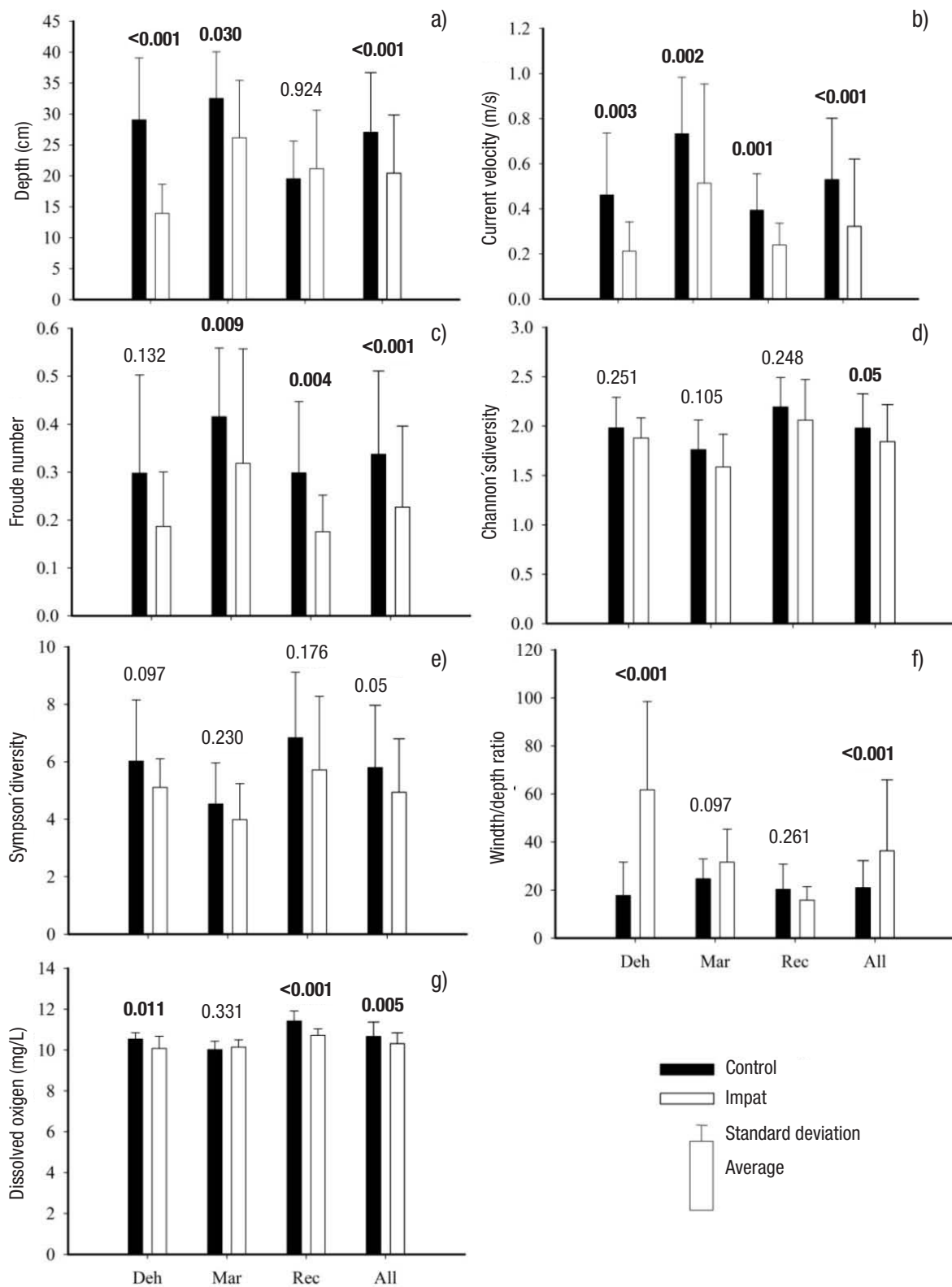
DISCUSSION

In this study, diversion structures in the rivers produced a contraction of the fluvial habitat, low variation of chemical characteristics, and changes in the macroinvertebrate community assemblage. To our knowledge, this is the first study that determines the impact of irrigation withdrawals in the Chilean rivers, although irrigation agriculture consumes 85% of available water resources and modifies natural flow regimen (Figueroa *et al.*, 2013).

The natural flow has direct influence in the water chemical composition of the rivers (Bunn & Arthington, 2002; Dewson *et al.*, 2007a; Larned *et al.*, 2010). Particularly, it has been reported that scarce water conditions produce temporal and spatial changes in nitrogen compounds (Caruso, 2002; Dahm *et al.*, 2003; Von Schiller *et al.*, 2011), therefore similar trends are expected in rivers with intense agricultural water withdrawals. However, in this study we detected no significant chemical changes in the nutrients that could be related to good river conservation in the area (Debels *et al.*, 2005; Figueroa *et al.*, 2007; Urrutia *et al.*, 2009b). Nor could we find a traditional river damming method that does not promote changes in the ionic composition of the surface waters by anoxic conditions (Ahearn *et al.*, 2005; Friedl & Wüest, 2002).

Table 2. Concentration of nutrient and suspended solids for the sampling sites on the Itata basin, Chile, in low (March 2013) and high flow (August 2013) hydrological conditions (Values in **bold** = Under detection limit).

Date	Site	Reach	NO ₂ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg/L)	Organic N (mg/L)	Total N (mg/L)	Organic P (mg/L)	Total P (mg/L)	PO ₄ ³⁻ (mg/L)	Suspended solids (mg/L)
March	Marchant	Control	0.015	0.384	0.03	0.04	0.15	0.04	0.12	0.13	1.0
		Impact	0.015	0.384	0.03	0.06	0.17	0.03	0.11	0.13	1.0
	Recinto	Control	0.077	0.039	0.03	0.03	0.09	0.02	0.03	0.04	1.0
		Impact	0.076	0.038	0.03	0.03	0.09	0.01	0.02	0.04	1.0
	Dehesa	Control	0.015	0.025	0.03	0.04	0.07	0.01	0.04	0.04	4.3
		Impact	0.015	0.037	0.03	0.04	0.08	0.01	0.05	0.04	5.0
August	Marchant	Control	0.015	0.293	0.03	0.01	0.10	0.04	0.06	0.06	1.2
		Impact	0.015	0.202	0.03	0.03	0.10	0.03	0.05	0.05	1.0
	Recinto	Control	0.015	0.139	0.03	0.01	0.06	0.01	0.02	0.04	2.0
		Impact	0.015	0.410	0.03	0.01	0.12	0.01	0.01	0.04	2.3
	Dehesa	Control	0.015	0.101	0.03	0.04	0.09	0.01	0.01	0.04	1.0
		Impact	0.015	0.121	0.03	0.03	0.09	0.01	0.01	0.04	1.0



Figures 2a-g. Habitat parameters and diversity indices with *T test* statistically significant differences ($p < 0.05$) between control and impact reach sections in low flow period on Itata basin, Chile. (Deh = Dehesa; Mar = Marchant; Rec = Recinto; All = aggregation of all the sites).

Table 3. Mean (\bar{x}), standard deviation (SD), and variation coefficient (CV) of the habitat characteristics and community assemblage descriptors in control and impact reach sections in low flow sampling dates, in central area of Chile.

Parameters		Recinto		Marchant		Dehesa		All sites	
		Control	Impact	Control	Impact	Control	Impact	Control	Impact
Dissolved oxygen (mg/L)	\bar{x}	11.42	10.72	10.02	10.15	10.54	10.08	10.66	10.31
	SD	0.49	0.32	0.41	0.35	0.31	0.60	0.71	0.52
	CV (%)	4	3	4	3	3	6	7	5
Temperature (°C)	\bar{x}	10.11	10.88	13.83	13.69	16.29	15.85	13.41	13.47
	SD	0.99	2.41	0.71	0.63	2.94	3.09	3.13	3.04
	CV (%)	10	22	5	5	18	19	23	23
pH	\bar{x}	7.23	7.52	7.81	7.80	7.74	7.70	7.59	7.67
	SD	0.22	0.16	0.27	0.31	0.22	0.13	0.35	0.24
	CV (%)	3	2	3	4	3	2	4	3
Conductivity (μScm^{-1})	\bar{x}	36.56	38.41	228.7	229.2	118.4	118.9	127.9	128.8
	SD	1.69	4.31	23.22	22.18	17.13	16.62	81.16	80.53
	CV (%)	5	11	10	10	14	14	63	62
Wetted width (cm)	\bar{x}	358.2	295.3	753.6	717.9	459.2	716.0	523.6	576.4
	SD	145.65	68.04	93.7	58.54	272.4	231.3	249.2	245.0
	CV (%)	41	23	12	8	59	32	47	42
Depth (cm)	\bar{x}	19.53	21.17	32.53	26.14	29.06	13.94	27.04	20.42
	SD	6.09	9.46	7.51	9.29	10.01	4.71	9.64	9.43
	CV (%)	31	45	23	35	34	34	36	46
Current velocity (m^3s^{-1})	\bar{x}	0.39	0.24	0.73	0.51	0.46	0.21	0.53	0.32
	SD	0.16	0.09	0.25	0.43	0.27	0.13	0.27	0.30
	CV (%)	41	40	34	85	60	61	51	92
Width/depth ratio	\bar{x}	20.33	15.77	24.73	31.64	17.71	61.68	20.92	36.36
	SD	10.50	5.59	8.20	13.72	13.94	36.82	11.31	29.57
	CV (%)	52	35	33	43	78	60	54	81
Froude #	\bar{x}	0.30	0.17	0.41	0.23	0.30	0.18	0.34	0.23
	SD	0.14	0.07	0.14	0.75	0.20	0.11	0.17	0.17
	CV (%)	50	43	34	75	69	61	51	74
Richness	\bar{x}	16.44	16.11	13.3	11.33	12.56	10.94	14.09	12.80
	SD	2.68	4.24	3.40	4.10	2.38	2.66	3.28	4.36
	CV (%)	16	26	26	36	18	24	23	34
Abundance	\bar{x}	265.4	145.1	289.5	387	195.7	108.8	250.2	213.7
	SD	197.05	90.12	239.5	352.4	212	88.19	216.7	246
	CV (%)	74	62	83	91	100	81	87	100
Shannon (H')	\bar{x}	2.19	2.06	1.76	1.59	1.98	1.88	1.98	1.84
	SD	0.29	0.41	0.30	0.33	0.31	0.20	0.35	0.38
	CV (%)	14	20	17	21	16	10	17	20
Simpson (D)	\bar{x}	6.84	5.72	4.53	3.98	6.02	5.11	5.80	4.93
	SD	2.28	2.56	1.43	1.26	2.13	0.99	2.17	1.85
	CV (%)	33	45	31	32	35	19	37	38
EPT	\bar{x}	8.28	8.11	6.27	5.66	4.00	3.89	6.18	5.89
	SD	1.60	2.37	1.96	2.40	1.08	1.32	2.35	2.69
	CV (%)	19	29	31	42	27	34	38	46
ChSIGNAL	\bar{x}	6.68	6.45	5.63	5.37	6.10	6.14	6.14	5.99
	SD	0.48	0.71	0.60	0.49	0.48	0.53	0.67	0.74
	CV (%)	7	11	11	9	8	9	11	12

Table 4. Summary of ANOVA test for BA x CI comparison in control and reach sections of all the sampling sites, in central area of Chile. (Itata basin).

	October 2012		December 2012		March 2013	
	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>
Dissolved oxygen (mg/L)	4.83	0.032*	2.57	0.110	0.87	0.350
Temperature (°C)	2.65	0.110	0.03	0.870	0.32	0.570
pH	12.21	<0.001**	0.57	0.450	0.03	0.860
Conductivity (µS/cm)	4.31	0.042*	0.45	0.510	0.05	0.830
Wetted width (cm)	0.94	0.340	0.44	0.500	0.75	0.390
Depth (cm)	1.57	0.220	3.83	0.055	8.4	0.005*
Current velocity (m/s)	4.51	0.038*	3.27	0.075	7.83	0.007*
Width/depth ratio	2.28	0.140	3.17	0.080	6.06	0.016*
Froude number	3.25	0.076	1.63	0.206	2.92	0.092

* = $p < 0.05$. ** = $p < 0.01$

Dissolved oxygen was the only parameter that showed statistical differences between control and impact sampling sites. Several authors indicate that DO concentration decreases in river water withdrawals (Dewson *et al.*, 2007b; McKay & King, 2006) related to reduced turbulence conditions or increasing heating exposure (Brown *et al.*, 2012; Chessman *et al.*, 2010; Dewson *et al.*, 2007b). At the sampling sites, dense riparian forest protected the rivers from increased heating, and low depth/wide values can explain the lack of differences in the thermal regimen (Pedreros *et al.*, 2013).

The principal indicator of turbulence perturbation in our study was the Froude number. The Froude number is closely related to current velocity and water depth, and is considered a good indicator of the hydraulic and microhabitat characteristics for the benthic macroinvertebrates (Brooks *et al.*, 2005; Allan & Castillo, 2007). Although a high Froude number has been related to reduced macroinvertebrate abundance (Brooks *et al.*, 2005), the positive relationship with the abundance in our sampling sites could be explained by the trade-off between the good oxygen conditions and the energy budget to keep oxygen suitable

habitats for macroinvertebrates. In this sense, extreme current velocity during floods leads to movement of the river bed with direct influence in the macroinvertebrate community (Death & Zimmermann, 2005; Schwendel *et al.*, 2010), but harsh hydraulic conditions do not promote the presence of high abundance of benthic macroinvertebrates.

According to Gowns and Davis (1994), turbulent conditions are also necessary for the suspended food supply ingested by passive filterer macroinvertebrates. According to Walters and Post (2011) and Wills *et al.* (2006), a 90% reduction in the available flow has been correlated with a decrease of filter feeding macroinvertebrates and an increase of predatory species. Although we did not detect changes in the functional feeding groups in our sampling sites, we expected a similar tendency in the more arid zones of Chile.

In our sampling sites, temporal variation of water abstraction and high flow period promotes a reset opportunity as the macroinvertebrate community recolonizes the sampling sites. During high flow periods, the principal mechanism for site recolonization is active drifting, widely

Table 5. Multiple linear regression and single best parameter for all the sampling sites during low flow, in central area of Chile (Itata basin).

	Chemical parameters				Physical parameters					Statistical analysis		
	OD	Temp	Cond	pH	Vel	Wid	Dep	Fr	Wid/Dep ratio	R ²	<i>p</i>	Slope
Richness	X		✓				X	X		0.22	<0.001	-
Abundance					X		X	✓		0.20	<0.001	+
Shannon	X	X		X	X	✓	X	X	X	0.19	<0.001	-
Simpson	X	X		✓	X			X		0.06	0.070	-
EPT	X			✓		X	X	X	X	0.25	<0.001	-
ChSIGNAL	✓			X						0.37	<0.001	+

Note: Chemical parameters correspond to dissolved oxygen (OD), temperature (Temp), conductivity (Cond), and pH. Physical parameters are water velocity (Vel), wetted width (Wid), depth (Dep), number of Froude (Fr), wetted width/depth ratio (WW/Dep). The value of R² corresponds to the Adjusted R². The statistical significance of the multiple regression model is denoted (*p*). The significant parameters of multiple regression are marked (X), as well as the best singular parameter (✓)

Table 6. Summary of ADONIS test for statistical differences ($p < 0.05$) in the macroinvertebrate assemblage between reach sections in low and high flow sampling dates at Itata basin, Chile.

	October 2012		December 2012		March 2013	
	R ²	<i>p</i>	R ²	<i>p</i>	R ²	<i>p</i>
Before-After (BA)	0.107	0.001	0.085	0.013	0.104	0.001
Control-Impact (CI)	0.029	0.003	0.027	0.001	0.009	0.474
BA x CI	0.028	0.003	0.026	0.022	0.009	0.436

used for the environmental assessment of the flow disturbance and river health (Death *et al.*, 2009; Dewson *et al.*, 2007b; James *et al.*, 2009). In Chile, active drifting behavior is related to a circadian cycle (Figueroa *et al.*, 2000), but more information is required regarding this dispersal mechanism as a functional bioindicator technique.

In this study, we did not detect statistical differences in the abundance or family richness indicators. However, the presence of statistical differences in the Shannon and Simpson indices for the accumulative abundance of benthic macroinvertebrates could reflect some sensitive responses to low flow conditions. In this sense, EPT families were defined as a good bioindicator in controlled (Death *et al.*, 2009) or non controlled water withdrawals (Wills *et al.*, 2006). In contrast, other studies determined the importance of specific habitat characteristics in order to detect environmental impacts through the EPT index (McKay & King, 2006)

The use of biotic indices is a common practice to determine the environmental impacts on surface waters (Bonada *et al.*, 2006; Rosenberg & Resh, 1993). In Chile, the CHSignal demonstrates sensibility to water pollution in the semiarid rivers of northern Chile (Alvial *et al.*, 2012) or in the Chillán River, a tributary of the Itata River (Figueroa *et al.*, 2007). Similar trends were determined for other biotic indices like RIVPACS (Armitage & Petts, 1992) or AUSRIVAS (Chessman *et al.*, 2010).

We believe that the communities in the study area have suffered this type of impact for many years, so they have developed strategies to survive in adverse environmental conditions (Miller *et al.*, 2007). In Mediterranean climate areas, seasonal predictable flow variations are closely related to macroinvertebrate biological or behavioral characteristics (Bonada *et al.*, 2007), which give us the opportunity to record the magnitude of water abstraction (Dolédec & Statzner, 2010; Menezes *et al.*, 2010). In contrast, Walters and Post (2011) indicated that trait and classical taxonomic approach have the same power to detect habitat changes in low flow condition, but they do not discard evaluating specific traits like high crawling or armoring and resistance characteristics of macroinvertebrates. In Chile, the scarcity of available biological and taxonomic information regarding several macroinvertebrates families limits the improvement of bioindicator techniques (Stark *et al.*, 2009). For example, the Gripopterygidae family has 55% undetermined species (Vera & Camousseight, 2006), but Growns and Davis (1994) determined positive correlation of this family with the Froude number in Australian rivers. In addition, the conservation of endemic macroinvertebrates in low order rivers of Mediterranean Chile requires bioindicator techniques to be improved in accordance to the expected low rainfall and increased temperature (Figueroa *et al.*, 2013; Pedreros *et al.*, 2013).

ACKNOWLEDGMENTS

The preparation of this document was possible with partial support from Projects No. 212310060-10 DIUC, University of Concepción and FONDAP CRHAM No. 15130015, CONICYT, Chile. The manuscript forms part of Meyer Guevara's PhD thesis, supervised by R. Figueroa. Partial studies support was given by MICIT-Costa Rica and OAS Scholarship for Graduate Studies.

REFERENCES

- AHEARN, D., R. SHEIBLEY & R. DAHLGREN. 2005. Effects of river regulation on water quality in the lower Mokelumne River, California. *River Research and Applications* 21 (6): 651-670. DOI: 10.1002/rra.853
- ALVIAL, I. E., D. H. TAPIA, M. J. CASTRO, B. C. DURAN & C. A. VERDUGO. 2012. Analysis of benthic macroinvertebrates and biotic indices to evaluate water quality in rivers impacted by mining activities in northern Chile. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 407 (1): DOI: 10.1051/kmae/2012027
- ALLAN, J. & M. CASTILLO. 2007. *Stream Ecology. Structure and function of running waters*. Springer, Netherlands. 436 p.
- ANDERSON, M. J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26 (1): 32-46. DOI: 10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x
- ANDERSON, M. J., K. E. ELLINGSEN & B. H. McARDLE. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* 9 (6): 683-693. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x
- ANDREOLI, A., L. MAO, A. IROUMÉ, J. L. ARUMI, A. NARDINI, R. PIZARRO, D. CAAMAÑO, C. MEIER & O. LINK. 2012. The need for a hydromorphological approach to Chilean river management. *Revista Chilena de Historia Natural* 85: 339-343.
- ARMITAGE, P. D. & G. E. PETTS. 1992. Biotic score and prediction to assess the effects of water abstractions on river macroinvertebrates for conservation purposes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 2 (1): 1-17. DOI: 10.1002/aqc.3270020102
- BONADA, N., N. PRAT, V. H. RESH & B. STATZNER. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51: 495-523. DOI: 10.1146/annurev.ento.51.110104.151124
- BONADA, N. & V. H. RESH. 2013. Mediterranean-climate streams and rivers: geographically separated but ecologically comparable freshwater systems. *Hydrobiologia* 719 (1): 1-29. DOI: 10.1007/s10750-013-1634-2
- BONADA, N., M. RIERADEVALL & N. PRAT. 2007. Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia* 589 (1): 91-106. DOI: 10.1007/s10750-007-0723-5
- BROOKS, A. J., T. I. M. HAEUSLER, I. REINFELDS & S. WILLIAMS. 2005. Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology* 50 (2): 331-344. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2004.01322.x

- BROWN, P. D., D. WOOSTER, S. L. JOHNSON & S. J. DEBANO. 2012. Effects of water withdrawals on macroinvertebrate emergence: Unexpected results for three holometabolous species. *River Research and Applications* 28 (3): 347-358. DOI: 10.1002/rra.1460
- BUNN, S. E. & A. H. ARTHINGTON. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30 (4): 492-507. DOI: 10.1007/s00267-002-2737-0
- CARUSO, B. S. 2002. Temporal and spatial patterns of extreme low flows and effects on stream ecosystems in Otago, New Zealand. *Journal of Hydrology* 257 (1-4):115-133. DOI: 10.1016/S0022-1694(01)00546-7
- CHESSMAN, B. C. 2003. New sensitivity grades for Australian river macroinvertebrates. *Marine and Freshwater Research* 54 (2): 95-103. DOI: 10.1071/mf02114
- CHESSMAN, B. C., H. A. JONES, N. K. SEARLE, I. O. GROWNS & M. R. PEARSON. 2010. Assessing effects of flow alteration on macroinvertebrate assemblages in Australian dryland rivers. *Freshwater Biology* 55 (8): 1780-1800. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2010.02403.x
- CHESSMAN, B. C., M. J. ROYAL & M. MUSCHAL. 2011. The challenge of monitoring impacts of water abstraction on macroinvertebrate assemblages in unregulated streams. *River Research and Applications* 27 (1): 76-86. DOI: 10.1002/rra.1340
- DAHM, C. N., M. A. BAKER, D. I. MOORE & J. R. THIBAUT. 2003. Coupled biogeochemical and hydrological responses of streams and rivers to drought. *Freshwater Biology* 48 (7): 1219-1231. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2003.01082.x
- DEATH, R. G. 2010. Disturbance and riverine benthic communities: What has it contributed to general ecological theory? *River Research and Applications* 26 (1): 15-25. DOI: 10.1002/rra.1302
- DEATH, R. G., Z. S. DEWSON & A. B. W. JAMES. 2009. Is structure or function a better measure of the effects of water abstraction on ecosystem integrity? *Freshwater Biology* 54 (10): 2037-2050. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02182.x
- DEATH, R. G. & E. M. ZIMMERMANN. 2005. Interaction between disturbance and primary productivity in determining stream invertebrate diversity. *Oikos* 111 (2): 392-402. DOI: 10.1111/j.0030-1299.2005.13799.x
- DEBELS, P., R. FIGUEROA, R. URRUTIA, R. BARRA & X. NIELL. 2005. Evaluation of water quality in the Chillan River (Central Chile) using physicochemical parameters and a modified Water Quality Index. *Environmental Monitoring and Assessment* 110 (1-3): 301-322. DOI: 10.1007/s10661-005-8064-1
- DEWSON, Z., A. B. W. JAMES & R. G. DEATH. 2007a. A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 26 (3): 401-415. DOI: 10.1899/06-110.1
- DEWSON, Z. S., A. B. W. JAMES & R. G. DEATH. 2007b. Invertebrate responses to short-term water abstraction in small New Zealand streams. *Freshwater Biology* 52 (2): 357-369. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2006.01682.x
- DEWSON, Z. S., A. B. W. JAMES & R. G. DEATH. 2007c. Stream ecosystem functioning under reduced flow conditions. *Ecological Applications* 17 (6): 1797-1808. DOI: 10.1890/06-1901.1
- DI CASTRI, F. & E. HAJEK. 1976. *Bioclimatología de Chile*. 1a ed. Universidad Católica de Chile, Santiago. 160 p.
- DOLÉDEC, S. & B. STATZNER. 2010. Responses of freshwater biota to human disturbances: contribution of J-NABS to developments in ecological integrity assessments. *Journal of the North American Benthological Society* 29 (1): 286-311. DOI: 10.1899/08-090.1
- DOMÍNGUEZ, E., C. MOLINERI, M. L. PESCADOR, M. D. HUBBARD & C. NIETO, 2006. Ephemeroptera of South America. In: Adis, J., J. R. Arias, S. Golovatch, K. M. Wantzen & G. Rueda-Delgado (Eds.) *Aquatic biodiversity of Latin America*. Vol 5. Pensoft, Sofia-Moscow. 646 p.
- DOWNES, B. J. 2002. *Monitoring ecological impacts: concepts and practice in flowing waters*. 1st ed. Cambridge University Press, Cambridge. 452 p.
- DUDGEON, D., A. H. ARTHINGTON, M. O. GESSNER, Z. I. KAWABATA, D. J. KNOWLER, C. LÉVÉQUE, R. J. NAIMAN, A. H. PRIEUR-RICHARD, D. SOTO, M. L. J. STIASSNY & C. A. SULLIVAN. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81 (2): 163-182. DOI: 10.1017/s1464793105006950
- DUFRENE, M. & P. LEGENDRE. 1997. Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs* 67 (3): 345-366. DOI: 10.2307/2963459
- EATON A. D., L. S. CLESCERI, E. W. RICE & A. E. GREENBERG. 2005. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association (APHA). Washington, D. C. 1400 p.
- FIGUEROA, R., E. ARAYA & C. VALDOVINOS. 2000. Deriva de macroinvertebrados en un sector de rithron: río Rucue, Chile Centro Sur. *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción* 71: 23-32.
- FIGUEROA, R., N. BONADA, M. GUEVARA, P. PEDREROS, F. CORREA-ARANEDA, M. E. DÍAZ & V. H. RUIZ. 2013. Freshwater biodiversity and conservation in mediterranean climate streams of Chile. *Hydrobiologia* 719 (1): 269-289. DOI: 10.1007/s10750-013-1685-4
- FIGUEROA, R., A. PALMA, V. RUIZ & X. NIELL. 2007. Comparative analysis of biotic indexes used to evaluate water quality in a Mediterranean river of Chile: Chillan River, VIII Region. *Revista Chilena de Historia Natural* 80 (2): 225-242. DOI: 10.4067/s0716-078x2007000200008
- FRIEDL, G. & A. WÜEST. 2002. Disrupting biogeochemical cycles. Consequences of damming. *Aquatic Sciences* 64 (1): 55-65. DOI: 10.1007/s00027-002-8054-0
- GARCÍA, A., K. JORDE, E. HABIT, D. CAAMAÑO & O. PARRA. 2011. Downstream environmental effects of dam operation: changes in habitat quality for native fish species. *River Research and Applications* 27 (3): 312-327. DOI: 10.1002/rra.1358
- GAUCH, H. G. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 298 p.
- GORE, J. A., 2007. Discharge Measurements and Streamflow Analysis. In: Hauer, F. R. & G. A. Lamberti (Eds.) *Methods in Stream Ecology*. Elsevier, Amsterdam, pp. 51-77.

- GROWNS, I. O. & J. A. DAVIS. 1994. Longitudinal changes in near-bed flows and macroinvertebrate communities in a Western Australian stream. *Journal of the North American Benthological Society* 13 (4): 417-438. DOI: 10.2307/1467842
- HABIT, E., M. C. BELK & O. PARRA. 2007. Response of the riverine fish community to the construction and operation of a diversion hydropower plant in central Chile. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 17 (1): 37-49. DOI: 10.1002/aqc.774
- HABIT, E., M. C. BELK, R. C. TUCKFIELD & O. PARRA. 2006. Response of the fish community to human-induced changes in the Biobío River in Chile. *Freshwater Biology* 51 (1): 1-11. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2005.01461.x
- JAMES, A. B. W., Z. S. DEWSON & R. G. DEATH. 2009. The influence of flow reduction on macroinvertebrate drift density and distance in three New Zealand streams. *Journal of the North American Benthological Society* 28 (1): 220-232. DOI: 10.1899/07-146.1
- LARNED, S. T., T. DATRY, D. B. ARSCOTT & K. TOCKNER. 2010. Emerging concepts in temporary-river ecology. *Freshwater Biology* 55 (4): 717-738. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02322.x
- McKAY, S. F. & A. J. KING. 2006. Potential ecological effects of water extraction in small, unregulated streams. *River Research and Applications* 22 (9): 1023-1037. DOI: 10.1002/rra.958
- MENEZES, S., D. J. BAIRD & A. SOARES. 2010. Beyond taxonomy: a review of macroinvertebrate trait-based community descriptors as tools for freshwater biomonitoring. *Journal of Applied Ecology* 47 (4): 711-719. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2010.01819.x
- MILLER, S. W., D. WOOSTER & J. LI. 2007. Resistance and resilience of macroinvertebrates to irrigation water withdrawals. *Freshwater Biology* 52 (12): 2494-2510. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01850.x
- MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. B. DA FONSECA & J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403 (6772): 853-858. DOI: 10.1038/35002501
- PALMA, A. & R. FIGUEROA. 2008. Latitudinal diversity of Plecoptera (Insecta) on local and global scales. *Illiesia* 4 (8): 81-90.
- PEDREROS, P., M. GUEVARA, R. FIGUEROA, A. ARANEDA, A. STHER, O. LINK & R. URRUTIA. 2013. Comportamiento térmico en ríos mediterráneos andinos de la zona centro-sur de Chile. *Limnetica* 32 (1): 87-96.
- PIZARRO, J., P. M. VERGARA, J. A. RODRÍGUEZ, P. A. SANHUEZA & S. A. CASTRO. 2010. Nutrients dynamics in the main river basins of the centre-southern region of Chile. *Journal of Hazardous Materials* 175 (1-3): 608-613. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.10.048
- POFF, N. L., J. D. ALLAN, M. B. BAIN, J. R. KARR, K. L. PRESTEGAARD, B. D. RICHTER, R. E. SPARKS & J. C. STROMBERG. 1997. The natural flow regime. *BioScience* 47 (11): 769-784. DOI: 10.2307/1313099
- ROSENBERG, D. M. & V. RESH, 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Resh, V. & H. K. Jackson (Eds.) *Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall. London, pp. 195-233.
- VON SCHILLER, D., V. ACUÑA, D. GRAEBER, E. MARTÍ, M. RIBOT, S. SABATER, X. TIMONER & K. TOCKNER. 2011. Contraction, fragmentation and expansion dynamics determine nutrient availability in a Mediterranean forest stream. *Aquatic Sciences* 73 (4): 485-497. DOI: 10.1007/s00027-011-0195-6
- SCHWENDEL, A. C., R. G. DEATH & I. C. FULLER. 2010. The assessment of shear stress and bed stability in stream ecology. *Freshwater biology* 55 (2): 261-281. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02293.x
- STANFORD, J. A., M. S. LORANG & R. F. HAUER. 2005. The shifting habitat mosaic of river ecosystems. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlungen* 29 (1): 123-136.
- STARK, B. P., C. FROELICH & M. ZÚÑIGA. 2009. *South American Stoneflies (Plecoptera)*. 3rd ed. Pensoft, Sofia-Moscow. 154 p.
- TOWNSEND, C. R., M. R. SCARSBROOK & S. DOLÉDEC. 1997. The intermediate disturbance hypothesis, refugia, and biodiversity in streams. *Limnology and Oceanography* 42 (5): 938-949. DOI: 10.4319/lo.1997.42.5.0938
- URRUTIA, R., O. PARRA, F. CRUCES, A. ARANEDA, R. BARRA, R. FIGUEROA & H. CID, 2009a. Calidad de Agua del río Itata. In: Parra, O., J. C. Castilla, H. Romero, R. Quiñones & A. Camaño (Eds.) *La cuenca hidrográfica del Río Itata aportes científicos para su gestión sustentable*. Editorial Universidad de Concepción, Concepción, Chile, pp. 23-43.
- URRUTIA, R., O. PARRA, F. CRUCES, A. ARANEDA, R. BARRA, R. FIGUEROA & H. CID, 2009b. Calidad de Agua del río Itata. In: Parra, O., J. C. Castilla, H. Romero, R. Quiñones & A. Camaño (eds) *La cuenca hidrográfica del río Itata Aportes científicos para su gestión sustentable*. Editorial Universidad de Concepción, Concepción, pp. 89-99.
- VALDOVINOS, C., 2008. Invertebrados dulceacuícolas. In: CONAMA (Ed.) *Biodiversidad de Chile Patrimonio y Desafíos*. Ediciones Santiago de Chile. Santiago, Chile, pp. 202-224.
- VENABLES, W. N. & B. D. RIPLEY. 2002. *Modern Applied Statistics with S*. 4th Ed. Springer, New York. 504 p.
- VERA, A. & A. CAMOUSSEIGHT. 2006. Estado de conocimiento de los Plecopteros de Chile. *Gayana* 70 (1): 57-64. DOI: 10.4067/s0717-65382006000100010
- VÖRÖSMARTY, C. J., P. B. MCINTYRE, M. O. GESSNER, D. DUDGEON, A. PRUSEVICH, P. GREEN, S. GLIDDEN, S. E. BUNN, C. A. SULLIVAN, C. R. LIERMANN & P. M. DAVIES. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467 (7315): 555-561. DOI: 10.1038/nature09440
- WALTERS, A. W. & D. M. POST. 2011. How low can you go? Impacts of a low-flow disturbance on aquatic insect communities. *Ecological Applications* 21 (1): 163-174. DOI: 10.1890/09-2323.1
- WILLS, T. C., E. A. BAKER, A. J. NUHFER & T. G. ZORN. 2006. Response of the benthic macroinvertebrate community in a northern Michigan stream to reduced summer streamflows. *River Research and Applications* 22 (7): 819-836. DOI: 10.1002/rra.938

La autodepuración en arroyos de planicie puede interrumpirse por el ingreso de desechos vitivinícolas según el biomonitorio con macroinvertebrados

Selfpurification in plain streams can be interrupted by wine waste inputs according to macroinvertebrate biomonitoring

Rafael Arocena Real de Azúa, Carolina González Bermúdez
y Guillermo Chalar Marquisá

Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. Iguá 4225, Montevideo, 11400. Uruguay
e-mail: rafaelarocena37@gmail.com

Recibido: 15 de junio de 2015.

Aceptado: 11 de febrero de 2016.

Arocena Real de Azúa R., C. González Bermúdez y G. Chalar Marquisá. 2016. La autodepuración en arroyos de planicie puede interrumpirse por el ingreso de desechos vitivinícolas según el biomonitorio con macroinvertebrados. *Hidrobiológica* 26 (3): 383-394.

RESUMEN

Antecedentes. Muchos arroyos de Uruguay sufren el impacto de la eutrofización, así como alteraciones físicas, debido a la intensa actividad agropecuaria. Un caso especial es el del arroyo Colorado, localizado en la planicie costera del Río de la Plata, que también recibe desechos vitivinícolas. Los macroinvertebrados ofrecen información del estado integral de los sistemas acuáticos. **Objetivos.** Para evaluar la calidad ambiental integral del arroyo Colorado, se estudió tanto la calidad del agua como la del hábitat y la fauna de macroinvertebrados. **Métodos.** Se muestrearon seis sitios: dos en el arroyo Colorado y dos en sus nacientes, además de las cañadas Benítez y Rocha. **Resultados.** La cañada Benítez recibe efluentes de bodegas y presentó alta conductividad y poco oxígeno disuelto. La cañada Rocha, en cambio, mostró mayores niveles de nutrientes y menor conductividad. En total, se identificaron 787 invertebrados pertenecientes a 3 órdenes de crustáceos y 6 de insectos, 2 familias de dípteros, 7 de moluscos y 2 de anélidos. En la cañada Rocha la riqueza estuvo por debajo del promedio. Los sitios aguas abajo de la cañada Rocha y del arroyo Colorado presentaron comunidades más ricas y equilibradas, lo que indica una posible recuperación. **Conclusiones.** En los seis sitios dominaron especies de macroinvertebrados tolerantes a la contaminación orgánica. La cañada Rocha sufre eutrofización, pero aguas abajo presenta aún cierta capacidad de autodepuración, mientras que la cañada Benítez se deteriora tal vez por impacto de las bodegas; el deterioro se mantiene al reunirse con la cañada Rocha, lo cual interrumpe su recuperación.

Palabras clave: Arroyo Colorado, nutrientes, Uruguay, vitivinicultura, zoobentos.

ABSTRACT

Background. Many streams of Uruguay suffer eutrophication and physical pollution due to intensive farming. The Colorado stream, in the coastal plain of the Río de la Plata, is a particular case, which also receives winery debris. Macroinvertebrates give comprehensive information status of aquatic systems. **Goals.** To assess the overall environmental quality of the river Colorado, both water quality and the habitat and macroinvertebrate fauna was studied. **Methods.** Six sites were sampled: two on the Colorado stream and two on each headwater: Benitez and Rocha creeks. **Results.** Benitez creek receives effluents from wineries and presented high conductivity and low oxygen concentration. Rocha creek instead shows higher levels of nutrients and lower conductivity. We identified 787 invertebrates belonging to 3 orders of crustaceans and 6 of insects, 2 families of Diptera, 7 of molluscs and 2 of annelids. In Rocha creek taxonomic richness was below average. The study sites downstream in Rocha creek and Colorado river had richer and more equilibrated communities indicating a possible recovery. **Conclusions.** In all sites tolerant species to organic pollution dominated. Rocha creek suffers eutrophication, but still has some self-purification capacity downstream, while Benitez creek deteriorates perhaps from impact of wineries, which remains until it meets the Rocha creek, interrupting the recovery process.

Key words: Colorado stream, nutrients, Uruguay, vitiviniculture, zoobenthos.

INTRODUCCIÓN

Es bien conocido el problema de la eutrofización en las aguas superficiales en el mundo. Pero éstas no sólo obtienen nutrientes de la escorrentía, lo que genera la eutrofización, sino que también reciben otros impactos agropecuarios, como el del ganado, que altera físicamente la zona ribereña, las orillas y el fondo de los cauces, además de que les aporta nutrientes y materia orgánica por sus excrementos (Gillingham & Thorold, 2000; Scrimgeour & Kendall, 2003; Monaghan & Smith, 2004; Monaghan *et al.*, 2007), o desechos de agroindustrias, como de las bodegas vitivinícolas. Desde la introducción de la ganadería, en el siglo XVII, el territorio uruguayo ha sufrido grandes alteraciones ambientales debido a la actividad productiva y los asentamientos humanos. Este fenómeno ha sido propiciado por la aptitud agropecuaria de casi todo su territorio, que ha provocado el deterioro de las aguas superficiales (OPP-OEA-BID, 1992; Conde *et al.*, 2002; Chalar *et al.*, 2011).

La calidad ambiental tiene un sentido más integral que la calidad del agua por sí sola, ya que incorpora otros aspectos del sistema acuático que son de interés para evaluar el estado de éste; éstos incluyen el canal, el fondo, las orillas y la zona ribereña, generalmente denominados factores locales o del hábitat. La integridad ecológica puede definirse como la estructura y función de un ecosistema dentro de su rango de variación natural (Washington State Department of Natural Resources, 2014), o su capacidad de evolución y recuperación natural de una perturbación (Westra *et al.*, 2000). La integridad ecológica se refiere a la totalidad del sistema, incluyendo sus comunidades, procesos ecológicos y condiciones ambientales (Dale & Beyeler, 2001).

Durante el siglo pasado, se realizó una vasta investigación de la integridad ecológica de los ecosistemas fluviales basada en sus comunidades biológicas (Stainbrook *et al.*, 2006). Los organismos que viven en los arroyos son utilizados como bioindicadores de la calidad del agua debido a que los métodos biológicos dan una idea del estado integral de la misma, a diferencia de los métodos físicos y químicos, que registran el estado durante su medición (Alba Tercedor, 1996; Nijboer *et al.* 2005; Testi *et al.*, 2009). Los macroinvertebrados son usados como indicadores de la calidad ambiental por su capacidad para detectar la alteración de los ecosistemas (Bass & Harrel, 1981; Nijboer *et al.*, 2005, Moreno *et al.*, 2009; Testi *et al.*, 2009; Prat *et al.*, 2009). Su uso ha recibido múltiples enfoques, desde las especies indicadoras y los parámetros de la comunidad hasta los métodos multivariados y predictivos (Baptista *et al.*, 2007; Poquet *et al.*, 2009). Así, los métodos rápidos son generalmente semicuantitativos y la identificación es a menor resolución taxonómica, gracias a lo cual se logran detectar los impactos fuertes a mucho menor costo (Metzeling *et al.*, 2003).

La contaminación de los ríos y arroyos de Uruguay es principalmente orgánica y por nutrientes de origen urbano, agropecuario e industrial (Conde *et al.*, 2002). Estos sistemas tienen cierta capacidad de autodepuración mediante procesos como la dilución, sedimentación, asimilación y descomposición de los aportes, entre otros. Sin embargo, el ingreso de otro tipo de contaminantes, como los tóxicos, puede interferir en estos procesos, bloqueándolos o retrasándolos. Es importante una evaluación permanente de la calidad de los cursos de agua, que contribuya a armonizar los objetivos de preservación con los de desarrollo económico.

La contaminación de origen agrícola deriva principalmente del uso de plaguicidas y fertilizantes, los cuales son arrastrados por las aguas

superficiales, especialmente en las zonas más pobladas y con un uso del suelo más intenso. Es el caso de los arroyos localizados en las zonas vecinas a Montevideo, como el arroyo Colorado, afluente del Sauce que desemboca en el Pando, y éste, en el Río de la Plata. Se trata de un arroyo pequeño, representativo de los cursos de cabecera, cuya alteración puede reducir la integridad ecológica de los sistemas mayores que los reciben (Freeman *et al.*, 2007).

En el marco de un proyecto que busca mejorar este ecosistema hídrico por medio de acciones comunitarias regenerativas, el objetivo del presente trabajo es evaluar la calidad ambiental del arroyo Colorado mediante métodos químicos, el hábitat y el uso de macroinvertebrados como bioindicadores.

La cuenca del arroyo Colorado (34° 38'-45' S, 56° 02'-06' W) mide 21 km², extendidos sobre una zona muy transitada y poblada. Su superficie está dedicada principalmente a la actividad agropecuaria intensiva, en una zona frutivinícola que abastece a la cercana ciudad de Montevideo. El arroyo Colorado (3.4 km de largo) está formado por la confluencia de las cañadas Benítez (9.6 km, 11 km²) y Rocha (6.0 km, 3 km²).

Luego de un muestreo piloto en los diez sitios del arroyo accesibles por caminos, se seleccionaron seis: uno cerca de las nacientes y otro cerca de la desembocadura de cada una de las dos cañadas y del arroyo (Fig. 1). Los cursos son de orden hidrológico 2 y 3.

MATERIALES Y MÉTODOS

En imágenes obtenidas por medio de Google Earth de noviembre de 2012, se determinó, mediante herramientas de dicho sistema, para cada microcuenca la extensión de los usos del suelo: bosque, viñedo, urbano y otros (cultivos y pasturas), que ocurren alteraciones en los cursos y que existen desagües de bodegas vinícolas y de salas de ordeño.

En cuatro ocasiones del verano de 2013 (29 de enero, 28 de febrero, 15 y 22 de marzo), se midió ancho húmedo (resolución 0.1 m) con un medidor láser Bosch DLE 40, profundidad máxima (0.1 m) con una regla de aluminio, temperatura (T, 0.1 °C), oxígeno disuelto (OD, 0.1 mg/l), pH (0.1) y conductividad (K, 10 µS.cm⁻¹) con sensores de campo Oakton. En dos muestreos (28 de febrero y 22 de marzo) también se midió la velocidad del agua (0.01 m/s) en varios puntos de una sección transversal con un correntómetro para calcular los caudales por el método de área y velocidad, y, además, se caracterizó cualitativamente el hábitat. El 29 de enero, 28 de febrero y 22 de marzo, se tomaron muestras de agua con botellas plásticas de 1 L para su análisis químico en laboratorio. El 28 de febrero también se muestrearon los macroinvertebrados pasando una red de mano tipo D (AENOR, 1995), de ca. 1 mm de tamaño de malla, por el fondo del curso durante tres minutos, los que se fijaron en 70% de etanol.

Los aspectos cualitativos del hábitat registrados *in situ* fueron adaptados de los índices RCE (Petersen, 1992) y QBR (Munné *et al.*, 2003), los cuales consideran las siguientes variables: uso de suelo de la zona lindera a la ribera, ancho y vegetación de ésta, morfología de la orilla, cobertura y tipo de macrófitas, tipo de sedimento según la escala de Wentworth, porcentaje de sombra sobre el cauce, velocidad de la corriente y turbidez del agua. Estas observaciones se realizaron visual y cualitativamente en el centro de un tramo de 50 m (Villamarín *et al.*,

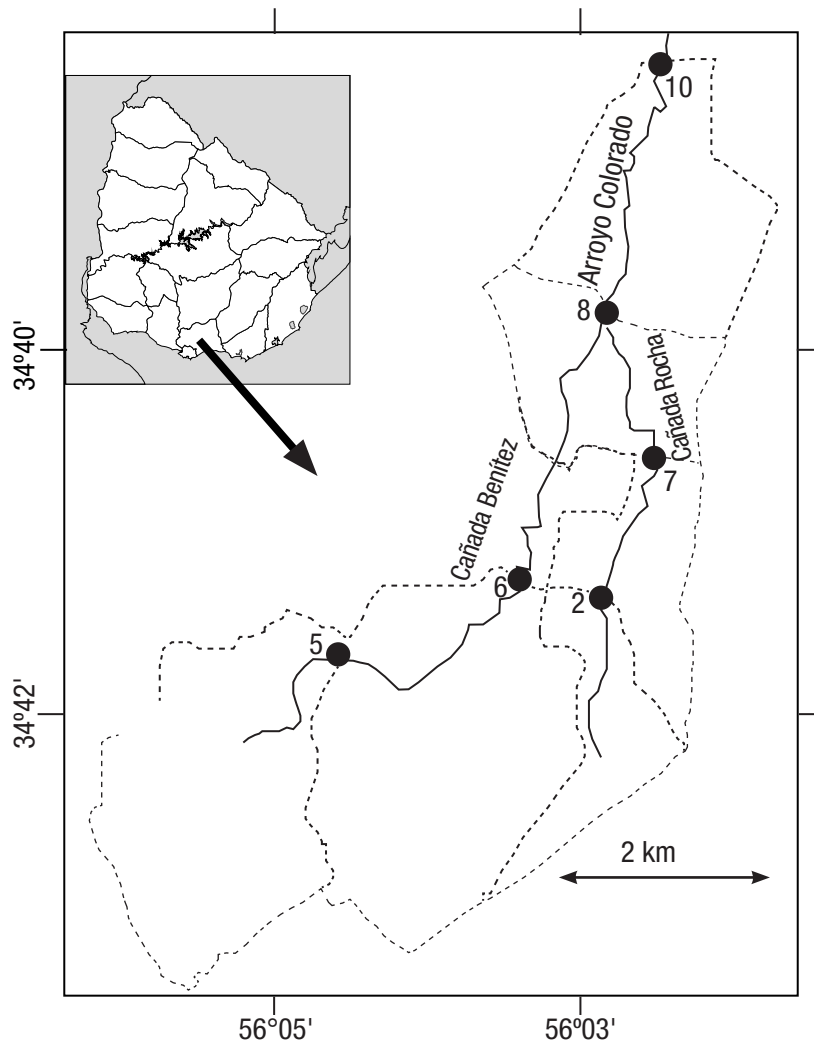


Figura 1. Ubicación de la cuenca del arroyo Colorado en Uruguay y su división en las subcuencas 5 y 6 de la cañada Benítez, 2 y 7 de la cañada Rocha y 8 y 10 del arroyo Colorado, Uruguay, correspondientes a los sitios de muestreo del mismo número ubicados en la salida de cada subcuenca.

2013) y fueron cuantificados mediante una escala arbitraria y simple de calidad del hábitat con 0 = muy malo, 1 = malo, 2 = regular y 3 = bueno. Se determinó en cada muestra de agua: sólidos en suspensión (SST) y su contenido en materia orgánica (MO), fósforo total (PT) y nitrógeno total (NT), ortofosfato (PO_4^{3-}), nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+), según APHA (1995) y Conde *et al.* (1999). Los resultados fueron comparados entre sitios mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis.

Con los datos obtenidos se estimó el valor del índice de calidad de agua ICA-Santa Lucía (Arocena *et al.*, 2008). Los parámetros del ICA fueron seleccionados con base en los criterios de la EPA (Hallock, 1990; Cude, 2001), normalizados (tabla 1) y ponderados a partir de métodos multivariados (Arocena *et al.*, 2008):

$$\text{ICA - Santa Lucía} = (3 \text{ OD} + 3 \text{ K} + 2 \text{ PT} + 1 \text{ NO}_3 + 1 \text{ SST}) / 10$$

Para normalizar las variables se distribuyeron sus rangos en cinco grupos, correspondientes a los factores de normalización 1, 25, 50, 75 y 100. Las variables y sus factores de ponderación surgieron de la mejor concordancia entre la clasificación según el ICA, y su agrupamiento, según los tres primeros componentes de un ACP, de los arroyos de la cuenca del río Santa Lucía empleados en su elaboración (Arocena *et*

al., 2008). El índice clasifica en una escala de 0 a 100 la calidad del agua según los parámetros evaluados y esto, a su vez, posibilita la calificación del agua conforme a su estado como bueno, regular, malo y muy malo. En el laboratorio se separaron, contaron y determinaron taxonómicamente los macroinvertebrados en grandes grupos (orden de artrópodos y familia de moluscos y anélidos) mediante el uso de claves regionales (Lopretto & Tell, 1995; Domínguez & Fernández, 2009) a efectos de probar un método rápido de biomonitorio. Las seis localidades fueron comparadas primero mediante la distancia euclidiana de su composición taxonómica (presencia y ausencia) en un dendrograma basado en el método de asociación UPGMA con el programa Statistica. Luego se compararon de la misma manera las composiciones porcentuales de las comunidades.

Con el objeto de integrar los diferentes aspectos contemplados en la evaluación de la calidad ambiental del arroyo, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) con los parámetros físico-químicos principales sintetizados con el puntaje del ICA, los usos principales del suelo (%), la calidad del hábitat (puntaje) y la abundancia de la comunidad bentónica y de sus grupos principales ($\log x + 1$).

Tabla 1. Normalización de los parámetros del Índice de Calidad del Agua ICA-Santa Lucía, de parámetros fisicoquímicos obtenidos en el arroyo Colorado, Uruguay.

	Factor de Normalización (Ci)				
	100	75	50	25	1
Oxígeno disuelto (OD, mg/l)	>9	9-7.7	7.6-6.3	6.2-5	<5
Conductividad (K, μ S/cm)	<360	361-643	644-926	927-1210	>1210
Sólidos suspendidos totales (SST, mg/l)	<6 6-12	12.1-18.6	18.7-25	>25	
Nitrato (NO_3^- , μ g/l)	<100	101-280	281-460	461-650	>650
Fósforo total (PT, μ g/l)	<70	70-380	381-690	691-1000	>1000

RESULTADOS

Uso de la cuenca. La cuenca está cultivada (Fig. 2), principalmente, con praderas artificiales y cultivos ("otros", 63% en promedio), excepto en la microcuenca 2, donde dominan los viñedos. En los sitios 7, 8 y 10 lo segundo son viñedos, y en los sitios 5 y 6, los bosques. En las inmediaciones de los sitios 6 y 2 hay bodegas productoras de vino.

Las imágenes satelitales muestran canalizaciones del curso fluvial antes de los sitios 5, 2 y 7, y represas en todos los sitios, excepto en el 10. Se observó un efluente proveniente de una bodega antes del sitio 6, el que fue luego verificado en el campo. La sinuosidad de la cañada de Rocha en sus dos subcuencas fue 15% menor (1.27 y 1.23) que en los otros cuatro tramos (1.40-1.56).

Aspectos cualitativos del hábitat (tabla 2). En todos los sitios se observó un uso intensivo del suelo y una fuerte modificación antrópica de la zona linderera. Sólo los sitios 6 y 8 conservan algo de monte ribereño, aunque reducido a una pequeña franja de mimbres (*Salix* spp.), cañas (*Saccharum* spp.), fresnos (*Fraxinus* spp.) y sauces (*Salix* spp.). Además, el sitio 8 presenta los invasores ligustros (*Ligustrum* spp.). La vegetación de ribera en los sitios 5 y 7 tienen sólo algunas chircas (*Eupatorium* spp.), al igual que el sitio 10, que también tiene algunos árboles aislados. Ambas cañadas estaban canalizadas y represadas. En los sitios 8 y 10 las orillas estaban fuertemente erosionadas por la acción del ganado.

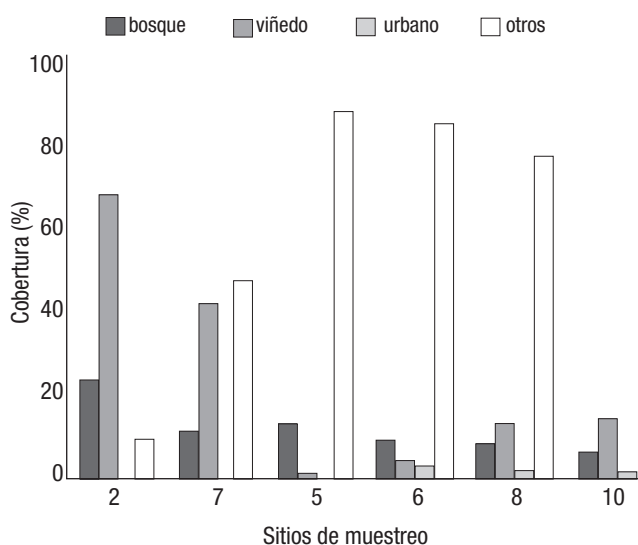


Figura 2. Uso del suelo en las seis subcuencas del arroyo Colorado, Uruguay estudiadas. Para conocer la ubicación de los sitios de muestreo, ver Fig. 1.

La vegetación acuática en la cañada Rocha fue escasa (10%), principalmente reducida al litoral. En cambio, en la cañada Benítez el sitio 5 presentó 80% de macrófitas, principalmente camalotes (*Eichhornia* sp.), y el sitio 6 también presentó una gran cobertura de camalotes y totora (*Typha* sp.). En el sitio 8 no hubo macrófitas, y en el 10 se encontraron algunas flotantes litorales y sumergidas (*Eichhornia* sp., *Myriophyllum* sp.). La sombra del dosel vegetal sólo fue importante en los sitios 8 y 6 (tabla 2), y nula en el resto.

Todos los sitios presentaron limo como principal componente del sedimento, salvo el 10, donde predominaron arena gruesa y grava. En todos los casos se detectó un alto contenido de materia orgánica. El sistema presentó una turbidez en general alta, excepto en los sitios 8 y 10, a pesar de que la corriente fue nula.

Cuando le atribuimos un puntaje a los aspectos de cada ítem de la tabla 2 y los sumamos, obtuvimos un valor estimativo de calidad del hábitat que varió entre 3 puntos (sitio 7) y 10 puntos (sitio 6) sobre un máximo posible de 18. Los sitios 8 y 10 del arroyo Colorado y el 6 tienen una alta puntuación (8-10), mientras que las nacientes 2 y 5, y el 7, una baja puntuación (3-5, tabla 2). Para este puntaje no utilizamos la zona linderera, el fondo ni la corriente por ser muy similares en los distintos sitios.

Parámetros fisico-químicos. El ancho húmedo del curso varió entre 3 y 6 m en enero y aumentó en general 1 m en febrero, sin mostrar un gradiente longitudinal. La profundidad máxima varió entre 30 y 60 cm en enero y aumentó hasta 30 cm más en febrero. Estos parámetros volvieron a adquirir en marzo los valores de enero.

La temperatura varió entre 15.7 y 35.0 °C en marzo y enero, respectivamente. Los valores menores siempre se registraron en los sitios 8 y 6, aunque las diferencias no fueron significativas (tabla 3). Las variaciones del oxígeno fueron significativas entre sitios, y llegaron ocasionalmente a condiciones anóxicas, en particular en el sitio 6, donde siempre ocurrieron los mínimos y fue menor al resto (tabla 3, Wilcoxon, $p < 0.001$). Los otros sitios, en cambio, presentaron ocasionalmente valores de sobresaturación.

La conductividad eléctrica (122-1038 μ S/cm) también mostró variaciones significativas entre sitios. La mayor concentración de sales ocurrió en los sitios 6 y 8, seguidos del sitio 10 (Wilcoxon $p < 0.001$), y la menor, en los sitios 2 y 7 (tabla 3). Los valores del pH (6.9-8.2) también difirieron entre sitios, pues mostraron un incremento aguas debajo del sitio 2 (Wilcoxon $p < 0.001$, tabla 3). La velocidad de corriente fue generalmente indetectable, por lo que el caudal sólo pudo estimarse en febrero y marzo en los sitios 8 y 10. En febrero fue de 9 y 22 l/s, y en marzo, de 16 y 42 l/s, respectivamente.

Tabla 2. Aspectos cualitativos del hábitat evaluados en los seis sitios durante cuatro muestreos en el arroyo Colorado, Uruguay.

	SITIOS					
	Cañada Rocha		Cañada Benítez		Arroyo Colorado	
	2	7	5	6	8	10
Zona lindera	Viñas, frutales, bodega	Cultivos invernác. Viñas	Cultivos, pastizal, matorral	Viñas, pastizal, bodega	Cultivosviñas	Viñas, chircas, parque
Zona ribereña	Línea de mimbres	Línea de chircas	Chircas, pastizal	Monte	Monte	Chircas, árboles
Canal	Alterado	Represa	Alterado	Represa	Natural	Natural
Orillas	Verticales (2 m), muy vegetadas	Verticales vegetadas	Verticales (1.5 m), pastos	Verticales (45°) vegetadas arbustos	Erosión ganado, altas, 70°	Erosión ganado, 45° vegetadas
Plantas acuáticas	Pocas, flotantes	Pocas, fijas, litorales	80%, flotantes, camalotes	100%, totora, camalotes	0%	Pocas, Flotantes, sumergidas
Fondo	Limo, algas	Limo, arcilla	Limo, arena y piedras	Limo, arena y grava	Limo, arena	Arena gruesa, grava, piedra
% sombra	0	0	0	50	80	0
Turbidez	Alta	Alta-muy alta	Muy alta	Moderada-alta	Baja	Baja
Corriente	Nula	Nula	Nula	Nula	Nula	Nula
Puntaje	5	3	4	10	9	8

Los SST y su porcentaje de materia orgánica no presentaron diferencias entre sitios (Kruskal-Wallis $p = 0.277$ y 0.091 , respectivamente). Éste fue siempre en promedio *ca.* 30% (Fig. 3). El fosfato ($89-674 \mu\text{g/l}$), nitrato ($58-121 \mu\text{g/l}$) y PT ($330-933 \mu\text{g/l}$) difirieron entre sitios (Kruskal-Wallis $p = 0.016$, 0.027 y 0.069 , respectivamente), con valores mayores en 2, 7 y 10, y menores en 5 y 6, pero no así el NT ($456-977 \mu\text{g/l}$, Kruskal-Wallis $p = 0.286$, Fig. 3). Los valores del índice de calidad de agua ICA-Santa Lucía corresponden a una calidad regular en los sitios 7 y 5, y mala en los otros cuatro (Fig. 4).

Invertebrados. Se identificaron 787 individuos de 19 taxones que incluyeron 3 órdenes de crustáceos y 6 de insectos, 2 familias de dípteros, 6 de moluscos y 2 de anélidos (tabla 4, Fig. 5). La riqueza promedio fue de 9 taxones por sitio. Estuvo por debajo de este valor en los sitios

2, 7 y 5 (tabla 4). El sitio 8 reunió más de la mitad de los individuos colectados, y el sitio 5, el 26%. Los otros sitios tuvieron entre 3% y 7% del total de individuos. Cada sitio estuvo dominado por un taxón diferente.

En la cañada Rocha, el sitio 2 registró una comunidad compuesta en su mayoría por ostrácodos (59%) y gasterópodos (21%). En el sitio 7 se observó una comunidad representada por pocos hemipteros, decápodos, coleópteros y dípteros, pero en proporciones similares (Fig. 5). La composición taxonómica de los sitios 2 y 7 fue muy diferente a pesar de ser sitios contiguos (Fig. 6). El sitio 2 se parece más al 5 y 6 de la otra cañada, y el sitio 7, al 8 y 10 que se suceden aguas abajo. Al elaborar el dendrograma con la abundancia de los invertebrados (Fig. 6), se observa que los sitios 7 y 10 son los más similares entre sí, pero no se generan otros grupos, lo cual evidencia la variedad de fauna examinada.

Tabla 3. Media y desviación estándar (DS) de los parámetros abióticos medidos *in situ*, (n=4) en el arroyo Colorado, Uruguay.

SITIO	T (°C)		O. D. (mg/l)		O. D. (%)		COND. ($\mu\text{S/cm}$)		pH	
	media	DS	media	DS	media	DS	media	DS	media	DS
2	20.8	3.1	4.2	1.4	46	13	201	87	7.1	0.2
7	24.2	7.4	5.9	2.5	74	43	185	7	7.6	0.5
5	23.9	4.7	7.5	3.8	89	44	504	56	7.7	0.4
6	19.4	3.5	1.6	0.7	18	9	971	71	7.6	0.2
8	19.2	4.4	3.5	1.9	40	23	846	113	7.8	0.2
10	21.7	5.8	6.3	1.4	73	25	641	48	7.8	0.2
Media	21.5		4.8		56		558		7.6	
DS	2.0		2.1		26		325		0.2	
Kruskal-Wallis p	0.488		0.015		0.015		0.0007		0.064	

T = temperatura, OD = oxígeno disuelto, COND. = Conductividad eléctrica. Kruskal-Wallis p = probabilidad de diferencias no significativas entre sitios.

En la cañada Benítez, el sitio 5 mostró una comunidad dominada por gasterópodos Planorbidae (*Biomphalaria peregri*na, d'Orbigny, 1835, 60%) e Hydrobiidae (*Heleobia* sp., 16%). En el contiguo sitio 6, la comunidad estuvo dominada por oligoquetos tubificidos (49%), acompañados por quironómidos, culicidos y hemipteros. En el arroyo Colorado, el sitio 8 tuvo una comunidad dominada por *Heleobia* sp. (62%) y con menor cantidad de efemerópteros y dípteros, entre otros. El sitio 10 presentó una comunidad más rica y equitativa, con muchos grupos de insectos, principalmente efemerópteros (30%) y dípteros (17%). La composición taxonómica de estos dos sitios es la que más se parece. La cañada Rocha, en los sitios 2 y 7, está canalizada y represada, es menos sinuosa, con pocas macrófitas y fondo de limo. Además de su

baja calidad del hábitat (5 y 3 puntos), estos sitios presentaron la menor riqueza de invertebrados. En la microcuenca 2 dominan los viñedos y hay bodegas. En el sitio 7 los viñedos son el segundo uso, la calidad del agua es regular y dominan los hemipteros.

Por otra parte, la cañada Benítez, también con represas en los sitios de estudio 5 y 6, presenta más macrófitas (camalotes), fondo de limo y arena, y menos PO₄, NO₃ y PT. En el sitio 5 hay canalización, y la calidad del hábitat es igualmente mala (4 puntos); aunque la calidad del agua es regular, y la riqueza, menor, se detectó alta abundancia de invertebrados dominada por planórbidos. En el sitio 6 hay bodegas, pero un monte ribereño mejora la calidad del hábitat (10 puntos). Sin embargo, la calidad del agua es mala, con anoxia, mayor conductividad y poca abundancia de invertebrados, dominados por tubificidos.

En ambas estaciones del arroyo Colorado, aunque con mejor calidad del hábitat (9 y 8 puntos), las orillas están desmoronadas y escasean o faltan las macrófitas en un fondo arenoso. Pese a que la turbidez es menor, la calidad del agua es mala. En el sitio 8 hay monte ribereño que, como en el sitio 6, mantiene una menor temperatura, y una alta abundancia de invertebrados dominados por hidróbidos. En el sitio 10 hay más PO₄, NO₃ y PT, y una baja abundancia de invertebrados, entre los cuales dominan los efemerópteros.

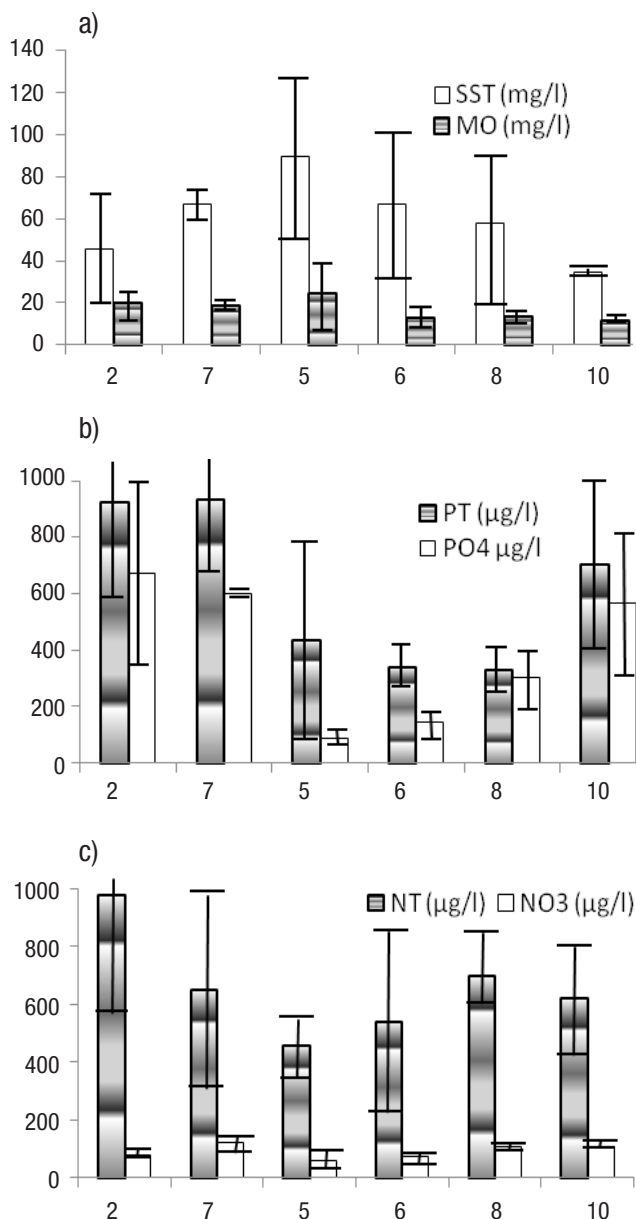
Análisis multivariado. Los dos primeros ejes del ACP explican el 60% de la varianza (Fig. 7). El primero se correlaciona positivamente con la riqueza taxonómica y la calidad del hábitat, condiciones propias de los sitios 8, 10 (arroyo Colorado) y 6 (cañada Benítez). Este eje se correlaciona negativamente con la calidad del agua (ICA) y las superficies porcentuales de viñedo y de bosque, que se presentaron con valores altos en los sitios 7 y 2 (cañada Rocha), y en menor medida en el 5. El segundo eje se correlaciona positivamente con tres taxones de insectos, dominantes en el sitio 7, y negativamente con dos taxones de moluscos, dominantes en el sitio 5.

DISCUSIÓN

Las bodegas presentan un alto consumo de agua y el vertido de materia orgánica, sólidos en suspensión, pocos nutrientes, polifenoles, aceites y desinfectantes (Molina Ubeda & Díaz Barcos, 2002). Aunque la mayor parte de los tóxicos sería eliminada en los procesos enotécnicos (Navarro *et al.*, 1997 y 1999; Oliva *et al.*, 2000; Fernández *et al.*, 2004), es válido presumir que aun una escasa cantidad es suficiente para afectar sistemas pequeños como los aquí estudiados.

Otra fuente de alteración del sistema es el ganado que acude a beber a los arroyos, pues afecta la vegetación ribereña, las orillas y los sedimentos y aporta materia orgánica y nutrientes con sus heces. Asimismo, la canalización y las represas alteran la dinámica del sistema acuático, interrumpiendo el intercambio de agua y nutrientes entre el arroyo y su valle de inundación (Greet *et al.*, 2011).

Los efectos de la contaminación se agudizan cuando se alteran los cursos y se elimina la vegetación ribereña (Moreno *et al.*, 2009). En particular estos cursos de cabecera, por sus reducidas dimensiones, dependen mucho de su área ribereña para procesos como la regulación térmica, la estabilidad de sus orillas y el ingreso de materia orgánica (Osborne & Kovacic, 1993; Imholt *et al.*, 2010; Studinski *et al.*, 2012). El monte ribereño puede ser muy importante para mejorar la conductividad, el oxígeno, amonio y fósforo (Fernandes *et al.*, 2014) y para los invertebrados (Wahl *et al.*, 2013).



Figuras 3a-c. Valores promedio y desviación estándar de diferentes parámetros fisicoquímicos en los seis sitios de muestreo en la cuenca del arroyo Colorado, Uruguay. a) Sólidos suspendidos totales (SST) y materia orgánica suspendida (MO). b) Fósforo total y fosfato. c) Nitrógeno total y nitrato.

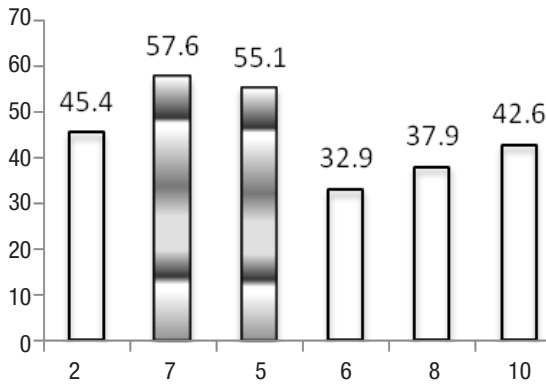


Figura 4. Valores del Índice de Calidad de Agua ICA-Santa Lucía en los seis sitios muestreados en la cuenca del arroyo Colorado, Uruguay. Las barras vacías corresponden a calidad "mala" y las sombreadas a calidad "regular".

No se encontraron diferencias en la luz, la corriente y el sedimento que expliquen la abundancia de macrófitas acuáticas en la cañada Benítez y su escasez en la cañada Rocha. Sin embargo, el curso de la cañada Rocha se encuentra rectificad, lo que facilitaría una mayor velocidad de corriente e impediría el establecimiento de las macrófitas. La alta turbidez del agua, excepto en los sitios 6 y 8, no se explicaría por una resuspensión de sedimentos, ya que no había suficiente corriente de agua para ello. Probablemente, se trate de coloides (1 µm,

no filtrable) que se mantienen suspendidos en la columna de agua aun sin corriente. Los sitios con mejor calidad del hábitat tienen monte, macrófitas y menor turbidez del agua. El mayor contenido de materia orgánica en el sedimento del sitio 2 es debido a la presencia de limo, y es menor en el 6 por la arena y la grava.

Debido a su corta extensión a lo largo de un terreno homogéneo, el curso no presenta gradientes morfométricos longitudinales. Son cursos en general encajonados, capaces de cambiar rápidamente su velocidad de corriente y caudal. En estos cursos pequeños el caudal está sumamente alterado por la extracción de agua, la canalización y el embalsado. El régimen natural de caudal con sus variaciones es un factor de suma importancia en el mantenimiento del ecosistema fluvial (Greet *et al.*, 2011).

La temperatura no mostró diferencias significativas entre sitios porque es más importante la variación temporal; sin embargo, el mínimo siempre se registró en el sitio 8, seguido del sitio 6, seguramente debido a la sombra del dosel y a la poca circulación del agua.

La alta conductividad y baja cantidad de oxígeno disuelto en el sitio 6 podría explicarse por el vertido encontrado antes del mismo. Pero también el sitio 8, sin aportes próximos, presentó bajos valores de oxígeno y alta conductividad, lo que prolonga aguas abajo los efectos de lo ocurrido aguas arriba. Los promedios y casi todos los valores de oxígeno de los sitios 2, 6 y 8 estuvieron por debajo del mínimo admitido (5 mg/l) nacional (Decreto 253/79) e internacionalmente (Unión Euro-

Tabla 4. Invertebrados colectados en el arroyo Colorado, Uruguay y sus afluentes.

Phylum	Clase	Familia	SITIOS						total
			C. Rocha		C. Benítez		A. Colorado		
			2	7	5	6	8	10	
Arthropoda	Crustacea	Ostracoda	17			1			18
		Decapoda		4			2	1	7
		Amphipoda				2	18	2	22
	Insecta	Ephemeroptera					51	14	65
		Odonata					7	2	9
		Lepidoptera						3	3
		Hemiptera		8		7		2	17
		Coleoptera		3		1		1	5
		Diptera NI	1	3		1	51	8	64
		Chironomidae			5	8			13
Culicidae				7			7		
Mollusca	Bivalvia	Sphaeriidae	2		24		15	3	44
		Gasteropoda							
	Hydrobiidae		2	33		262	1	298	
	Ampullariidae	2	1	9		3	1	16	
	Planorbidae	1		124	1			126	
		Ancylidae			3		5	4	12
		Lymnaeidae	3			1			4
Annelida	Hirudinea	Glossiphoniidae	2		2	1	9	5	19
	Oligochaeta	Tubificidae			8	29	1		38
RIQUEZA (taxa)			7	6	8	11	11	13	19
ABUNDANCIA (individuos)			28	21	208	59	424	47	787

C. = Cañada. A. = Arroyo. NI = No identificado.

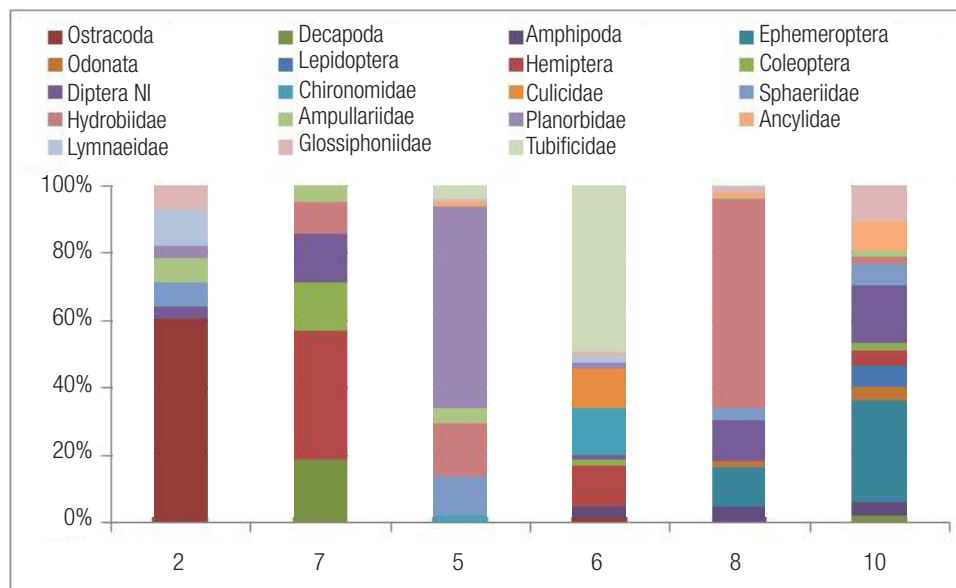


Figura 5. Composición porcentual de los macroinvertebrados acuáticos en los distintos sitios de muestreo en el arroyo Colorado, Uruguay.

pea —UE— y Canadá: Chapman, 1996). El nitrato está por debajo de los estándares establecidos tanto a nivel nacional (10 mg/l N, Decreto 253/79) como por los que marca la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la UE (50 mg/l N: Chapman, 1996), mientras que todas las concentraciones de PT superan el umbral nacional (0.025 mg/l Decreto 253/79), pero no el de la UE (5 mg/l: Chapman, 1996).

Mientras la cañada Rocha muestra una recuperación en el ICA aguas abajo, de mala a regular, la cañada Benítez se deteriora de regular a mala, y así se mantiene en el arroyo Colorado, que nunca llega a recuperarse.

El muestreo del zoobentos se realizó sólo en verano, cuando los caudales reducidos facilitan el acceso a los arroyos, se concentran los contaminantes y estabilizan las comunidades (Villamarín *et al.* 2013). Además, Suren y Jowett (2006) encontraron en un clima similar que la abundancia de los Ostracoda, Coleoptera, Chironomidae, Oligochaeta y Gastropoda, que son 64% de los individuos aquí colectados, mostraba poca variación estacional. El muestreo semicuantitativo es un método rápido que permite coleccionar más grupos al cubrir una mayor área (Metzeling *et al.*, 2003). Por otra parte, la riqueza de taxones superiores (órdenes y familias) tiene la ventaja de incluir una mayor distancia filogenética (Marchant, 2007).

La ausencia de filtradores entre los organismos colectados puede estar relacionada con la reducción del caudal, una de las principales alteraciones de los ríos que reduce su capacidad de autodepuración (Graeber *et al.*, 2013). Varios de los grupos encontrados son indicadores de contaminación orgánica.

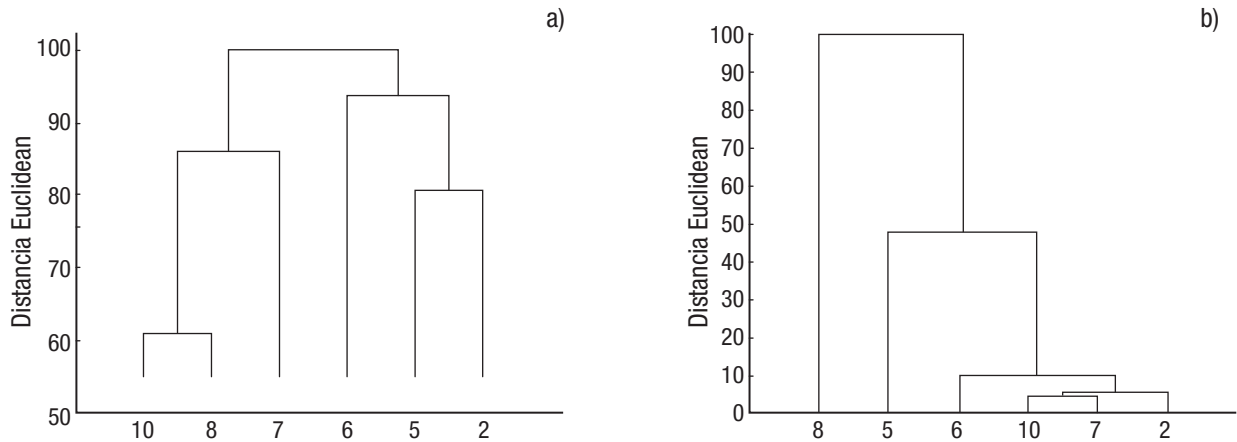
La menor riqueza de los invertebrados en la cañada Rocha obedecería a la contaminación, que reduce el número de taxones presentes (Margalef, 1983). Los sitios 7 y 10 presentaron comunidades más equilibradas y de composición similar, lo que significa que podrían ser posibles sitios de recuperación, la cual ha sido interrumpida por el encuentro con la cañada Benítez (sitio 8). Todos los otros sitios presenta-

ron alta abundancia de grupos tolerantes. El sitio 2 se parece más a los de la cañada Benítez que a los ubicados aguas abajo, lo cual coincide con lo anterior.

A pesar de que los sitios 6 y 8 fueron los únicos con remanentes de monte ribereño, no presentaron mayor riqueza de invertebrados y también estuvieron dominados por grupos tolerantes a la contaminación. La literatura es contradictoria al respecto. Johnson *et al.* (2013) encontraron que las diferencias en la estructura de la comunidad estaban correlacionadas con la conductividad y el fósforo inorgánico disuelto. Para Coe *et al.* (2013) era la cuenca y no el bosque inmediato lo que mejor explicaba la estructura bentónica. En cambio, Ríos y Bailey (2006) encontraron un incremento de la diversidad conforme aumenta la cobertura arbórea a escala de tramo de arroyo (largo muestreado). Dicho estudio fue hecho en 33 microcuencas y 3500 km², el cual es un resultado estadístico y no puntual, como el del presente trabajo. Che Salmah *et al.* (2013) encontraron que la fragmentación del bosque tuvo un efecto negativo en la diversidad de insectos acuáticos, pero no en sus abundancias.

Los primeros sitios de cada curso presentaron cierto dominio de moluscos, los que en general se asocian a moderados niveles de contaminación orgánica, pero son sensibles a una reducción del oxígeno disuelto. La eutrofización puede favorecer a los moluscos al ofrecerles más recursos (Ciparis *et al.*, 2013). Fernández y Schnack (1977) consideran al hidróbido *Heleobia piscium* sensible a la contaminación, y al planórbido *Biomphalaria peregrina*, tolerante. La familia Planorbidae puede ser considerada como muy tolerante (Harman, 1974; Branco, 1986).

Los oligoquetos tubificidos se adaptan a un extenso rango de condiciones ambientales, por lo que suelen ser dominantes donde hay mucha materia orgánica y el sedimento es pobre en oxígeno (Brinkhurst & Jamieson, 1971; Timm, 1980; Grimm, 1987; Brinkhurst & Marchese, 1992). Los tubificidos son indicadores útiles en el diagnóstico de la ca-

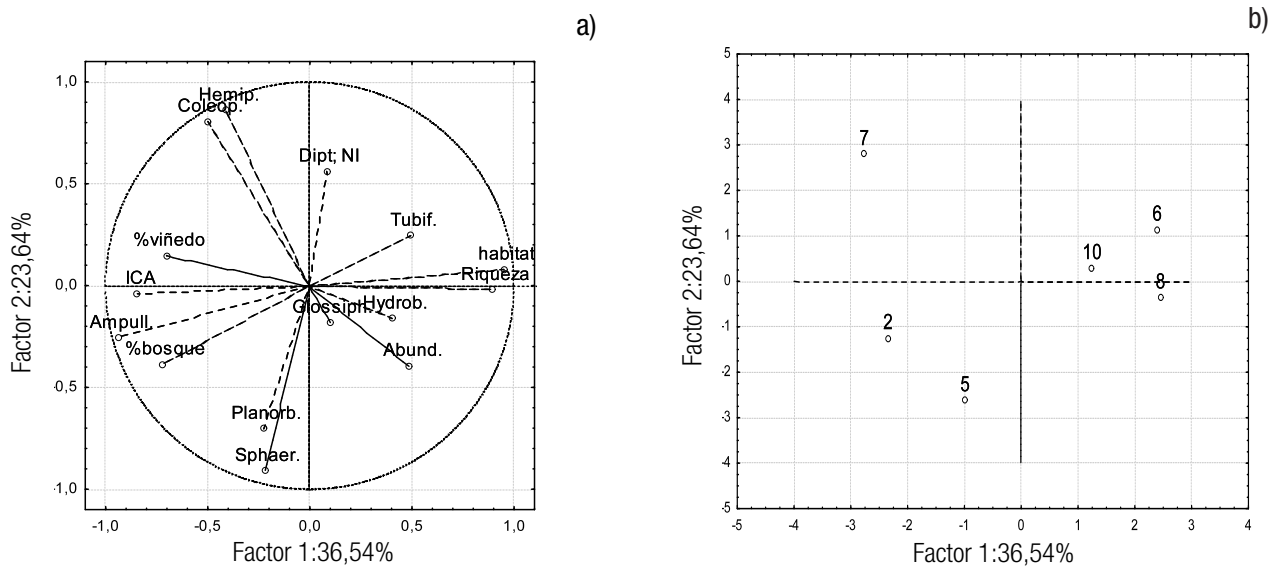


Figuras 6a-b. Dendrogramas de la distancia euclidiana entre sitios según la presencia / ausencia (a) y la abundancia relativa (b) de los macroinvertebrados acuáticos en el arroyo Colorado, Uruguay.

alidad ecológica de los sistemas acuáticos (Learner, 1979; Lang, 1990; Milbrink, 1994). En el sistema del arroyo Colorado es precisamente en el sitio 6, y sólo allí, donde son dominantes.

Los ostrácodos se hallan en una amplia diversidad de ambientes, por lo que se les ha considerado indicadores útiles de calidad del agua (Liberto, 2010). Muchas especies pueden tolerar bajas concentraciones de oxígeno gracias a su corto ciclo de vida y la producción de huevos de resistencia (Thorp & Covich, 2001). Los anfípodos y los decápodos ocupan una gran variedad de aguas no contaminadas, más o menos confinados al sustrato somero con abundante oxígeno (Arocena, 1999). En este caso no fueron abundantes ni frecuentes, a diferencia de otros sistemas similares de la región.

Los efemerópteros, en general sensibles a la contaminación y de importancia en el sitio 10, pueden indicar cierta recuperación del curso. Los hemípteros, dominantes en el sitio 7, son un grupo heterogéneo con diferentes grados de adaptación al medio, por lo que es necesaria una mayor resolución taxonómica para interpretar su presencia. La mayoría de las larvas de dípteros se alimenta de materia orgánica y son frecuentes en ambientes en descomposición (Scatoni *et al.*, 2009). La familia Chironomidae contiene grupos tolerantes, aunque también hay algunos sensibles (Medina & Paggi 2004), y suele ser la familia de dípteros más frecuente y abundante, que domina junto con los tubificidos en sedimentos orgánicos pobres en oxígeno (Arocena, 1999; Marchese & Paggi, 2004; Khan & Colbo, 2008) como sucede en el sitio 6. La presencia de estos organismos indican aguas con contaminación orgánica y baja capacidad de autodepuración (Chalar, 1994).



Figuras 7a-b. a) Proyección de las variables. b) Proyección de los sitios de muestreo en el arroyo Colorado, Uruguay, según el análisis de Componentes Principales.

El ACP muestra que los sitios del arroyo Colorado tienen una comunidad bentónica más rica y un mejor hábitat. Sin embargo, la calidad del agua es peor allí que en las nacientes. Aparentemente, la comunidad bentónica depende más en nuestro caso del estado del tramo que de la calidad del agua, la que respondería al uso del suelo en toda la cuenca. Las nacientes se proyectan en la parte inferior del plano del ACP debido al predominio en las mismas de los moluscos, que son en parte reemplazados aguas abajo por los insectos.

En síntesis, la cañada Rocha está canalizada y tiene escasas macrofitas, mayor concentración de nutrientes y menor riqueza y abundancia de invertebrados. El ICA muestra una recuperación aguas abajo, con la comunidad bentónica más equilibrada. Junto con el sitio 5, tiene la peor calidad del hábitat. En la cañada Benítez hay abundantes macrofitas acuáticas, y el ICA se deteriora aguas abajo y así se mantiene en el arroyo Colorado. Los sitios 6, 8 y 10 tienen los mayores puntajes de calidad del hábitat, aunque los dos últimos muestran las orillas desmoronadas por acción del ganado. La cañada Rocha sufre eutrofización en sus nacientes, para la cual presenta aún cierta capacidad de autodepuración. Por el contrario, la cañada Benítez sufriría un impacto por sustancias tóxicas de las bodegas e interrumpiría la recuperación de la cañada Rocha. Aguas abajo de su confluencia se retomaría el proceso de autodepuración, al menos en algunas de las variables analizadas.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el proyecto Arroyito Colorado, iniciativa de las Chacras Comunitarias La Tierrita y La Comarca, que busca mejorar el ecosistema hídrico mediante acciones comunitarias regenerativas, y por la Facultad de Ciencias de la Universidad de la República de Uruguay. El proyecto recibió fondos del Programa de Pequeñas Donaciones del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. Agradecemos a Yamilia Martínez por su colaboración en la realización de muestreos y análisis de laboratorio.

REFERENCIAS

- AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación). 1995. *Calidad del agua. Métodos de muestreo biológico. Guía para el muestreo manual con red de macroinvertebrados bénticos* (ISO 7828: 1985) UNE EN 27828.
- ALBA-TERCEDOR, J. 1996. *Macroinvertebrados Acuáticos y Calidad de las Aguas de los ríos*. IV Simposio del Agua en Andalucía, Almería, vol. II: pp. 203-213.
- APHA (American Public Health Association). 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. APHA/AWWA/WPCF. Washington: 1268 p.
- AROCENA, R. 1999. Cap. 18 Zoobentos. *In: Arocena R. & D. Conde (Eds.). Métodos en Ecología de Aguas Continentales*. Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Montevideo: pp. 182-193.
- AROCENA, R., G. CHALAR, D. FABIÁN, L. DE LEÓN, E. BRUGNOLI, M. SILVA, E. RODÓ, I. MACHADO, J.P. PACHECO, R. CASTIGLIONI & L. GABITO. 2008. *Evaluación Ecológica de Cursos de Agua y Biomonitorio*. Informe final del Convenio de Cooperación Técnica y Científica entre DINAMA y Facultad de Ciencias. <http://limno.fcien.edu.uy/pdf/informes/CalEcolCurso-sAguasCcaStaLucia.pdf>
- BAPTISTA, D. F., D. F. BUSS, M. EGLER, A. GIOVANELLI, M. P. SILVEIRA & J. L. NES-SIMIAN. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia* 575: 83-94. DOI: 10.1007/s10750-006-0286-x
- BASS, D. & R. C. HARREL. 1981. Water quality of a southeast Texas stream. *Hydrobiologia* 76: 69-79.
- BENTANCOURT PÉREZ, C. M., E. R. MORELLI MAZZEO & I. B. SCATONI. 2009. *Insectos del Uruguay*. Facultad de Ciencias, Universidad de la República. 658 p.
- BRANCO, S. M. 1986. *Hidrobiología aplicada 'a engenharia sanitária*. CETESB/ASCETESB, Sao Paulo. 640 p.
- BRINKHURST, R. O. & B. G. M. JAMIESON. 1971. *Aquatic Oligochaeta of the World*. Oliver & Boyd. Edinburgh. 860 p.
- BRINKHURST, R. O. & M. R. MARCHESI. 1992. *Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica*. Colección Climax Nº 6, Santa Fé. 207 p.
- CHALAR, G. 1994. Composición y abundancia del zoobentos del Arroyo Toledo (Uruguay) y su relación con la calidad del agua. *Revista Chilena de Historia Natural* 67: 129-141 DOI: 10.1016
- CHALAR, G., R. AROCENA, J. P. PACHECO & D. FABIÁN. 2011. Trophic assessment of streams in Uruguay: A Trophic State Index for Benthic Invertebrates (TSI-BI). *Ecological Indicators* 11 (2): 362-369.
- CHAPMAN, D. (Ed.). 1996. *Water Quality Assessments*. UNESCO-WHO-UNEP.
- CHE SALMAH, M. R., S. ABDO AL-SHAMI, M. ROSEMAHANIE MADRUS & A. HASSAN RAWI, C. S. M., S. A. AL-SHAMI, M. R. MADRUS & A. H. AHMAD. 2013. Local effects of forest fragmentation on diversity of aquatic insects in tropical forest streams: implications for biological conservation. *Aquatic Ecology* 47 (1): 75-85. DOI: 10.1007/s10452-012-9426-8
- CIPARIS, S., D. D. IWANOWICZ & J. REESE VOSHELL JR. 2013. Relationships between nutrient enrichment, pleurocerid snail density and trematode infection rate in streams. *Freshwater Biology* 58 (7): 1392-1404. DOI: 10.1111/fwb.12135
- COE, H. J., X. WEI & P. M. KIFFNEY. 2013. Linking forest harvest and landscape factors to benthic macroinvertebrate communities in the interior of British Columbia. *Hydrobiologia* 717 (1): 65-84. DOI: 10.1007/s10750-013-1573-y
- CONDE, D., J. GORGA & G. CHALAR. 1999. Cap. 11. Nitrógeno, fósforo y sílice. *In: Arocena, R. & D. Conde (Eds.). Métodos en Ecología de Aguas Continentales con ejemplos de limnología en Uruguay*. Universidad de la República, Facultad de Ciencias. Montevideo, pp. 29-43.
- CONDE, D., R. AROCENA & L. RODRÍGUEZ-GALLEGO. 2002. *Recursos acuáticos superficiales de Uruguay: ambientes algunas problemáticas y desafíos para la gestión (I y II)* Parte I *Ambios* 3 (10): 5-9. Parte II *Ambios* 4 (11): 32-33.

- CUDE, C. 2001. Oregon Water Quality Index: A Tool for Evaluating Water Quality Management Effectiveness. *Journal of the American Water Resources Association* 37 (1): 125-137. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2001.tb05480.x
- DALE, V. H. & S. C. BEYELER. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1 (1): 3-10. DOI: 10.1016/S1470-160X(01)00003-6
- DOMÍNGUEZ, E. & H. R. FERNÁNDEZ (Eds.). 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán. 656 p.
- FERNANDES, J. D. F., A. L. T. DE SOUZA & M. O. TANAKA. 2014. Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. *Hydrobiologia* 724 (1): 175-185. DOI: 10.1007/s10750-013-1732-1
- FERNÁNDEZ, L. A. & J. A. SCHNACK. 1977. Estudio preliminar de la meiofauna bentónica en tramos poluidos de los arroyos Rodríguez y Carnaval (Provincia de Buenos Aires.). *Ecosur* 4 (8): 103-115.
- FERNÁNDEZ, M. J., A. BARBA & J. OLIVA. 2004. Influencia del tipo de vinificación en la eliminación de residuos de fungicidas. *Tecnología del vino: tratamientos y equipos para viticultura y enología* 16: 30-34.
- FREEMAN, M. C., C. M. PRINGLE & C. R. JACKSON. 2007. Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. *Journal of the American Water Resources Association* 43 (1): 5-14. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2007.00002.x
- GILLINGHAM, A. G. & B. S. THORROLD. 2000. A Review of New Zealand Research Measuring Phosphorus in Runoff from Pasture. *Journal of Environmental Quality* 29 (1): 88-96. DOI: 10.2134/jeq2000.00472425002900010011x
- GRAEBER, D., M. T. PUSCH, S. LORENZ & M. BRAUNS. 2013. Cascading effects of flow reduction on the benthic invertebrate community in a lowland river. *Hydrobiologia* 717 (1): 147-159. DOI: 10.1007/s10750-013-1570-1
- GREET, J., J. A. WEBB & R. D. COUSENS. 2011. The importance of seasonal flow timing for riparian vegetation dynamics: a systematic review using causal criteria analysis. *Freshwater Biology* 56 (7): 1231-1247. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2011.02564.x
- GRIMM, R. 1987. Contributions towards the taxonomy of the African Naididae (Oligochaeta). IV. Zoogeographical and taxonomical considerations on African Naididae. *Hydrobiologia* 155: 27-37.
- HALLOCK, D. 1990. Results of the 1990 Water Quality Index Analysis. *State of Washington, Department of Ecology, Memorandum to Dick Cunningham*, July 18, 1990. Washington Department of Ecology, Environmental Investigations and Laboratory Services Program, Olympia, WA.
- HARMAN, W. N. 1974. Snails (Molusca: Bivalvia). In: Hart C. W. & S. L. H. Fuller (eds.). *Pollution ecology of freshwater invertebrates*. Academic Press, New York, pp. 275-312.
- IMHOLT, C., C. N. GIBBINS, I. A. MALCOLM, S. LANGAN & C. SOULSBY. 2010. Influence of riparian cover on stream temperatures and the growth of the mayfly *Baetis rhodani* in an upland stream. *Aquatic Ecology* 44 (4): 669-678. DOI: 10.1002/eco.1291
- JOHNSON, R. C., H. SEONG JIN, M. M. CARREIRO & J. D. JACK. 2013. Macroinvertebrate community structure, secondary production and trophic-level dynamics in urban streams affected by non-point-source pollution. *Freshwater Biology* 58 (5): 843-857. DOI: 10.1111/fwb.12090
- KHAN, B. & M. H. COLBO. 2008. The impact of physical disturbance on stream communities: lessons from road culverts. *Hydrobiologia* 600 (1): 229-235. DOI: 10.1007/s10750-007-9236-5
- LANG, C. 1990. Quantitative relationships between oligochaete communities and phosphorus concentrations in lakes. *Freshwater Biology* 24 (2): 327-334.
- LEARNER, M. 1979. The distribution and ecology of the Naididae (Oligochaeta) which inhabit the filter-beds of sewage-works in Britain. *Water Research* 13 (12): 1291-1299.
- LIBERTO, R. 2010. Patrones demográficos en poblaciones naturales de Cyprididae (Crustacea: Ostracoda) del área rioplatense y sus respuestas vitales en bioensayos de toxicidad. Tesis de Doctorado en Ciencias (Naturales), Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, Argentina. 146 p.
- LOPRETTO, E. & G. TELL (eds.). 1995. *Ecosistemas de aguas continentales, Metodología para su estudio*, Tomos I, II y III Ediciones Sur. Argentina. 1401 p.
- MARCHANT, R. 2007. The use of taxonomic distinctness to assess environmental disturbance of insect communities from running water. *Freshwater Biology* 52 (8): 1634-1645. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01785.x
- MARCHESE, M. & A. C. PAGGI. 2004. Diversidad de Oligochaeta (Annelida) y Chironomidae (Diptera) del Litoral Fluvial Argentino. *Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino INSUGEO*, Miscelánea, 12: 217-224.
- MARGALEF, R. 1983. *Limnología*. Ediciones Omega, Barcelona. 1010 p.
- MEDINA, A. I. & A. PAGGI. 2004. Composición y abundancia de Chironomidae (Diptera) en un río serrano de zona semiárida (San Luis, Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 63 (3-4): 107-118. Metzeling, L., B. Chessman, R. Hardwick & V. Wong. 2003. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: the role of experience, and comparisons with quantitative methods. *Hydrobiologia* 510 (1-3): 39-52. DOI: 10.1023/B:HYDR.0000008500.34301.a0.
- MILBRINK, G. 1994. Oligochaetes and water pollution in two deep Norwegian lakes. *Hydrobiologia* 278: 213-222. DOI: 10.1007/978-94-011-0842-3_24
- MOLINA UBEDA, R. & V. DÍAZ BARCOS. 2002. Sanitización en la industria enológica (II). *Tecnología del Vino* 6: 25-32.
- MONAGHAN, R. M. & L. C. SMITH. 2004. Minimising surface water pollution resulting from farm-dairy effluent application to mole-pipe drained soils. II. The contribution of preferential flow of effluent to whole-farm pollutant losses in subsurface drainage from a West Otago dairy farm. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 47 (4): 417-428. DOI: 10.1080/00288233.2004.9513610

- MONAGHAN, R. M., R. J. WILCOCK, L. C. SMITH, B. TIKKISSETTY, B. S. THORROLD & D. COSTALL. 2007. Linkages between land management activities and water quality in an intensively farmed catchment in southern New Zealand. *Agriculture Ecosystems and Environment* 118: 211-222. DOI: 10.1016/j.agee.2006.05.016
- MORENO, P., J. S. FRANÇA, W. R. FERREIRA, A. D. PAZ, I. M. MONTEIRO & M. CALLISTO. 2009. Use of the BEAST model for biomonitoring water quality in a neotropical basin. *Hydrobiologia* 630 (1): 231-242. DOI 10.1007/s10750-009-9796-7
- MUNNÉ, A., N. PRAT, C. SOLÀ, N. BONADA & M. RIERADEVALL. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13 (2): 147-163. DOI: 10.1002/aqc.529
- NAVARRO, S., A. BARBA, J. OLIVA, G. NAVARRO & F. PARDO. 1999. Evolution of residual levels of six pesticides during elaboration of red wines. Effect of winemaking procedures in their disappearance. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 47 (1): 264-270. DOI: 10.101021/jf980801aqc.529
- NAVARRO, S., B. GARCÍA, G. NAVARRO, J. OLIVA & A. BARBA. 1997. Effect of wine-making practices on the concentrations of fenarimol and penconazole in rose wines. *Journal of Food Protection* 60 (9): 1120-1124.
- NIJBOER, R. C., P. F. M. VERDONSCHOT & D. C. VAN DER WERF. 2005. The use of indicator taxa as representatives of communities in bioassessment. *Freshwater Biology* 50 (8): 1427-1440. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2005.01405.x
- OLIVA, J., F. PARDO, S. NAVARRO, A. BARBA & G. NAVARRO. 2000. Eliminación de residuos de plaguicidas durante el proceso de vinificación. *Enólogos* 4: 17-21.
- OPP (Oficina de Planeamiento y Presupuesto), OEA (Organización de los Estados Americanos), BID (Banco Interamericano de Desarrollo). 1992. *Uruguay: Estudio Ambiental Nacional*. Secretaría Ejecutiva Para Asuntos Económicos y Sociales, República Oriental del Uruguay. Washington D. C. 343 p. Disponible en línea en: <http://www.oas.org/dsd/publications/Unit/oea10s/oea10s.pdf>
- OSBORNE, L. L. & D. A. KOVACIC. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29 (2): 243-258. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1993.tb00761.x
- PETERSEN, R. C. 1992. The RCE: a riparian, channel, and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biology* 27 (2): 295-306. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1992.tb00541.x
- POQUET, J. M., J. ALBA-TERCEDOR, T. PUNTI, M. M. SÁNCHEZ-MONTOYA, S. ROBLES, M. ÁLVAREZ, C. ZAMORA-MUÑOZ, C. E. SÁINZ-CANTERO, M. R. VIDAL-ABARCA, M. L. SUÁREZ, M. TORO, A. M. PUJANTE, M. RIERADEVALL & N. PRAT. 2009. The MEDiterranean Prediction And Classification System (MEDPACS): an implementation of the RIVPACS/ AUSRIVAS predictive approach for assessing Mediterranean aquatic macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia* 623 (1): 153-171. DOI: 10.1007/s10750-008-9655-y
- PRAT, N., B. RÍOS, R. ACOSTA & M. RIERADEVALL. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. In: Domínguez E. & H. R. Fernández (eds.) *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, pp. 631-654.
- RÍOS, S. L. & R. C. BAILEY. 2006. Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia* 553 (1): 153-160. DOI: 10.1007/s10750-005-0868-z
- SCRIMGEOUR, G. J. & S. KENDALL. 2003. Effects of livestock grazing on benthic invertebrates from a native grassland ecosystem. *Freshwater Biology* 48 (2): 347-362. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2003.00978.x
- STAINBROOK, K. M., K. E. LIMBURG, R. A. DANIELS & R. E. SCHMIDT. 2006. Long-term changes in ecosystem health of two Hudson Valley watersheds, New York, USA, 1936-2001. *Hydrobiologia* 571 (1): 313-327. DOI: 10.1007/s10750-006-0254-5
- STUDINSKI, J. M., K. J. HARTMAN, J. M. NILES & P. KEYSER. 2012. The effects of riparian forest disturbance on stream temperature, sedimentation, and morphology. *Hydrobiologia* 686 (1): 107-117. DOI: 10.1007/s10750-012-1002-7
- SUREN, A. M. & I. G. JOWETT. 2006. Effects of floods versus low flows on invertebrates in a New Zealand gravel-bed river. *Freshwater Biology* 51 (12): 2207-2227. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2006.01646.x
- TESTI, A., S. BISCEGLIE, S. GUIDOTTI & G. FANELLI. 2009. Detecting river environmental quality through plant and macroinvertebrate bioindicators in the Aniene River (Central Italy). *Aquatic Ecology* 43 (2): 477-486. DOI: 10.1007/s10452-008-9205-8
- THORP, J. H. & A. P. COVICH. 2001. *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*: Academic Press, San Diego. 1021 p.
- TIMM, T. 1980. Distribution of Aquatic Oligochaetes. In: Brinkhurst, R. O. & D. G. Cook (Eds.) *Aquatic Oligochaeta Biology*. Plenum Press, Nueva York. pp. 55-77.
- VILLAMARÍN, C., M. RIERADEVALL, M. J. PAUL, M. T. BARBOUR & N. PRAT. 2013. A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA index. *Ecological Indicators* 29: 79-92. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.12.006
- WAHL, C. M., A. NEILS & D. HOOPER. 2013. Impacts of land use at the catchment scale constrain the habitat benefits of stream riparian buffers. *Freshwater Biology* 58 (11): 2310-2324. DOI: 10.1111/fwb.12211
- Washington Dept. of Natural Resources. (visitado 2014) *Washington Natural Heritage Program* - www.dnr.wa.gov/ResearchScience/Topics/NaturalHeritage/Pages/amp_nh.aspx
- WESTRA, L., P. MILLER, J. R. KARR, W. E. REES & R. E. ULANOWICZ, 2000. Ecological Integrity and the Aims of the Global Integrity Project In: Pimentel, D., L. Westra & R. F. Noss (Eds.). *Ecological Integrity: Integrating Environment, Conservation, and Health*. Island Press, Washington, D.C, pp. 19-41.

Variación morfométrica de la pata mesotorácica de *Rhagovelia gastrotricha* (Hemiptera: Veliidae) en los Andes de Colombia

Morphometric variation in the mesothoracic leg of *Rhagovelia gastrotricha* (Hemiptera: Veliidae) in the Colombian Andes

Dora Nancy Padilla-Gil¹
y Juan Pablo García-López²

¹Departamento de Biología, Universidad de Nariño, Ciudad Universitaria Torobajo, Bloque 3, Cuarto Piso San Juan de Pasto, Nariño, Colombia

²Grupo de investigación de Entomología, Universidad de Nariño, San Juan de Pasto, Nariño, Colombia

e-mail: dnpadilla@udenar.edu.co

Recibido: 19 de mayo de 2015. **Aceptado:** 13 de enero de 2016.

Padilla-Gil D. N. y J. P. García-López. 2016. Variación morfométrica de la pata mesotorácica de *Rhagovelia gastrotricha* (Hemiptera: Veliidae) en los Andes de Colombia. *Hidrobiológica* 26 (3): 395-401.

RESUMEN

Antecedentes. Los Gerromorpha presentan como zona adaptativa la película superficial del agua. Estos insectos exhiben asociaciones definidas entre el hábitat, su componente genético y algunos elementos estructurales. Los Vélidos del género *Rhagovelia* encontrados en ecosistemas acuáticos lóticos en microhábitats heterogéneos, evidencian diferencias en las patas medias, las cuales están implicadas en su hidrodinámica. **Objetivos.** Comparar la variabilidad interpoblacional de la pata media en *Rhagovelia gastrotricha*. **Métodos.** Este estudio analiza cuatro poblaciones de *R. gastrotricha* en el piedemonte Andino de la vertiente Pacífica de la Cordillera Occidental de los Andes en un rango altitudinal entre los 1000 a 1200 m s.n.m. entre las localidades de “Ricaurte” (Quebrada Palpis y Quebrada Amor) y Altaquer (Quebrada Ensellada y Río Ñambí), en el departamento de Nariño. Los muestreos se realizaron en noviembre de 2011. Se realizó un análisis de morfometría geométrica con descriptores elípticos de Fourier del contorno de los segmentos fémur, tibia y tarso en 40 individuos de cuatro poblaciones del suroeste de Nariño. **Resultados.** Los insectos con patas medias que presentan mayor contorno en los segmentos fémur y tibia son los de los cuerpos de agua de las Quebradas Palpis y Amor; les preceden los de Río Ñambí. Los especímenes de La Ensellada presentaron menor contorno tanto del fémur como de la tibia. El análisis de varianza muestra diferencias significativas ($p < 0,05$) en el contorno de los tres segmentos de la pata media entre las poblaciones. **Conclusiones.** Se argumentan las diferencias con relación a la topografía y algunos parámetros físico-químicos de los cuerpos de agua muestreados..

Palabras clave: Insectos acuáticos, morfometría, neotrópico, suroeste de Colombia, topografía.

ABSTRACT

Background. The Gerromorpha are adapted on the water surface film. These insects exhibit strong associations between their genetic component, some structural elements of their body and the habitat. The genus *Rhagovelia* (Veliidae) is found in lotic aquatic ecosystems in heterogeneous microhabitats, where show differences in the middle legs, which are involved in the hydrodynamic of insect. **Goals.** In order to compare the interpoplational variability of the middle leg of *Rhagovelia gastrotricha*. **Methods.** This study analyzed four populations of *R. gastrotricha* in the sub-Andean foothills of the pacific slope in the west Andes at altitudinal ranges that go from 1000 to 1220 m.a.s.l., between the towns of “Ricaurte” (forest streams Quebrada Palpis and Quebrada Amor) and “Altaquer” (Quebrada Ensellada and River Ñambí), in the department of Nariño. Samples were collected in November 2011. We analyzed by means of geometric morphometrics (Fourier’s elliptic descriptors) the outline of femur, tibia and tarsus segments, of 40 individuals from four populations of southwestern Nariño. **Results.** The insects with middle legs that present bigger contour of the femur and tibia were of the water bodies from Quebradas Palpis and Amor; next precedes River Ñambí. The Ensellada’s specimens presented minor contour so much of the femur as of the tibia. The variance analysis indicate significant differences ($p < 0.05$) in the outline of the middle leg between populations. **Conclusions.** Differences are justified by relation with the topography and some physic-chemistry parameters of water bodies.

Key words: Aquatic insects, morphometry, neotropic, south-west Colombia, topography.

INTRODUCCIÓN

Los hemípteros acuáticos del infraorden Gerromorpha comienzan su historia de vida, locomoción, alimentación y comportamiento reproductivo en la superficie del agua (Spence & Andersen, 1994). Dentro de los Gerromorpha, la familia Veliidae es considerada la más numerosa (seguida de los Gerridae), con 6 subfamilias, 61 géneros y cerca de 962 especies a nivel mundial (Andersen, 1982; Polhemus & Polhemus, 2008). El género *Rhagovelia* Mayr, incluido en esta misma familia, es el más grande de los heterópteros, se reproduce en ambientes acuáticos y cuenta con alrededor de 200 taxones en todo el mundo (Polhemus, 1997).

En Colombia, los vélicos están divididos en 6 géneros y 66 especies, el más diverso es *Rhagovelia* (con 51 especies), prolífico principalmente en la región Andina (Padilla-Gil, 2012a).

Rhagovelia gastrotricha Padilla-Gil, 2011, especie que es objeto de estudio en esta investigación, pertenece al complejo *angustipes* y al grupo *bisignata*; con distribución restringida al suroeste del departamento de Nariño (Colombia), en la vertiente occidental de la Cordillera Occidental, con rango altitudinal entre los 1000 y 1400 m s.n.m.; habita en ecosistemas acuáticos lóticos del Oroboma Bajo Andes con vegetación secundaria.

Las investigaciones acerca de la familia Veliidae demostraron que el largo de las patas ha experimentado cambios evolutivos debido al gen *Ultrabithorax* (*Ubx*); cuya expresión fenotípica pasó del plan general, largo de la pata posterior mayor y de la anterior menor L3> L2>

L1, a L2> L3> L1 y se generalizó en las Gerridae. Esta condición se relaciona con el modo de locomoción en la superficie del agua, donde L2 actúa como remos y L3 como timones (Khila *et al.*, 2009).

A pesar de la diversidad y amplia distribución geográfica de las *Rhagovelia* y el gran interés que ha despertado en los últimos años (Moreira & Ribeiro, 2009; Moreira *et al.*, 2010, 2012; Padilla-Gil, 2011a, 2011b, 2012b, 2013; Padilla-Gil & Moreira, 2013), la variabilidad de las características biológicas y ecológicas de las especies neotropicales de este género no se ha estudiado.

Esta investigación tuvo como objetivo comparar la variabilidad interpoblacional de la especie *R. gastrotricha* respecto al largo de la pata media y sus características, las cuales dependen del ambiente, principalmente de la topografía y los parámetros fisicoquímicos del agua; se consideraron cuatro ecosistemas acuáticos neotropicales de los Andes del suroeste de Colombia.

MATERIALES Y MÉTODOS

Áreas de muestreo y colecta. La colecta de los especímenes se realizó en cuatro localidades del piedemonte costero del Suroeste de Nariño, pertenecientes a dos municipios, Ricaurte (Quebrada Palpis y Quebrada Amor) y Altaquer (Quebrada Enhillada y Río Ñambi), en un rango altitudinal de 1000 a 1220 m (Fig. 1, Tabla 1); los muestreos se realizaron en noviembre de 2011. La colecta manual se realizó sobre la superficie de diferentes cuerpos de agua, con una red de mano cuadrada de 25 cm de largo y una malla de 1 mm. Adicionalmente, se

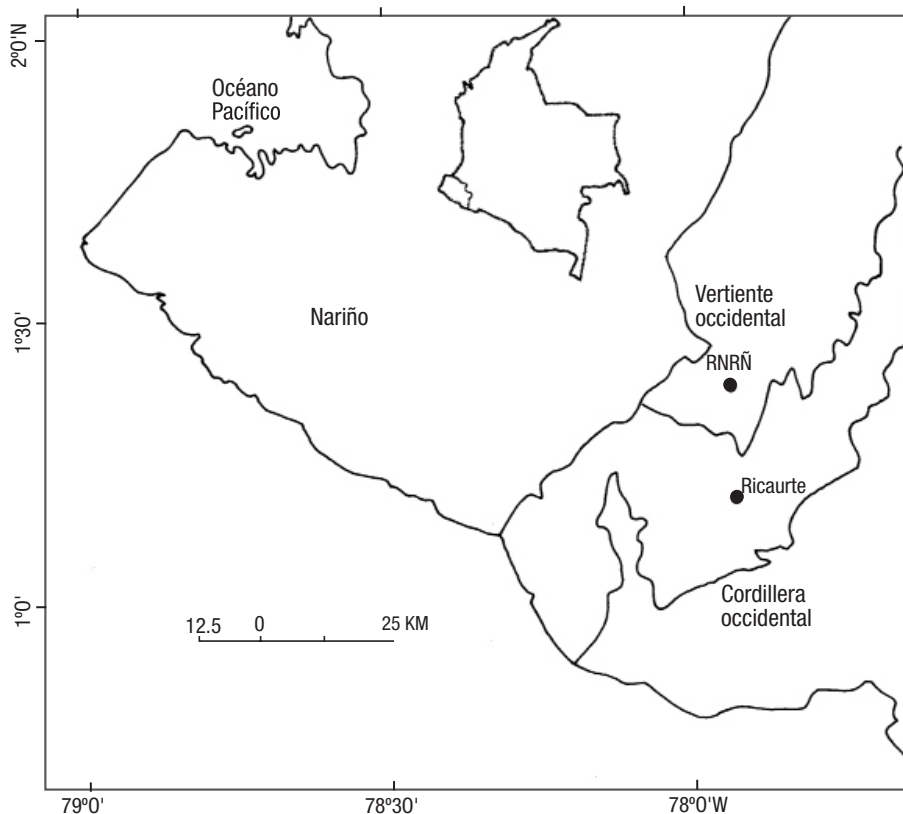


Figura 1. Ubicación de las áreas de muestreo, RNRÑ: Reserva Natural Río Ñambi, Colombia.

Tabla 1. Localización, altitud y parámetros físico-químicos del agua de los sitios de muestreo, en el piedemonte Andino de la vertiente Pacífica.

Sitio	Coordenadas	Altitud m.s.n.m.	Temperatura (°C)		pH	Conductividad S/m	Oxígeno %
			Agua	Ambiental			
Quebrada Palpis	01°13'35,2" N 78°03'18" O	1.000	19.5	20	7	0.54	83
Quebrada Amor	01°13'35,7" N 78°03'0,05" O	1.010	19	19.5	6.5	0.43	75
Quebrada Ensellada	01°14'16,7" N 78°05'13,4" O	1.040	20	27	5.5	0.3	70
Río Ñambí	01°17'40,6" N 78°05'58,7" O	1.220	19	24	6.5	0.09	108

recolectaron datos de parámetros ambientales: temperatura ambiental y del agua (termómetro), oxígeno disuelto (oxímetro), conductividad (conductímetro) y pH (medidor de pH).

Los insectos fueron preservados en etanol al 70% y transportados al Laboratorio de Entomología de la Universidad de Nariño para su identificación. Todos los especímenes examinados pasaron a formar parte de la Colección de Entomología de la Universidad de Nariño, San Juan de Pasto, Nariño (PSO-CZ).

Morfometría geométrica. La pata media derecha (Fig. 2) de 40 insectos machos de cuatro poblaciones de *R. gastrotricha* (diez por cada sitio de muestreo) se diseccionó. No se trabajó con hembras por las diferencias en tamaño y forma que presentan debido a la edad y estado de gravidez (Andersen, 1982), lo cual podría afectar las medidas morfométricas e influir al hacer la comparación con las demás poblaciones.

Los segmentos (fémur, tibia y tarso) se observaron en microscopio con aumento 4X y 10X y se tomaron fotografías digitales con una cámara Sony DSC WX7 con zoom de 5X y gran angular de 25 mm.

El largo total del cuerpo y la proporción entre éste y el largo de la pata media de cada espécimen (Fig. 3), se determinó gracias a las imágenes digitalizadas calculadas con el programa MicroMeasure (versión 1.06); se midió del ápice anterior de la cabeza hasta al ápice del abdomen.

Para el análisis elíptico de Fourier se dibujaron los contornos de las imágenes digitalizadas del fémur, la tibia y el tarso con el programa GIMP (versión 2.6). Posteriormente, para determinar las coordenadas y la cantidad de puntos (promedio de 800 puntos) en cada contorno se usó el programa TPSserie (versión 1.37). Los coeficientes de Fourier de cada armónico se obtuvieron gracias al programa EFAwin (copyright Rohlf y Ferson). Por último, se hicieron las normalizaciones de tamaño y la rotación del primer punto digitalizado. La serie de armónicos fue interrumpida en el armónico 3.

Análisis estadístico. Las matrices de los coeficientes de Fourier se analizaron mediante MANOVA CVA, con el programa Past versión 1.64 (Hammer & Harper, 2006). Las variables ambientales se correlacionaron mediante un análisis de correspondencia canónica con los parámetros fisicoquímicos y variables morfométricas. Las variables morfomé-

tricas también se analizaron mediante un análisis de comparación de varianzas (ANOVA).

RESULTADOS

Los resultados indican que *Rhagovelia gastrotricha* se encuentra en ríos y quebradas con temperaturas de agua entre 19 y 20 °C; 70-108% de oxígeno disuelto; pH de 5.5-7.0, y conductividad de 0.09 a 0.54 S/m (Tabla 1).

El análisis de varianza (Tablas 2 y 3) muestra diferencias significativas ($p < 0,05$) para el contorno de todos los segmentos de la pata media de los machos de la población de La Ensellada respecto de las otras tres poblaciones (Fig. 3).

DISCUSIÓN

Los insectos con patas medias que presentan mayor contorno en los segmentos fémur y tibia son los de los cuerpos de agua con más corriente, los de las quebradas Palpis y Amor; les preceden los de Río Ñambí, donde la recolección de los especímenes fue hecha debajo de las rocas grandes, con menor flujo de agua y turbulencia.

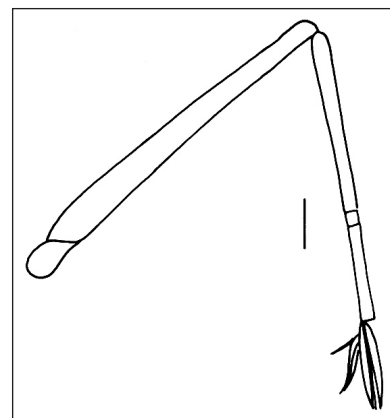
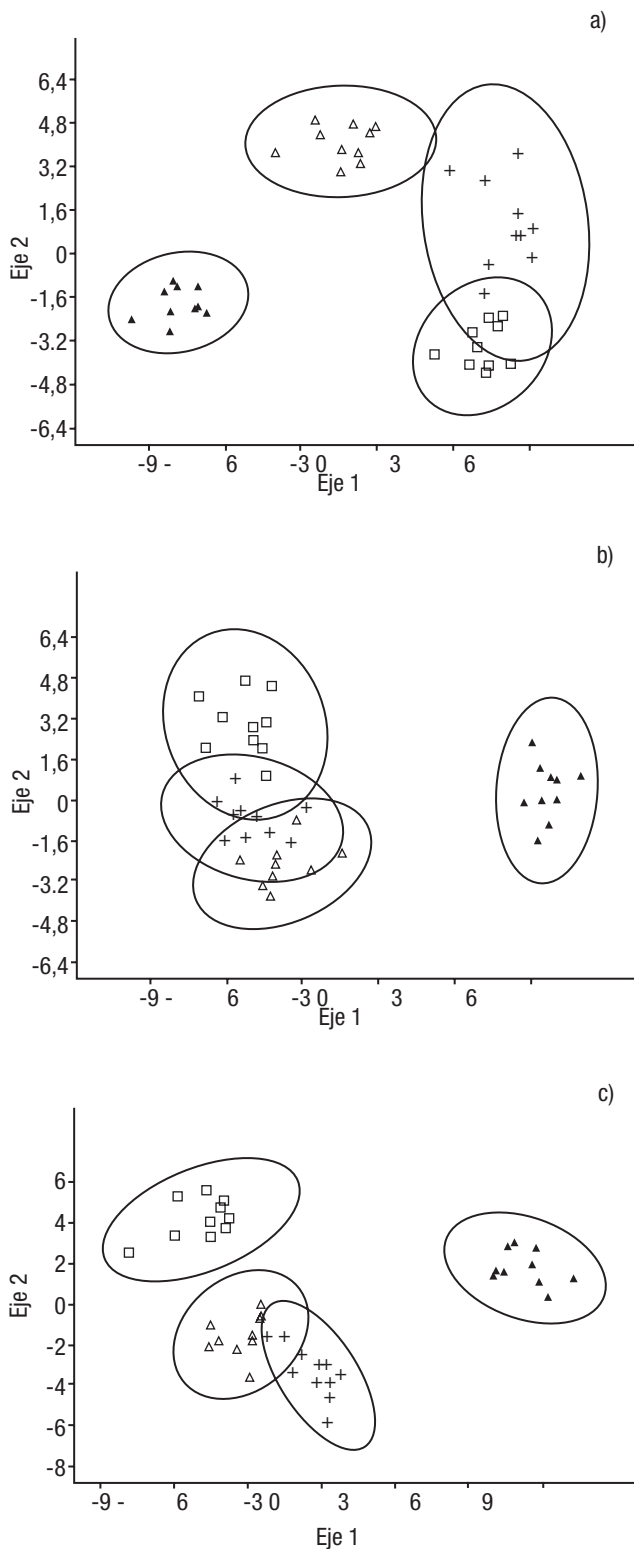


Figura 2. Pata mesotorácica del macho hemíptero de *Rhagovelia gastrotricha*. Escala = 0,5 mm.



Figuras 3a-c. Análisis morfométrico de la pata media de *Rhagovelia gastrotricha* en cuatro poblaciones de sitios de la Reserva Natural Río Nambí, Colombia. □ = Quebrada Palpis. ▲ = Quebrada Ensillada. Δ = Quebrada Amor. + = Río Nambí. a) Fémur medio. b) Tibia media. c) Tarso medio.

Los especímenes de La Ensillada, por otro lado, presentaron menor contorno tanto del fémur como de la tibia debido a que las aguas de esta quebrada son las que menos corriente tienen, por formar parte de un cañón con límites demarcados y más estrechos y una topografía similar a la de una silla de montar, de allí su nombre “Ensillada”. Un contorno más grande de los segmentos del fémur y la tibia se relaciona con una superioridad en la masa muscular, necesaria para provocar mayor deformidad de la superficie y mayor fuerza de propulsión (Bush *et al.*, 2007; Hu & Bush, 2010) para contrarrestar la velocidad del agua y tensión superficial. Por otra parte, Walker (1984) señala la importancia que tiene el largo de las patas medias, pues constituye un brazo de palanca largo que actúa contra la superficie del agua y alivia el esfuerzo de propulsión.

El contorno de la superficie del insecto que está en contacto con el agua es directamente proporcional a la fuerza de contacto e inversamente proporcional a la tensión superficial del cuerpo de agua (Bush & Hu, 2006; Bush *et al.*, 2007; Gao & Feng, 2010). Por lo tanto, el contorno del tarso de los especímenes de La Ensillada es menor en comparación con las otras poblaciones al presentar una fuerza de contacto menor en respuesta a la tensión superficial menor, debido a la temperatura del agua en esta zona (Fig. 4), la más alta de los cuerpos de agua muestreados y con el flujo más lento.

La tensión superficial varía con la temperatura debido a que aumenta el movimiento molecular del líquido y disminuye su viscosidad (Brown *et al.*, 2004), lo que representa menor resistencia. Los cambios pequeños en la tensión superficial también deben ser contrarrestados por la fuerza que ejerce el insecto y la superficie de contacto en el agua para mantenerse en movimiento y no hundirse. En el caso de las *Rhagovelia* de La Ensillada es posible que las condiciones del fluido lento y la disminución de la tensión superficial hayan afectado el área de contacto del insecto con el agua y las medidas de contorno de las patas mesotorácicas.

La relación entre los heterópteros acuáticos y los parámetros fisicoquímicos en el neotrópico se ha orientado hacia el conocimiento del hábitat (Padilla-Gil, 2014), la distribución geográfica (Padilla-Gil & García, 2013) y la influencia en la estructura de la comunidad (Dias-Silva, 2010); sin embargo, ninguno estudia los parámetros con referencia a diferencias morfométricas de alguna especie semiacuática.

Los sitios de muestreo presentan diferencias significativas basadas en los parámetros fisicoquímicos ($p < 0.05$). El contorno del tarso se correlaciona con las temperaturas del ambiente y del agua (Fig. 4).

Por otro lado, los organismos recolectados en la quebrada Amor se caracterizaron por la presencia de un mayor contorno del fémur y tarso, pero no se correlaciona con la temperatura (Fig. 4). De este análisis cabe destacar que los parámetros fisicoquímicos que no tienen incidencia directa con el contorno de los segmentos de la pata media son el pH y la conductividad.

En flujos más lentos de agua los organismos no necesitan deformar con las patas la superficie y la fuerza de propulsión del insecto puede ser proporcionada por las microsetas del tarso (Gao & Feng, 2010; Hu & Bush, 2010). El largo del tarso aumenta el rozamiento con el agua y desde luego el rendimiento de cada impulso de la pata hacia atrás (Walker, 1984). Por tanto, las poblaciones de *R. gastrotricha* de las quebradas y ríos lóticos necesitan un tarso más largo para favorecer la fuerza de propulsión correspondiente a la fuerza de curvatura.

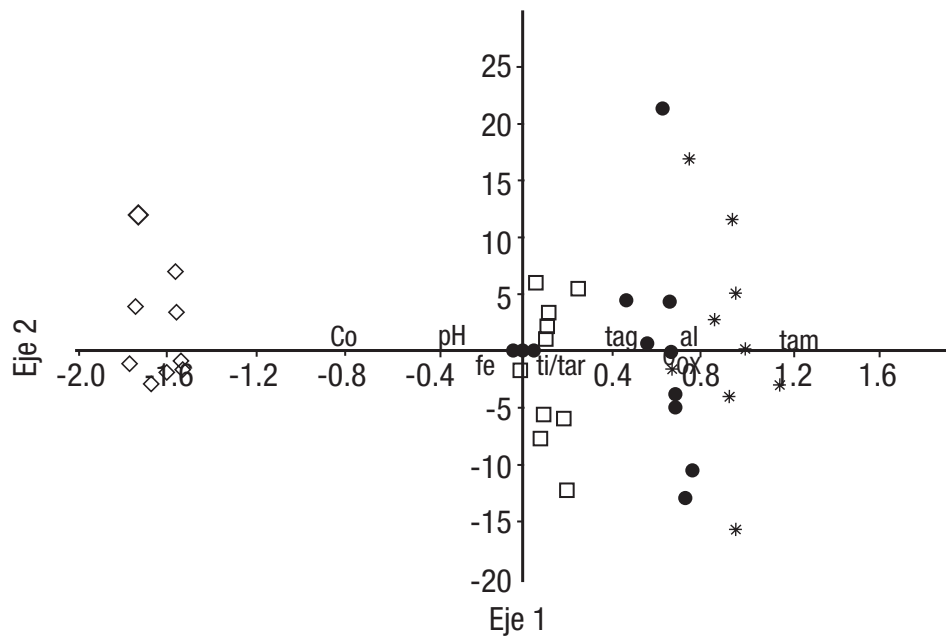


Figura 4. Análisis de correspondencia canónica entre las variables ambientales, las medidas morfométricas y los sitios de muestreo, en el piedemonte Andino de la vertiente Pacífica, Colombia. Círculos: Quebrada Ensillada; Estrellas: Río Nambí; Cuadros: Quebrada Palpis; Rombos: Quebrada Amor. Variables: al = altitud, Co = conductividad, fe = fémur, ox = oxígeno, tag = temperatura del agua, tam = temperatura ambiente, tar = tarso, ti = tibia.

Otra posible explicación de la variación morfométrica de *R. gastrotricha* puede ser la estructura y área superficial del abanico de pelos del tarso de la pata media, así como su función en el movimiento del insecto en los diferentes flujos de agua lentos y lóticos; sin embargo, esta interrogante espera futuros estudios.

Las especies de Gerromorpha presentan modificaciones asociadas a la elongación y musculatura de las patas medias y estructura torácica implicada en la locomoción (Andersen, 1982). En el caso de *Rhagovelia*, las patas medias, largas y delgadas, propulsan el cuerpo del insecto y actúan como remos sincrónicos, formando una onda sobre la superficie del agua (bloque de salida), empleada para desplazarse y con una velocidad angular de entre 0.8-1.3 m.s⁻¹, alta en comparación con otros insectos (Hu *et al.*, 2003).

Las especies de *Rhagovelia* presentan distintas adaptaciones hidrodinámicas que les permiten permanecer, desplazarse y caminar rápidamente sobre una gran variedad de ecosistemas acuáticos, con diferente flujo y perturbación, entre las que destacan la inserción de

las patas medias más cerca de las patas posteriores; el tarso de la pata mesotorácica modificada en un abanico de pelos (Schuh & Slater, 1995); la estructura de las microsetas con nanosurcos en unión con la cera secretada por las patas (Gao & Jiang, 2004; Feng *et al.*, 2007; Matthews & Matthews, 2008) y, posiblemente, la modificación del tamaño de las patas medias, como lo argumenta esta investigación.

Hay otros factores que influyen en el movimiento de los patinadores que no han sido estudiados del género *Rhagovelia*, tales como: la mojabilidad; la histéresis del ángulo de contacto; la densidad de macrotrícos y microsetas y su distribución en el cuerpo (Andersen, 1977; Feng *et al.*, 2007; Bush *et al.*, 2007).

Como lo plantea Townsend y Hildrew (1994) respecto a los rasgos biológicos adaptativos, y más recientemente Moczek *et al.* (2011) sobre la expresión de las características dependiendo del ambiente, el cambio de contorno de la pata media puede ser el resultado de una adaptación a diferentes presiones ambientales bióticas y abióticas en la población de La Ensillada, en este estudio se explica con base en la condición del ambiente abiótico.

Tabla 2. Análisis de varianza de los segmentos de la pata media del insecto vélido *Rhagovelia gastrotricha*.

Segmento	Prueba de Mardia		NP MANOVA ^b	MANOVA CVA ^c	
	Asimetría ^a	Curtosis		Lambda Wilks	p-valor Wilks
Fémur	3.47E-08	6.35E-01	1.00E-04	8.43E-04	6.90E-21
Tibia	1.38E-24	3.35E-03	4.84E-02	2.93E-03	2.36E-15
Tarso	9.83E-35	6.81E-06	7.60E-03	2.08E-03	7.42E-17

a = Valor de p-valor con corrección de pequeñas muestras, valor en negrita único no significativo, con el 95% de confiabilidad. b = p-valor de distancia euclidiana en NP MANOVA de una vía. c = MANOVA CVA con 1 restricción.

Tabla 3. Análisis de varianza multivariado inter-poblacionales de la pata mesotorácica de *Rhagovelia gastrotricha*.

	NP MANOVA			MANOVA CVA		
	Río Ñambí	Quebrada Amor	Quebrada Ensellada	Río Ñambí	Quebrada Amor	Quebrada Ensellada
	2.38E-01 ^a			4.53E-01 ^a		
Quebrada Amor	1.00E-04^b			7.07E-02 ^b		
	2.79E-01 ^c			5.97E-01 ^c		
	4.30E-03^a	3.82E-02^a		3.31E-02^a	1.66E-02^a	
Quebrada Ensellada	1.00E-04^b	1.90E-03^b		1.16E-02^b	4.72E-02^b	
	9.26E-02 ^c	1.12E-01 ^c		1.81E-02^c	2.40E-02^c	
	5.38E-01 ^a	2.69E-01 ^a	4.60E-03^a	4.84E-02^a	1.73E-01 ^a	1.12E-02^a
Quebrada Palpis	8.00E-04^b	1.00E-04^b	1.00E-04^b	1.84E-01 ^b	4.22E-02^b	1.53E-02^b
	5.83E-01 ^c	2.43E-01 ^c	1.16E-01 ^c	4.07E-01 ^c	2.04E-01 ^c	1.57E-02^c

^a=Tarso. ^b=Fémur. ^c=Tibia. Valores en **negrita** todos significativos, con 95% de confiabilidad.

El movimiento y la dispersión de los insectos en ecosistemas lóticos, influenciados por el paisaje topográfico, son objeto de investigación para poder caracterizar los patrones del flujo y determinar que motiva el movimiento de los insectos acuáticos, su velocidad y frecuencia (Lancaster, 2008).

En conclusión, se evidencia la variabilidad interpoblacional de la pata media en *Rhagovelia gastrotricha* en las cuatro poblaciones del suroeste de Nariño. Los resultados se relacionan y discuten con base en la topografía de los cuerpos de agua, la cual que actúa sobre el flujo de agua, la temperatura de ésta y del ambiente y ejerce una influencia directa en las propiedades del agua, lo que ha provocado, probablemente, la modificación del contorno de los segmentos y de la fuerza ejercida por el insecto en la pata mesotorácica.

Por otra parte, este es el primer registro que correlaciona el tamaño de la pata media de una especie de *Rhagovelia* con otras variables ambientales en ecosistemas acuáticos lóticos de los Andes tropicales; sin embargo, hay otras variables, tanto estructurales de la pata del insecto, como ambientales, que pueden afectar esta variación, incluidas las que están relacionadas con el movimiento del insecto, lo que hace necesario estudiar otros temas para dar respuesta a las variaciones observadas en estas poblaciones.

AGRADECIMIENTOS

Se les agradece a dos revisores anónimos por sus comentarios, que contribuyeron a mejorar el texto.

REFERENCIAS

ANDERSEN, N. M. 1977. Fine structure of the body hair layers and morphology of the spiracles of semiaquatic bugs (Insect, Hemiptera,

Gerromorpha) in relation to life on the water surface. *Videnskabelige Meddelelser Dansk Naturhistorisk Forening* 140: 7-37.

ANDERSEN, N. M. 1982. *The semiaquatic bugs (Hemiptera, Gerromorpha) phylogeny, adaptations, biogeography and classification*. Scandinavian Science Press. 455 p.

BROWN, T. L., H. E. LEMAY JR., B. E. BURSTEN & J. R. BURDGE. 2004. *Química: La ciencia Central*. 9a ed. Pearson Educación. México. 1152 p.

BUSH, J. W. M. & D. L. HU. 2006. Walking on water: Biocomotion at the interface. *Annual Review of Fluid Mechanics* 38: 339-369. DOI: 10.1146/annurev.fluid.38.050304.092157

BUSH, J. W. M., D. L. HU & M. PRAKASH. 2007. The integument of water-walking arthropods: Form and Function. *Advances in insect physiology* 34: 117-192. DOI: 10.1016/S0065-2806(07)34003-4

DIAS-SILVA, K., H. S. R. CABETTE., L. JUAN & P. DE MARCO. 2010. The influence of habitat integrity and physical-chemical water variables on the structure of aquatic and semi-aquatic Heteroptera. *Zoologia (Curitiba)* 27 (6): 918-930. DOI: 10.1590/S1984-46702010000600013

FENG, X. Q., X. GAO, Z. WU, L. JIANG, & Q. S. ZENG. 2007. Superior water repellency of water strider with hierarchical structures: experiments and analysis. *Langmuir* 23 (9): 4892-4896. DOI: 10.1021/la063039b

GAO, P. & J. J. FENG. 2010. A numerical investigation of the propulsion of water walkers. *Journal of Fluid Mechanics* 668: 363-383. DOI: 10.1017/s0022112010004763

GAO, X. & L. JIANG. 2004. Water-repellent legs of water striders. *Nature* 432: 36. DOI: 10.1038/432036a

HAMMER, Ø. & D. A. T. HARPER. (Eds.) 2006. *Paleontological Data Analysis*. Blackwell Publishing. Malden, MA, USA. 368 p.

- HU, D. L. & J. W. M. BUSH. 2010. The hydrodynamics of water-walking arthropods. *Journal of Fluid Mechanics* 644: 5-33. DOI: 10.1017/S0022112009992205
- HU, D. L., B. CHAN & J. W. M. BUSH. 2003. The hydrodynamics of water strider locomotion. *Nature* 424: 663-666. DOI: 10.1038/nature01793
- KHILA, A., E. ABOUHEIF & L. ROWE. 2009. Evolution of a novel appendage ground plan in water striders is driven by changes in the *Hox* gene *Ultrathorax*. *PLoS Genet* 5 (7): e1000583. DOI: 10.1371/journal.pgen.1000583
- LANCASTER, J. 2008. Movement and Dispersion of insects in stream channels: What role does flow play?, In: Lancaster, J. & Briers, R. A. (Eds). *Aquatic Insects: Challenges to Populations. Proceedings of the Royal Entomological Society's 24th Symposium*. CAB International. London, UK. pp. 139-157.
- MATTHEWS, R. W. & J. R. MATTHEWS. 2010. *Insects Behaviour*. 2nd ed. Springer, New York, USA. 514 p.
- MOCZEK, A. P., S. SULTAN, S. FOSTER, C. LEDÓN-RETTIG, I. DWORIN, H. F. NIJHOUT, E. ABOUHEIF & D. W. PFENNING. 2011. The role of developmental plasticity in evolutionary innovation. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278 (1719): 2705-2713. DOI:10.1098/rspb.2011.0971
- MOREIRA, F. F. F., J. F. BARBOSA & J. R. I. RIBEIRO. 2012. Veliidae (Insecta, Heteroptera, Gerromorpha) from southeastern Brazil: three new species from Rio de Janeiro State, a new species group for Neotropical *Rhagovelia* Mayr, and notes on distribution and synonymy. *Revista Brasileira de Entomologia* 56 (2): 147-158. DOI: 10.1080/00222933.2010.512423
- MOREIRA, F. F. F., J. L. NESSIMIAN, J. A. RÚDIO & F. F. SALLES. 2010. New species and new records of Veliidae from Espírito Santo State and adjacent Minas Gerais State, Brazil, with notes on nomenclature (Insecta: Heteroptera: Gerromorpha). *Journal of Natural History* 44 (45-46): 2761-2801. DOI: 10.1080/00222933.2010.512423
- MOREIRA, F. F. F. & J. R. INACIO RIBEIRO. 2009. Two new *Rhagovelia* (Hemiptera: Veliidae) and new records for twelve species in southeastern Brazil. *Aquatic Insects* 31 (1): 45-61. DOI: 10.1080/01650420802444449
- PADILLA-GIL, D. N. 2011a. Ten new species of *Rhagovelia* in the *R. angustipes* complex from Colombia (Heteroptera: Veliidae). *Aquatic Insects* 33 (3): 203-231. DOI: 10.1080/01650424.2011.597404
- PADILLA-GIL, D. N. 2011b. Four new species of *Rhagovelia* in the *robusta* group from Colombia (Hemiptera: Heteroptera: Veliidae). *Zootaxa* 2975: 35-46.
- PADILLA-GIL, D. N. 2012. Two new species of *Rhagovelia* from Colombia (Hemiptera: Heteroptera: Veliidae) with revised keys to the Colombian species in the *torquata* and *robusta* groups. *Zootaxa* 3251: 57-63.
- PADILLA-GIL, D. N. 2013. Description of the eggs and immature stages of *Rhagovelia gastrotricha* Padilla-Gil, 2011 and *Paravelia daza* Padilla-Gil & Moreira, 2011 (Hemiptera: Heteroptera: Veliidae). *Dugesiana* 20 (2): 211-214.
- PADILLA-GIL, D. N. 2014. Distribución espacial de las especies del género *Buena* Kirkaldy 1904 (Hemiptera: Notonectidae) en Tumaco (Nariño, Colombia). *Acta Biológica Colombiana* 19 (1): 83-88. DOI: 10.15446/abc.v19n1.38641
- PADILLA-GIL, D. N. & J. P. GARCÍA LÓPEZ. 2013. Análisis de la distribución geográfica de las Gerridae (Hemiptera, Gerromorpha) en los Andes del Suroeste de Colombia. *Acta biológica Colombiana* 18 (2): 38-389.
- PADILLA-GIL, D. N. & F. F. F. MOREIRA. 2013. Checklist, taxonomy and distribution of the *Rhagovelia* Mayr, 1865 (Hemiptera: Veliidae) of the Americas. *Zootaxa* 3640 (3): 409-424. DOI: 10.11646/zootaxa.3640.3.5
- POLHEMUS, D. A. 1997. *Systematics of the Genus Rhagovelia Mayr (Heteroptera: Veliidae) in the Western Hemisphere (exclusive of the angustipes complex)*. Entomological Society of America. Langham, 386 p.
- POLHEMUS, J. T. & D. A. POLHEMUS. 2008. Global diversity of true bugs (Heteroptera: Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia* 595 (1): 379-391. DOI: 10.1007/s10750-007-9033-1
- SCHUH, R. T. & J. A. SLATER. 1995. *True bugs of the world (Hemiptera: Heteroptera) Classification and Natural history*. Cornell University Press. 337 p.
- SPENCE, J. R. & N. M. ANDERSEN. 1994. Biology of water striders: interactions between systematics and ecology. *Annual Review of Entomology* 39 (1): 101-128. DOI: 10.1146/annurev.en.39.010194.000533
- TOWNSEND, C. R. & A. G. HILDREW. 1994. Species traits in relation to habitat template for river systems. *Freshwater Biology* 31 (3): 265-275. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1994
- WALKER, J. 1984. Taller y Laboratorio. Contemplando la conducta de los zapateros, insectos que patinan (y corren) sobre el agua. *Investigación y Ciencia* 88: 110-115.

La comunidad de macroinvertebrados bentónicos litorales como un reflejo de la heterogeneidad ambiental

The littoral benthic macroinvertebrate community as a reflection of environmental heterogeneity

Javier Alcocer¹, Elva Escobar², Pavla Řezníčková³ y Luis A. Oseguera¹

¹Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. de los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Estado de México, 54090. México

²Laboratorio de Biodiversidad y Macroecología, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Ecología Marina y Biodiversidad, Universidad Nacional Autónoma de México Ciudad Universitaria, A.P.70-305, Ciudad de México, 04510. México

³Universidad de Mendel en Brno. Zemědělská 1/1665, 613 00 Brno, Czech Republic
e-mail: jalcocer@unam.mx

Recibido: 15 de junio de 2015.

Aceptado: 09 de febrero de 2016.

Alcocer J., E. Escobar, P. Řezníčková y L. A. Oseguera. 2016. La comunidad de macroinvertebrados bentónicos litorales como un reflejo de la heterogeneidad ambiental. *Hidrobiológica* 26 (3): 403-418.

RESUMEN

Antecedentes. La zona litoral de un lago provee hábitats con heterogeneidad espacial caracterizada por las variables físicas y químicas del agua y sedimento que en el presente estudio han permitido describir la estructura y variabilidad de la distribución espacial de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos (MIB) del lago Alchichica, Puebla. El descenso del nivel del lago y la presencia de un anillo discontinuo de estromatolitos ha generado una zona litoral heterogénea con regiones totalmente comunicadas con la zona limnética hasta zonas totalmente aisladas del resto del lago. De esta forma, se presenta un gradiente en el proceso de desecación del lago. **Objetivos.** Lo anterior, permite describir el efecto de la desecación sobre la estructura comunitaria de los MIB. **Métodos.** Se establecieron 11 estaciones a lo largo de la zona litoral del lago. En cada estación se midieron variables ambientales y se muestrearon los macroinvertebrados bentónicos. **Resultados.** Se reconocieron 21 taxones de MIB entre los cuales predominaron por su abundancia y frecuencia el oligoqueto *Limnodrilus hoffmeisteri* y el anfípodo *Hyalella azteca*. Ambientalmente se distingue una separación entre las estaciones que muestran un mayor grado de comunicación con el cuerpo principal del lago de las que están casi o totalmente aisladas del mismo. **Conclusiones.** Conforme se incrementa el grado de aislamiento decrece la riqueza taxonómica, la diversidad, la diversidad máxima y la equidad pero no así la abundancia. La textura sedimentaria también cambia de un sustrato arenoso en las estaciones comunicadas, a uno limo-arcilloso en las aisladas, lo cual favorece un cambio del taxón dominante que va de *H. azteca* en las arenas a *L. hoffmeisteri* en el limo-arcilloso.

Palabras clave: Lago maar, macrobentos, México, lago salino, lago tropical.

ABSTRACT

Background. The lakes' littoral zone shows high spatial heterogeneity characterized by physical and chemical parameters of the water column and sediment which in the present study allow us to describe the structure and variability of the spatial distribution of the benthic macroinvertebrates (BMI) community of Lake Alchichica, Puebla. At Alchichica, the lake's water level reduction and the presence of an almost continuous stromatolites ring has generated a heterogeneous littoral zone with regions in direct contact with the limnetic zone of the lake but in the other extreme, regions totally isolated from it. In this way, the littoral zone allows us to recognize a desiccation process of the lake. **Goals.** Thus, the study allows us to describe the effects of the desiccation process on the BMI community structure. **Methods.** Eleven sampling stations were located along the littoral zone. At each station environmental variables were measured and benthic macroinvertebrates were sampled. **Results.** We identified 21 BMI taxa among which the dominant in density and frequency are the oligochaete *Limnodrilus hoffmeisteri* and the amphipod *Hyalella azteca*. Environmentally, the sampling stations could be divided in those stations with open communication with the limnetic zone and others almost or totally separated from the main water body. **Conclusions.** There is a decline in the taxonomic richness, diversity, maximum diversity, and evenness but not in density, as the communication with the limnetic zone decreases. The sediment texture changes from sandy bottom in the communicated stations to clayed-silt in those isolated which in turn favors a change in the dominant taxon from *H. azteca* in sandy bottoms to *L. hoffmeisteri* in silty-clayed bottoms.

Key words: Maar lake, macrobenthos, Mexico, saline lake, tropical lake.

INTRODUCCIÓN

La zona litoral de los lagos es un ecotono que conforma un compartimiento autónomo con todos los niveles tróficos, gran diversidad de nichos ecológicos y de redes tróficas (vía herbivoría y de detritos) y consecuentemente, mayor diversidad (Roldán & Ramírez, 2008). La interfaz tierra-agua es un hábitat dinámico que controla o influye en el intercambio de organismos, nutrientes, materia y energía dentro y a través de los ecosistemas (Larmola *et al.*, 2006). Son zonas de alta variabilidad temporal debido a las fluctuaciones en el nivel de las aguas, la energía del oleaje, la actividad biológica y las condiciones climáticas que contribuyen a la dinámica ecológica característica de la zona litoral (Strayer & Findlay, 2010).

Debido a esta yuxtaposición de los ecosistemas terrestres y acuáticos, la zona litoral presenta un elevado contraste y heterogeneidad ambiental. Los ritmos diarios y estacionales (heterogeneidad temporal), que pulsán las actividades y estructuran el ecosistema, así como sus escalas (desde segundos hasta décadas), tienden a incrementar el número de especies y a reducir las fluctuaciones en el uso de la energía, lo que aporta cierto grado de estabilidad o constancia (Lampert & Sommer, 2007). Debido a la heterogeneidad ambiental que presenta la zona litoral, el estudio de los macroinvertebrados bentónicos (MIB) ha tomado una mayor importancia como indicadores del estado ecológico de los lagos (Shreiber & Brauns, 2010).

A pesar de lo anterior, se conoce muy poco sobre los MIB que habitan en los cuerpos acuáticos epicontinentales mexicanos, en particular sobre algunos grupos difíciles como, por ejemplo, de los oligoquetos (Peralta *et al.*, 2002) y crustáceos (Hernández *et al.*, 2010). La mayoría de los escasos trabajos publicados respecto a los MIB son de naturaleza estrictamente taxonómica y pocos (p.ej., Alonso-Eguía Lis *et al.*, 2011; Rico-Sánchez *et al.*, 2014) se enfocan en desenmascarar las variables ambientales y biológicas que influyen en su distribución y dinámica ecológica.

Como se mencionó, la zona litoral de los lagos presenta una elevada heterogeneidad ambiental lo que conlleva una diversidad de hábitats susceptibles de ser ocupados por una rica y diversa fauna bentónica. El lago Alchichica, Puebla, presenta un anillo discontinuo de tufa (i.e., estromatolitos) que corre paralelo a la costa. Esta estructura carbonatada al mismo tiempo que el descenso paulatino del nivel del lago ha propiciado que se presenten distintos grados de aislamiento o separación entre las zonas litoral y limnética (i.e., pelágica), de esta manera hay áreas que se encuentran en contacto directo mientras que otras, en el extremo opuesto, están aisladas.

Lo anterior, representa la oportunidad única de estudiar en el mismo sitio y al mismo tiempo un proceso que en la naturaleza tomaría mucho tiempo, ya que el resultado es la coexistencia de una serie de hábitats equivalentes a las distintas etapas que seguiría el proceso natural de desecación de un cuerpo acuático a lo largo del tiempo. De esta manera, la zona litoral del lago Alchichica representa un abanico de características ambientales y biológicas asociado a los distintos hábitats.

Con base en lo anterior, los objetivos del presente estudio fueron: a) caracterizar la heterogeneidad ambiental, b) reconocer las distintas comunidades de MIB presentes como reflejo de esta heterogeneidad, c) identificar las variables ambientales que mayor influencia tienen para definir a las comunidades de MIB de la zona litoral del lago Alchichica y

d) describir el efecto de la desecación sobre la estructura comunitaria de los MIB.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. En la porción poblana de la Cuenca Oriental (19° 24' N, 97° 24' O y 2,345 m s. n. m.) se localiza el lago maar Alchichica. El clima es templado-semiseco con lluvias en verano y temperatura media de 12.9 °C (García, 2004). La tasa de evaporación anual es de 1,690 mm y la de precipitación inferior a los 500 mm (promedio de 1966 a 2002 del Servicio Meteorológico Nacional, Adame *et al.*, 2008).

Alchichica es uno de los lagos más hondos de México, con una profundidad máxima de 62 m y una profundidad media de 41 m, con un área superficial de 2.3 km². La cuenca del lago alberga 94 214 080 m³ de agua salina (sólidos totales disueltos 7.2 ± 0.1 g L⁻¹) y básica (pH 8.7 - 9.2), dominada por iones de sodio y cloro (Vilaclara *et al.*, 1993; Filonov *et al.*, 2006). Alchichica es un lago monomítico cálido caracterizado por un periodo de circulación invernal corto (enero a marzo) y un largo periodo de estratificación (Alcocer *et al.*, 2000).

El lago es oligotrófico, con una concentración de clorofila *a* anual promedio < 5 µg L⁻¹ y concentraciones de nutrientes (nitrógeno total 4.14 ± 0.69 µM y fósforo total 0.21 ± 0.04 µM) típicamente bajas en la capa de mezcla (Oliva *et al.*, 2001; Ramos-Higuera *et al.*, 2008).

Muestreo. El muestreo se llevó a cabo en marzo de 2007. Las estaciones de muestreo seleccionadas se ubicaron en la periferia del lago, en la zona litoral. Como criterio de muestreo se consideró la ubicación de los sitios de colecta a distancias regulares de ≈ 500 m, lo que dio como resultado once localidades denominadas de aquí en adelante ALC-1 a ALC-11 (Fig. 1, Tabla 1). En cada localidad se midieron variables ambientales del agua y del sedimento de forma adicional al muestreo de MIB. El intervalo de profundidad en el que se tomaron las muestras fue de 5 a 80 cm.

Datos ambientales. En cada estación se midieron *in situ* factores ambientales del agua (temperatura, oxígeno disuelto, pH, potencial redox y conductividad eléctrica), mediante el uso de una sonda Hydrolab DS4. Adicionalmente, se obtuvieron muestras de agua en cada estación para analizar en el laboratorio la concentración de clorofila *a* (método 445.0 de la EPA, Arar & Collins, 1997), así como nutrientes (N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, fósforo soluble reactivo -PSR- y sílice soluble reactivo -SiSR-), estos últimos siguiendo los métodos estándar (Strickland & Parsons, 1972) adaptados por Grasshoff *et al.* (1983) a los circuitos indicados por Kirkwood (1994) para un sistema autoanalizador de flujo segmentado Skalar Sanplus.

Asimismo, se tomaron muestras de 0.0005 m² y 0.0225 m² de sedimento para determinar parámetros ambientales (tamaño de grano, concentración de clorofila *a* y carbono y nitrógeno, elementales en el primer caso, y biomasa vegetal macrofítica en el segundo), las cuales se procesaron en el laboratorio. El tamaño de grano del sedimento se obtuvo por la técnica de tamizado en seco para las arenas y de pipeteo en húmedo para los limos y arcillas (Folk, 1969). Para la biomasa vegetal macrofítica, compuesta en todos los casos por *Ruppia maritima* Linnaeus, en cada muestra se separó, lavó y secó en un horno a una temperatura de 60°C hasta obtener peso constante; este valor se utilizó como medida de la cantidad de biomasa de vegetación presente. La concentración de clorofila *a* en sedimento se midió fluorométricamente



Figura 1. Ubicación de las 11 estaciones muestreadas de la zona litoral del lago Alchichica, Puebla, México.

siguiendo el método 445.0 de la EPA (Arar & Collins, 1997). La cantidad y calidad de la materia orgánica se obtuvo a través de los análisis de C y N elementales, que se midieron con ayuda de un analizador elemental Carlo Erba modelo NC2100.

Macroinvertebrados bentónicos. La colecta de organismos se realizó mediante una draga Ekman (0.0225 m^2), con una profundidad de penetración en el sedimento de entre 5 y 10 cm. Los sedimentos colectados fueron cribados por un tamiz de 0.50 mm de apertura de malla con la finalidad de retener los MIB. Una vez separados los organismos, se fijaron y tñeron utilizando etanol al 70% mezclado con rosa de bengala (US Geological Survey, 2012). En cada estación se tomaron tres repeticiones. Los organismos se separaron e identificaron mediante el uso de un microscopio estereoscópico hasta el nivel taxonómico más bajo posible con ayuda de claves generales y especializadas (Barnard & Barnard, 1983; Edmondson, 1959; Epler, 2001; Merritt *et al.*, 2008; Pennak, 1978). Una vez que los organismos fueron debidamente separados e identificados, se contabilizaron.

Análisis de la información. Los valores de los parámetros ambientales fueron agrupados de acuerdo con su procedencia en: a) columna de agua (11 localidades) y b) sedimento (10 localidades, ya que la ALC-8 no presentó sedimentos); asimismo, se conjuntó la información de ambas procedencias -agua y sedimento- en un sólo conjunto general (10 localidades). Para los factores ambientales se realizó su normalización con base en su media estadística y su desviación estándar. Una vez normalizados los datos se procedió al cálculo de las distancias euclídeas con unión simple entre las estaciones de muestreo, generándose

matrices de distancia que permitieron el análisis de jerarquías para producir dendrogramas, los cuales clasificaron las variables ambientales por estación de muestreo.

A partir de las mediciones ambientales normalizadas se realizaron análisis de componentes principales (ACP), utilizando los factores ambientales medidos: a) en la columna de agua de las 11 localidades, b) en el sedimento de las 10 localidades y c) en la columna de agua y sedimento de las 10 localidades.

Para el caso de la información biológica, los datos de cada muestreo fueron estandarizados dividiendo el valor de las densidades específicas en la muestra entre el total del muestreo, expresándose su valor como un porcentaje del total. Para reducir el peso y efecto de las especies dominantes en los análisis, se sustituyeron los valores de la densidad por el logaritmo natural de $1 +$ el valor de la densidad de cada especie [$\ln(x+1)$].

Una vez estandarizados y transformados los valores de densidad de los organismos se procedió a realizar una matriz de similitud de Bray-Curtis, a partir de la cual se realizó un análisis de jerarquías en unión simple generando el dendrograma. Con los valores de densidad una vez estandarizados y transformados, se realizó un ACP, utilizando todos los valores de las estaciones ALC-1 a ALC-11, excepto ALC-8 porque no presentó datos.

Por último, se realizó el cálculo de las distancias euclídeas con unión simple entre las estaciones de la zona litoral del lago Alchichica.

Tabla 1. Ubicación de las estaciones de muestreo en la zona litoral del lago Alchichica, Puebla, México.

	Lat N	Long O	Z (cm)	Grado de comunicación	Vegetación
ALC-1	19° 24.755'	97° 23.679'	25	Comunicada	Algas filamentosas y macrofitas escasas
ALC-2	19° 25.014'	97° 23.753'	10	Semi-aislada	Película de microfítobentos (amarillo-verdosa) y macrofitas escasas
ALC-3	19° 25.163'	97° 23.6905'	70	Comunicada	Algas filamentosas y macrofitas
ALC-4	19° 25.225'	97° 24.152'	10	Aislada	Película de microfítobentos (amarillo-verdosa, rojiza y blanca) y macrofitas escasas
ALC-5	19° 25.247'	97° 24.455'	5	Expuesta	Algas filamentosas
ALC-6	19° 25.074'	97° 24.639'	80	Expuesta	Algas filamentosas y parches de macrofitas
ALC-7	19° 24.78'	97° 24.652'	20	Semi-aislada	Algas filamentosas y parches de macrofitas
ALC-8	19° 24.531'	97° 24.552'	40	Expuesta	Algas filamentosas
ALC-9	19° 24.397'	97° 24.276'	20	Semi-aislada	Algas filamentosas y parches de macrofitas
ALC-10	19° 24.398'	97° 23.995'	40	Expuesta	Algas filamentosas y parches de macrofitas
ALC-11	19° 24.587'	97° 23.767'	30	Expuesta	Algas filamentosas y parches de macrofitas

Z = profundidad.

ca con base en variables ambientales (agua y sedimento) y biológicas (densidad). Asimismo, se efectuó el ACP correspondiente empleando tanto las variables ambientales de agua y sedimento así como las densidades de los organismos; se consideraron los componentes que explicaron el 95% de la varianza total.

Adicionalmente, se corrió un análisis de redundancia con la librería *vegan* 2.3 en la plataforma R Studio 0.99. Para su ejecución se utilizaron las matrices de datos obtenidas por la estandarización y transformación de la densidad de los organismos y la matriz de información ambiental (la agrupación de columna de agua y sedimento) previamente normalizada.

La categorización de las especies se llevó a cabo con base en la ampliamente utilizada escala de abundancia DAFOR (Dominante > 40%, Abundante 10-40%, Frecuente 2-10%, Ocasional 1-2%, Rara <1%). De igual manera, se catalogaron con ayuda de un diagrama bivariado de abundancia versus frecuencia, comúnmente denominado diagrama o prueba de asociación de Olmstead-Tukey (Zar, 1974; Sokal & Rohlf, 1985).

Para el análisis ecológico de la estructura comunitaria de los MIB, los datos de composición taxonómica permitieron establecer los cambios en la riqueza de especies (S). Por otro lado, con fundamento en la presencia y abundancia de las especies por localidad se calculó la diversidad (H'), la diversidad máxima (Hmax) y la equidad (J') con el software BiodiverPro.6.

RESULTADOS

Descripción de las estaciones. Las estaciones variaron en condiciones de exposición y aislamiento con el resto del lago y el grado de conectividad hidrológica, la cantidad de materia orgánica, presencia de estromatolitos, tipo de sustrato y vegetación (Tabla 1). La ALC-1 está conectada, con vegetación reducida y presencia abundante de algas filamentosas. La ALC-2 está semi-aislada del lago con una conexión reducida; es somera y con circulación de agua reducida; no posee ma-

crofitas pero sí una película amarillo-verdosa de algas y bacterias. La ALC-3 es una bahía semi-cerrada pero bien conectada a través de un canal; tiene buena circulación y presencia de vegetación y algas filamentosas. La ALC-4 está aislada y no presenta conexión con el lago; es muy somera y la circulación reducida; no presenta vegetación sino una película "multicolor" (amarillo, verdosa, rojiza e incluso blanquecina) de algas y bacterias. La ALC-5 está expuesta al lago y bordeada en ambos extremos por estromatolitos; presenta escasas macrofitas y algas filamentosas. La ALC-6 está expuesta con presencia de rocas en la costa y una plataforma con gravas; hay pequeños parches de vegetación y algas filamentosas. La ALC-7 es una bahía con comunicación intermedia con el lago a través de los estromatolitos en ambos flancos; presenta vegetación y algas filamentosas. La ALC-8, como se mencionó antes, es una plataforma rocosa, de elevada pendiente y expuesta a fuertes corrientes por lo que no presenta sedimento y está totalmente desprovista de vegetación y algas. La ALC-9 presenta una conexión reducida con el lago con presencia de estromatolitos en los extremos, las corrientes son inducidas por el viento; presenta tanto vegetación como algas filamentosas en buena cantidad. La ALC-10 es una costa expuesta bordeada por vegetación y con abundantes algas filamentosas. Finalmente, la ALC-11 está expuesta y presenta "islas" de estromatolitos y talud con abundantes algas filamentosas y escasa vegetación. En resumen, de la mayor exposición/apertura a la zona limnética al mayor grado de aislamiento, las estaciones se ordenaron de la siguiente manera: ALC-8 → ALC-1 → ALC-5/ALC-6/ALC-10/ALC-11 → ALC-3 → ALC-7/ALC-9 → ALC-2 → ALC-4.

Caracterización ambiental de la zona litoral. Las variables ambientales de la columna de agua de la zona litoral (Tabla 2) mostraron baja variación en el pH (9.03 ± 0.04), potencial redox (327 ± 9 mV), temperatura ($18.2 \pm 1.3^\circ\text{C}$) y oxígeno disuelto (17.9 ± 1.2 mg L⁻¹); sin embargo, difirieron en conductividad (11.31 ± 1.26 mS cm⁻¹), concentración de clorofila *a* (2.12 ± 0.9 µg L⁻¹) y concentración de nutrientes (Tabla 2). El análisis de agrupamiento de distancias euclidianas con unión simple a un nivel de corte de 4 (Fig. 2A) confirmó la gran similitud entre las estaciones en donde la que más se separa es ALC-4 debido a que

presenta el agua más salada (30.96 mS cm^{-1}), así como los valores más elevados de PSR ($2.28 \mu\text{M}$) y clorofila *a* ($4.44 \mu\text{g L}^{-1}$), lo que indica su elevado grado de aislamiento y por ende los efectos de la evaporación/concentración. ALC-4 puede ser considerada el extremo de aislamiento.

La segunda más disímil después de ALC-4 es ALC-2, ya que es la única que presenta agua dulce (3.06 mS cm^{-1}), el menor pH (8.69) y la mayor concentración de SiSR ($252.90 \mu\text{M}$), sugiriendo la presencia de

un manantial. Con base en lo anterior, ALC-2 no puede ser considerada, en sentido estricto, como parte de la secuencia de desecación de la zona litoral ya que, como se mencionó, recibe agua de un manantial.

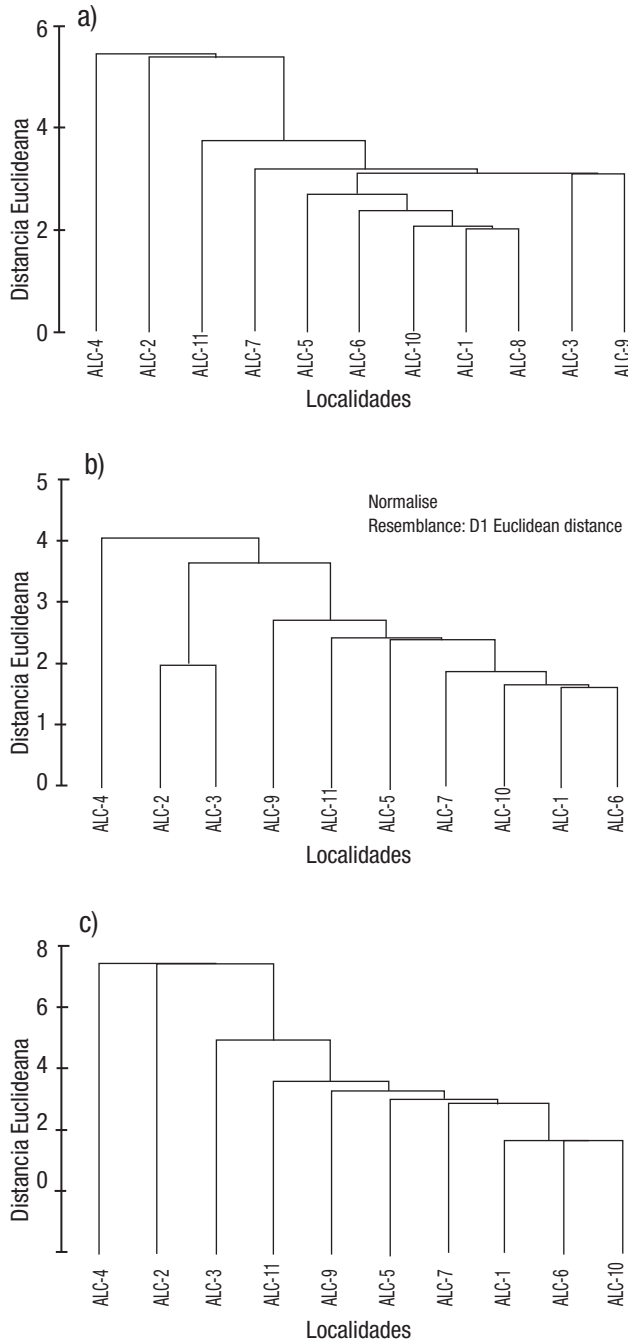
El resto de las estaciones son hiposalinas ($11.31 \pm 1.26 \text{ mS cm}^{-1}$), con mayor pH (9.03 ± 0.04) y menores concentraciones de SiSR ($39.65 \pm 24.68 \mu\text{M}$), PSR ($0.46 \pm 0.20 \mu\text{M}$) y clorofila *a* ($2.12 \pm 0.9 \mu\text{g L}^{-1}$).

El ACP de las variables ambientales de la columna de agua de la zona litoral del lago Alchichica (Tabla 3) indicó que la conductividad es la variable de mayor relevancia (-0.446) seguida de los N-NO_2 (-0.337) y del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (0.331) en el primer componente principal, que explica el 35.7% de la varianza total; por otro lado, la temperatura (0.517) y el SiSR (0.508) lo fueron en el segundo componente principal con el 23.0% de la varianza total.

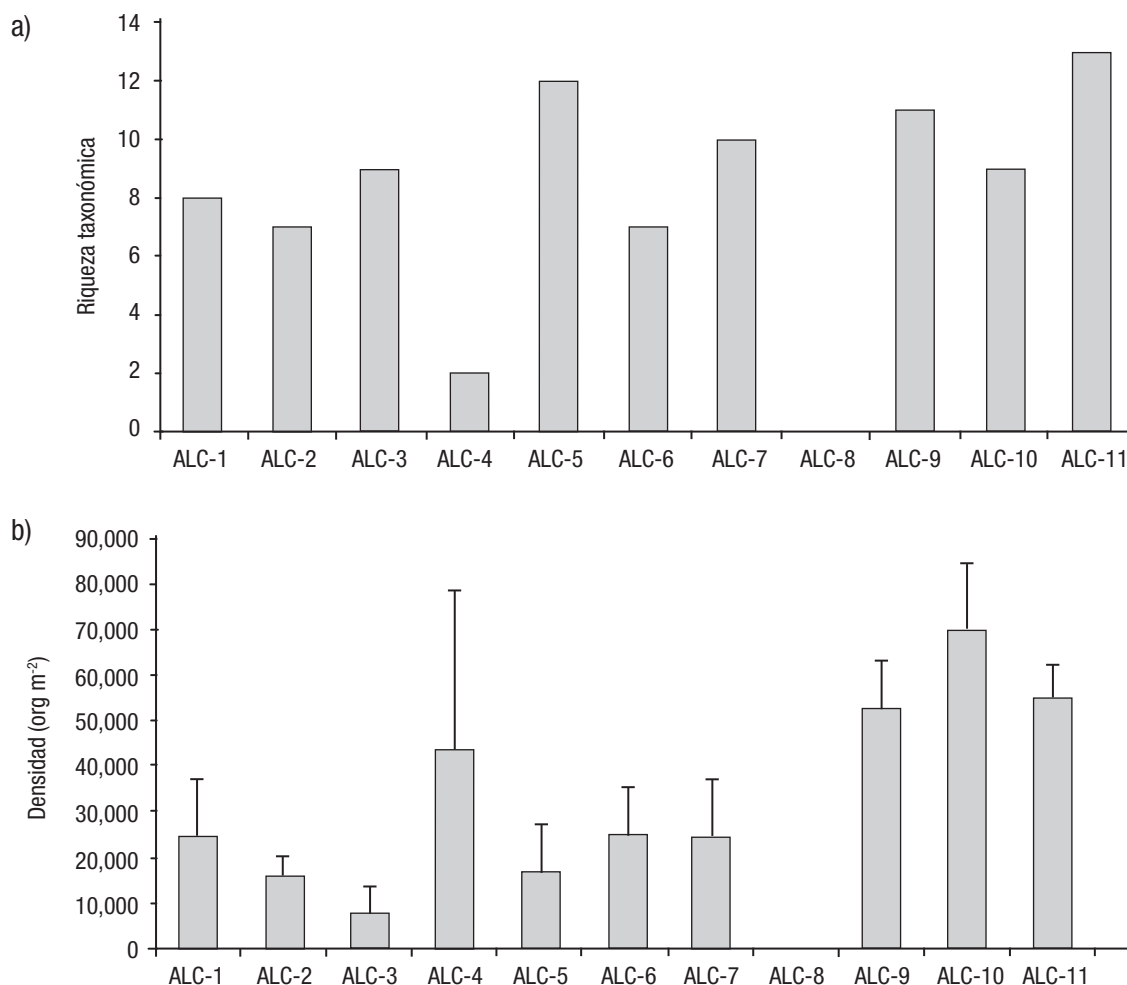
Tabla 2. Características ambientales del agua de la zona litoral del lago Alchichica, Puebla, México. (Temp = Temperatura, OD = Oxígeno disuelto, ORP = Potencial de óxido-reducción, K_{25} = Conductividad estandarizada a 25°C , Clor-*a* = Clorofila *a*, PSR = Fósforo soluble reactivo, SiSR = Sílice soluble reactivo, N-NH_4 = Nitrógeno como amoníaco, N-NO_2 = Nitrógeno como nitritos, N-NO_3 = Nitrógeno como nitratos).

Estación	Temp ($^\circ\text{C}$)	OD (mg L^{-1})	OD (%sat)	pH	ORP (mV)	K_{25} (mS cm^{-1})
ALC-1	18.06	7.91	115	9.02	332	10.9
ALC-2	20.36	7.47	110.3	8.69	312	3.06
ALC-3	20.04	11.38	174.9	9.11	334	14.61
ALC-4	18.73	9.76	155.6	9.09	341	30.96
ALC-5	16.3	6.88	96.2	9.06	311	11.11
ALC-6	17.49	6.72	96.6	9.04	330	11.02
ALC-7	18.78	7.22	106.5	9.01	311	11.04
ALC-8	17.66	6.81	98.3	9.01	330	11.05
ALC-9	19.06	10.32	152.9	9.01	332	10.37
ALC-10	16.73	7.64	108.2	9.01	328	10.85
ALC-11	16.99	7.35	104.5	8.98	331	10.84

Estación	Clor- <i>a</i> ($\mu\text{g L}^{-1}$)	PSR (μM)	SiSR (μM)	N-NH_4 (μM)	N-NO_2 (μM)	N-NO_3 (μM)
ALC-1	0.97	0.33	17.22	1.19	0.24	0.90
ALC-2	1.06	0.97	252.90	1.36	0.18	0.11
ALC-3	1.44	0.39	24.91	2.55	0.20	0.36
ALC-4	4.44	2.28	71.90	2.69	0.73	1.08
ALC-5	3.13	0.28	13.74	2.08	0.50	0.13
ALC-6	1.05	0.66	66.84	2.36	0.21	0.30
ALC-7	3.69	0.58	47.53	3.29	0.29	0.42
ALC-8	2.02	0.13	13.14	1.62	0.06	0.40
ALC-9	2.28	0.78	83.41	2.03	0.24	0.44
ALC-10	2.19	0.44	46.37	2.06	0.34	0.29
ALC-11	2.27	0.53	43.65	2.74	0.12	0.34



Figuras 2a-c. Dendrograma de las distancias euclidianas de las estaciones de muestreo en la zona litoral del lago Alchichica, Puebla, México, con base en: a) variables del agua, b) variables del sedimento, c) combinado (agua y sedimento).



Figuras 3a-b. Variación de: (a) la riqueza taxonómica y (b) la densidad promedio (± 1 desviación estándar) de las comunidades de MIB de las estaciones de muestreo en la zona litoral del lago Alchichica, Puebla, México.

Por otra parte, las características del sedimento de la zona litoral variaron ampliamente entre las estaciones (Tabla 4). ALC-8 está constituida por una plataforma rocosa de gran pendiente que, al estar totalmente expuesta a la acción del oleaje y las corrientes, impide que se acumule sedimento; por esta razón, no se incluyó en este análisis ni en los posteriores. Por otro lado, el análisis de agrupamiento de distancias euclidianas con unión simple a un nivel de corte de 4 (Fig. 2B) mostró a la ALC-4 como la estación más diferente debido a su mayor concentración de clorofila *a* sedimentaria ($40.42 \mu\text{g cm}^{-2}$), su menor concentración de biomasa vegetal macrofítica (1.3 g PS m^{-2}) y su textura sedimentaria con un mayor contenido de gravas (19%), limos (32.8%) y arcillas (2.6%) y menor de arenas (45.7%). En contraparte, las demás estaciones mostraron menor concentración de clorofila *a* sedimentaria ($15.7 \pm 7.74 \mu\text{g cm}^{-2}$), su mayor concentración de biomasa vegetal macrofítica ($114.0 \pm 178.7 \text{ g PS m}^{-2}$) y su textura sedimentaria con menor contenido de gravas ($5.5 \pm 4.45\%$), limos ($10.1 \pm 9.94\%$) y arcillas ($0.8 \pm 0.66\%$) y mayor de arenas ($83.7 \pm 11.43\%$). Se observó la separación de un grupo formado por ALC-2 y ALC-3 con base en su contenido de arenas, que posteriormente se une al resto de las estaciones para finalmente enlazarse con la ALC-4.

El ACP de las características del sedimento de la zona litoral del lago Alchichica (Tabla 5) develó la relevancia de la textura sedimentaria (arenas 0.421, limos -0.419 y arcillas 0.420) en el primer componente principal que explica el 59.8% de la varianza total, así como la clorofila *a* sedimentaria (0.596) y las gravas (0.534) en el segundo componente principal que explica el 16.8% de la varianza total.

Finalmente, en el análisis de agrupamiento de distancias euclidianas con unión simple a un nivel de corte de 6 en el que se conjuntan las características tanto del agua como del sedimento, las estaciones más disímiles del conjunto son, una vez más, la ALC-4 seguida de la ALC-2 (Fig. 2C). El ACP de las características tanto del agua como del sedimento de la zona litoral del lago Alchichica (Tabla 6) mostró la relevancia de la textura sedimentaria (arenas 0.339, limos -0.332 y arcillas -0.332) en el primer componente principal que explica el 35.7% de la varianza total, además del SiSR (-0.36) y el N elemental (-0.336) en el segundo componente principal que explica el 23% de la varianza total.

Caracterización biológica de la zona litoral. Se colectaron un total de 22,637 organismos de MIB en las estaciones ubicadas en la zona litoral del lago Alchichica que correspondieron a 21 taxones (Tabla 7).

Tabla 3. Vectores eigen del Análisis de Componentes Principales aplicado a las características ambientales del agua de la zona litoral del lago Alchichica, Puebla, México. (CP = componentes principal, Z = profundidad, Temp = temperatura, OD = oxígeno disuelto, DO% = porcentaje de saturación de OD, ORP = potencial de óxido-reducción, K_{25} = conductividad estandarizada a 25°C, Clor-*a* = clorofila *a*, PSR = fósforo soluble reactivo, SiSR = sílice soluble reactivo, N-NH₄ = nitrógeno como amoníaco, N-NO₂ = nitrógeno como nitritos, N-NO₃ = nitrógeno como nitratos).

Variable	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
Z	0.03	-0.175	-0.494	0.04	-0.176
Temp	-0.05	0.517	-0.19	0.047	-0.276
DO	-0.308	0.262	-0.324	0.093	-0.077
DO%	-0.331	0.28	-0.296	0.083	-0.075
pH	-0.314	-0.378	-0.172	0.246	-0.001
ORP	-0.28	-0.059	-0.363	-0.312	0.398
K_{25}	-0.446	-0.037	0.064	-0.037	0.185
Clor- <i>a</i>	-0.32	-0.081	0.41	0.07	-0.207
PSR	-0.321	0.296	0.213	-0.211	0.144
SiSR	0.155	0.508	0.143	-0.179	-0.034
N-NH ₄	-0.258	-0.157	0.098	-0.1	-0.75
N-NO ₂	-0.337	0.034	0.343	0.236	0.233
N-NO ₃	-0.081	-0.175	0.017	-0.821	-0.089

Como se mencionó, la estación ALC-8 no presentó organismos debido a la falta de sustrato adecuado, por lo anterior, de aquí en adelante no se considerará en los resultados ni en la discusión. La riqueza taxonómica varió en un rango de 2 en la ALC-4 hasta 13 en la ALC-11, con un promedio de 9 ± 3 taxones (Fig. 3A). La densidad promedio de los MIB fluctuó de $7,437 \pm 5,724$ org m⁻² (ALC-3) a $70,252 \pm 14,407$ org m⁻² (ALC-10), con una media global de $33,536 \pm 20,463$ org m⁻² (Fig. 3B).

La única especie que está presente en todas las localidades (100%) es *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparède; con el 90% de frecuencia se encuentra *Hyalella azteca* Suassure, con el 80% de frecuencia se encuentran *Helobdella stagnalis* Linnaeus, Glossiphoniidae y *Micropsectra* sp. Kieffer, mientras que con el 60% están *Krizousacorixa tolteca* Janssen, *Cricotopus (Isocladius) triannulatus* Kieffer y *Chironomus stigmaterus* Say. El resto de los taxones presenta una frecuencia ≤ 30 %.

Con respecto a la abundancia, los principales taxones son el oligoqueto *L. hoffmeisteri* (45.49 %) y el anfípodo *H. azteca* (42.85 %) y, muy por debajo, están los quironómidos *Micropsectra* sp. (7.55%), *Tanypus (Apelopia)* sp. Meigen (2.05 %) y *Ch. stigmaterus* (0.51%). Los demás taxones contribuyeron con abundancias reducidas. Por su contribución en cada estación, los taxones con más abundancia son los mismos cinco, los dos primeros muy por encima de los tres últimos (Fig. 4).

Las especies dominantes variaron en las distintas estaciones (Fig. 4). *L. hoffmeisteri* es dominante en ALC-2, ALC-3, ALC-4, ALC-5, ALC-7 y ALC-10 y abundante en ALC-1, ALC-6, ALC-9 y ALC-11. Por otro lado, *H. azteca* es dominante en ALC-1, ALC-6, ALC-9, ALC-10 y ALC-11 y abundante en ALC-2, ALC-3, ALC-5 y ALC-7. *Micropsectra* es abun-

dante en ALC-1, ALC-3, ALC-5, ALC-7 y ALC-11, mientras que *Tanypus (Apelopia)* en ALC-2 y ALC-3. Como frecuentes se encuentran *Enallagma praevarum* Hagen en ALC-1 y *Ch. stigmaterus* en ALC-2. Las ocasionales son *H. stagnalis* en ALC-3 y Glossiphoniidae en ALC-1 y ALC-5. El resto de las especies son catalogadas como componentes raros, por sus valores bajos de abundancia y frecuencia.

Con base en su abundancia y frecuencia (Tabla 8), *L. hoffmeisteri* y *H. azteca* se catalogan como dominantes (elevada -por encima de la media- abundancia y frecuencia), *Micropsectra*, *Ch. stigmaterus*, *H. stagnalis*, Glossiphoniidae, *K. tolteca* y *C. (I.) triannulatus* como ocasionales (baja -por debajo de la media- abundancia y elevada frecuencia) y el resto de los taxones son raros (baja abundancia y baja frecuencia).

Las propiedades emergentes de las comunidades de MIB que habitan en la zona litoral de Alchichica se presentan en la Tabla 9. La variación en la contribución proporcional de las especies en cada localidad, es decir la equidad, definió en gran medida la variabilidad en la estructura ecológica observada en la zona litoral del lago. La diversidad de Shannon varió de 0.002 en ALC-4 a 1.69 en ALC-3 con un promedio de 1.26 ± 0.54 . Por su parte, la diversidad máxima de Shannon fluctuó en un rango de 0.33 en ALC-4 a 3.06 en ALC-11 con un promedio de 2.49 ± 0.84 . Finalmente, la equitatividad de Shannon va de 0.002 en ALC-4 a 0.73 en ALC-2 con un promedio de 0.46 ± 0.20 . Los valores más bajos de H', Hmax y J' se registraron en ALC-4 y ALC-6 al presentar riquezas taxonómicas reducidas y una contribución numérica elevada por un solo taxón. La diversidad máxima se presenta asociada a la riqueza taxonómica (13) más elevada de la estación ALC-11.

Se observó una tendencia gráfica a disminuir en S, H', Hmax y J' de las estaciones más expuestas o comunicadas a las más aisladas (Fig. 5A). Sin embargo, este comportamiento no se apreció para la densidad (Fig. 5B). Cabe recordar que el extremo de exposición al oleaje y corrientes impide la acumulación de sedimento y con ello el desarrollo de una comunidad de MIB como aconteció en la ALC-8.

Tabla 4. Características ambientales del sedimento de la zona litoral del lago Alchichica, Puebla, México. (G = gravas, A = arenas, L = limos, a = arcillas, C = carbono, N = nitrógeno, Clor-*a* sed = clorofila *a* sedimentaria, MA = macrofitas acuáticas, PS = peso seco).

Estación	G (%)	A (%)	L (%)	a (%)	C (%)	N (%)	C/N	Clor- <i>a</i>	
								Sed (µg cm ⁻²)	MA (g PS m ⁻²)
ALC-1	4.4	91.4	3.6	0.6	3.1	0.03	111	6.47	101.8
ALC-2	5.3	64.6	28.0	2.1	8.1	0.47	17	8.17	13.8
ALC-3	5.5	69.1	23.9	1.5	10.0	0.26	39	12.62	87.6
ALC-4	19.0	45.7	32.8	2.6	9.8	0.20	48	40.42	1.3
ALC-5	6.6	78.0	14.5	1.0	2.4	0.07	35	25.49	0.0
ALC-6	5.4	93.4	1.1	0.1	6.6	0.05	127	7.23	11.1
ALC-7	1.6	94.8	3.3	0.3	4.0	0.04	101	27.65	25.8
ALC-8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
ALC-9	0.1	91.3	8.2	0.4	6.2	0.05	116	18.42	568.9
ALC-10	4.2	92.2	3.3	0.3	4.9	0.03	161	17.25	164.0
ALC-11	16.0	78.4	5.1	0.5	5.3	0.05	106	18.39	53.3

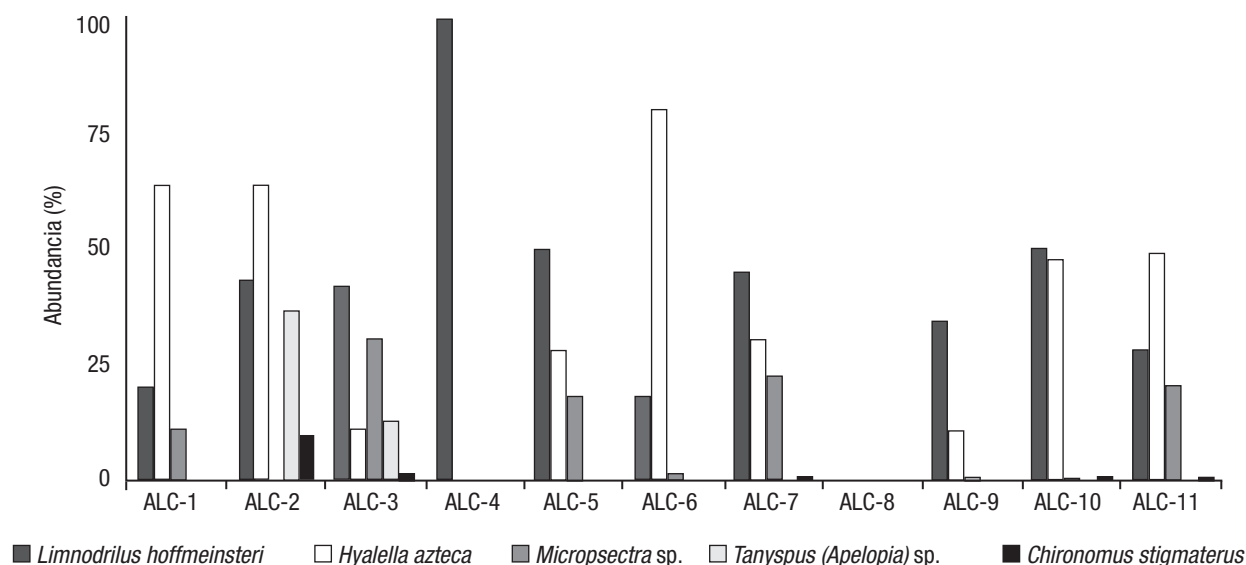


Figura 4. Contribución porcentual a la abundancia de los cinco taxones de macroinvertebrados bentónicos acuáticos más abundantes de MIB de las estaciones de la zona litoral del lago Alchichica, Puebla, México.

El dendrograma del índice de similitud de Bray-Curtis aplicado a las estaciones de la zona litoral del lago Alchichica con base en la composición y densidad de las comunidades de MIB (Fig. 6A) muestra la formación de dos grupos con una similitud de aproximadamente el 80%: el primero agrupa las estaciones ALC-9, ALC-10 y ALC-6, mientras que el segundo se conforma por las estaciones ALC-5, ALC-7, ALC-11 y ALC-1. Posteriormente y con un grado de similitud decreciente se enlazan a estos dos grupos ALC-3, ALC-2 y finalmente, ALC-4. Una vez más y en concordancia con las características ambientales, las estaciones más disímiles son ALC-4 y ALC-2. El ACP de la densidad de los macroinvertebrados bentónicos registrados en la zona litoral del lago Alchichica (Tabla 10) identificó que los taxones con mayor peso son *Micropsectra* sp. (-0.601), *H. azteca* (-0.525) y *Tanypus* sp. (0.477) en el primer componente principal que explica el 42.7% de la varianza total y los mismos taxones [*Micropsectra* sp. (0.735), *H. azteca* (-0.173) y *Tanypus* sp. (0.597) en el segundo componente (31%).

El dendrograma producto del análisis de la matriz de las variables ambientales y biológicas (Fig. 6B) mostró a ALC-2 como la estación más diferente, seguido de ALC-11 y enseguida ALC-4. El resto de las estaciones conforman un conjunto más o menos homogéneo. El ACP de las variables ambientales a las características ambientales del agua y sedimento, así como de los macroinvertebrados bentónicos registrados en la zona litoral del lago Alchichica (Tabla 11), indicó que la variable con mayor peso fue la textura sedimentaria (limos -0.265, arcillas -0.262 y arenas 0.216) y el N elemental (-0.265), de igual manera *H. azteca* (0.223) en el primer componente principal que explica el 26.7% de la varianza total. En el segundo componente se encontraron las arenas (-0.203), la conductividad (0.31) y la clorofila *a* sedimentaria (0.278) y en agua (0.255) que explica un 19.2%.

El análisis de redundancia efectuado con los valores de densidad de los organismos y con las variables ambientales de agua y sedimento (Fig. 7) identificó como variables ambientales de mayor peso a la textura (arenas, limos y arcillas) y la concentración de clorofila

a en agua y sedimento, el N-NO₂ y el PSR en agua, también el N elemental y la proporción C/N. Por la parte biológica, destacaron *H. azteca*, *L. hoffmeisteri*, *Micropsectra* sp., *Chironomus* sp. y *Tanypus* sp. como los taxones de mayor relevancia. *H. azteca* se relacionó con las arenas y la proporción C/N (las mayores densidades de *H. azteca* se encontraron en las estaciones con sedimentos francamente arenosos y proporciones C/N elevadas, particularmente la ALC-6), mientras que *L. hoffmeisteri* lo hizo con la clorofila *a* sedimentaria, los nitritos y el PSR (los valores más elevados de densidad de *L. hoffmeisteri* se encontraron en las estaciones con concentraciones más elevadas de clorofila *a* sedimentaria, nitritos y PSR, particularmente en la ALC-4). Por otro lado, *Micropsectra* sp. se asoció con ALC-7 y ALC-11 donde presentó las mayores densidades, mientras que *Chironomus* sp. y *Tanypus* sp. lo hicieron con ALC-2 y ALC-3 donde alcanzaron sus mayores densidades.

Tabla 5. Vectores eigen del Análisis de Componentes Principales aplicado a las características ambientales del sedimento de la zona litoral del lago Alchichica, Puebla, México. (CP = componente principal, G = gravas, A = arenas, L = limos, a = arcillas, C = carbono elemental, N = nitrógeno elemental, Clor-*a* sed = clorofila *a* sedimentaria, MA = macrofitas acuáticas).

Variable	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
G	-0.255	0.534	-0.03	0.476	0.499
A	0.421	-0.122	-0.082	-0.064	-0.2
L	-0.419	-0.101	0.124	-0.148	0.015
a	-0.42	-0.043	0.051	-0.092	0.077
C	-0.315	-0.221	0.325	0.556	-0.5
N	-0.349	-0.428	-0.137	0.006	-0.065
C-N	0.361	0.143	0.215	0.485	-0.216
Clor- <i>a</i> sed	-0.158	0.596	0.388	-0.429	-0.446
MA	0.172	-0.283	0.808	-0.107	0.453

DISCUSIÓN

Con respecto a la composición de la comunidad de MIB del lago Alchichica, existe una mayor similitud en la composición de especies entre Alchichica y los lagos salinos de Norte y Sudamérica, que con los lagos salinos de Asia y Australia que está empobrecida en insectos (Geddes *et al.*, 1981). Los lagos Lenore, Killarney, Rabbit y Arthur en las praderas canadienses (Hammer *et al.*, 1990) tienen salinidades y taxa similares a Alchichica como quironómidos y anfípodos. Otros lagos en Saskatchewan y Alberta, Canadá (Timms *et al.*, 1986), también presentan un número elevado de especies en común con Alchichica. Alrededor del 50% de los taxa reportados por Galat *et al.* (1981) para el lago Pirámide, Nevada, están presentes en Alchichica. Lo mismo sucede en los lagos hiposalinos de Death Valley, California, estudiados por Colburn (1988) y los lagos de la región de Sud Lipez, Bolivia, identificados por Dejoux (1993).

Por otro lado, el lago Bullenmeri, Camperdown, Victoria, Australia (Timms, 1981) a pesar de que tiene una salinidad similar a la de Alchichica con 8 g L⁻¹, su biota es muy diferente; su riqueza taxonómica es de tan sólo 12 especies y las dominantes son dos quironómidos con abundantes anfípodos pero no presenta oligoquetos. Algunos géneros presentes en los lagos del Paroo, New South Wales (Timms, 1993), también fueron registrados en Alchichica, particularmente los quironómidos. De forma similar, Williams *et al.* (1990) reportan el macrobentos de 79 lagos australianos de salinidades diversas; diversos géneros se encontraron en este estudio incluyendo los oligoquetos, en particular insectos. El lago Shala, Etiopía, es similar ambiental y en origen a Alchichica, sin embargo, biológicamente son diferentes en el

Tabla 6. Vectores eigen del Análisis de Componentes Principales aplicado a las características ambientales del agua y sedimento de la zona litoral del lago Alchichica, Puebla, México. (Las abreviaturas son las mismas que para las tablas 3 y 5).

Variable	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
Z	0.1	0.007	0.352	0.296	-0.42
Temp	-0.179	-0.272	0.203	-0.135	-0.028
DO	-0.2	0.014	0.406	-0.179	0.04
DO%	-0.229	0.018	0.382	-0.162	0.019
pH	-0.01	0.37	0.206	-0.065	-0.279
ORP	-0.112	0.179	0.371	0.245	0.239
K ₂₅	-0.253	0.29	0.06	0.024	-0.026
Clor-a	-0.167	0.291	-0.216	-0.246	0.035
N-NH ₄	-0.063	0.267	-0.003	0.039	-0.266
PSR	-0.298	0.069	-0.052	0.019	0.233
SiSR	-0.102	-0.36	-0.12	0.016	0.233
N-NO ₂	-0.215	0.23	-0.183	-0.224	-0.05
N-NO ₃	-0.005	0.158	-0.03	0.485	0.384
G	-0.217	0.172	-0.132	0.441	0.141
A	0.339	0.041	0.076	-0.144	0.009
L	-0.332	-0.135	-0.033	-0.029	-0.082
A	-0.332	-0.127	-0.073	0.023	-0.032
C	-0.271	-0.109	0.249	0.157	-0.078
N	-0.224	-0.336	-0.034	0.064	-0.095
C-N	0.243	0.181	0.147	0.044	0.263
Clor-a sed	-0.205	0.285	-0.188	-0.212	0.049
MA	0.07	0	0.305	-0.363	0.49

Tabla 7. Listado taxonómico de los macroinvertebrados bentónicos registrados en la zona litoral del lago Alchichica, Puebla, México.

FAMILIA	TAXÓN	ALC-1	ALC-2	ALC-3	ALC-4	ALC-5	ALC-6	ALC-7	ALC-9	ALC-10	ALC-11	%
Crustacea	1. <i>Hyalella azteca</i> Saussure	X	X	X	-	X	X	X	X	X	X	90
Oligochaeta	2. <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Chaparde	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	100
Hirudinea	3. <i>Helobdella stagnalis</i> Linnaeus	X	-	X	-	X	X	X	X	X	X	80
	4. Glossiphoniidae Vaillant	X	-	X	-	X	X	X	X	X	X	80
Mollusca	5. <i>Physa</i> sp.	-	X	-	-	-	-	X	X	-	-	30
Odonata	6. <i>Enallagma praevarum</i> Hagen	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	20
Hemiptera	7. <i>Ambrysus</i> sp.	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X	20
	8. <i>Krizousacorixa tolteca</i> Jansson	X	-	X	-	X	-	X	X	X	X	60
Diptera	9. <i>Culicoides occidentalis sonorensis</i> Jørgensen	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	20
	10. <i>Stratiomys</i> sp.	-	-	-	-	-	-	X	-	X	-	20
Chironomidae	11. <i>Cricotopus (Isocladius) triannulatus</i> Kieffer	X	X	-	X	-	X	X	X	X	-	60
	12. <i>Micropectra</i> sp.	X	-	X	-	X	X	X	X	X	X	80
	13. <i>Chironomus stigmaterus</i> Say	-	X	X	-	X	-	X	-	X	X	60
	14. <i>Tanytus (Apelopia)</i> sp.	-	X	X	-	X	-	-	-	-	-	30
	15. <i>Procladius</i> sp.	-	-	X	-	-	-	X	-	-	-	20
	16. <i>Dicrotendipes neomodestus</i> Malloch	-	-	-	-	X	X	X	-	-	-	30
	17. <i>Psectrotanytus</i> sp.	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	10
Trichoptera	18. <i>Grensia</i> sp.	-	-	-	-	-	X	-	-	-	X	20
	19. <i>Oecetis</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	10
	20. <i>Oxyethira</i> sp.	-	-	-	-	X	-	X	-	-	X	30
Coleoptera	21. <i>Berosus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	10
S		8	7	9	2	12	7	10	11	9	13	

S = Riqueza taxonómica, (X) = Presencia, (-) = Ausencia, % = Frecuencia de presencia.

Tabla 8. Clasificación de los macroinvertebrados bentónicos registrados en la zona litoral del lago Alchichica, Puebla, México.

TAXÓN	Abundancia	Frecuencia	Categoría
<i>Hyalella azteca</i>	140,237	9	D
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	148,889	10	D
<i>Helobdella stagnalis</i>	1,467	8	O
Glossiphoniidae	1,274	8	O
<i>Krizousacorixa tolteca</i>	474	6	O
<i>Cricotopus (Isocladius) triannulatus</i>	356	6	O
<i>Micropsectra</i> sp.	24,696	8	O
<i>Chironomus stigmaterus</i>	1,674	6	O
<i>Physa</i> sp.	59	3	R
<i>Enallagma praevarum</i>	919	2	R
<i>Ambrysus</i> sp.	59	2	R
<i>Culicoides occidentalis sonorensis</i>	44	2	R
<i>Stratiomys</i> sp.	74	2	R
<i>Tanypus (Apelopia)</i> sp.	6,696	3	R
<i>Procladius</i> sp.	89	2	R
<i>Dicrotendipes neomodestus</i>	133	3	R
<i>Psectrotanypus</i> sp.	30	1	R
<i>Grensia</i> sp.	30	2	R
<i>Oecetis</i> sp.	15	1	R
<i>Oxyethira</i> sp.	44	3	R
<i>Berosus</i> sp.	44	1	R
Promedio	15,586	4.2	

Categoría de los taxa de acuerdo a su abundancia y frecuencia. D = Dominante, O = Ocasional, R = Rara.

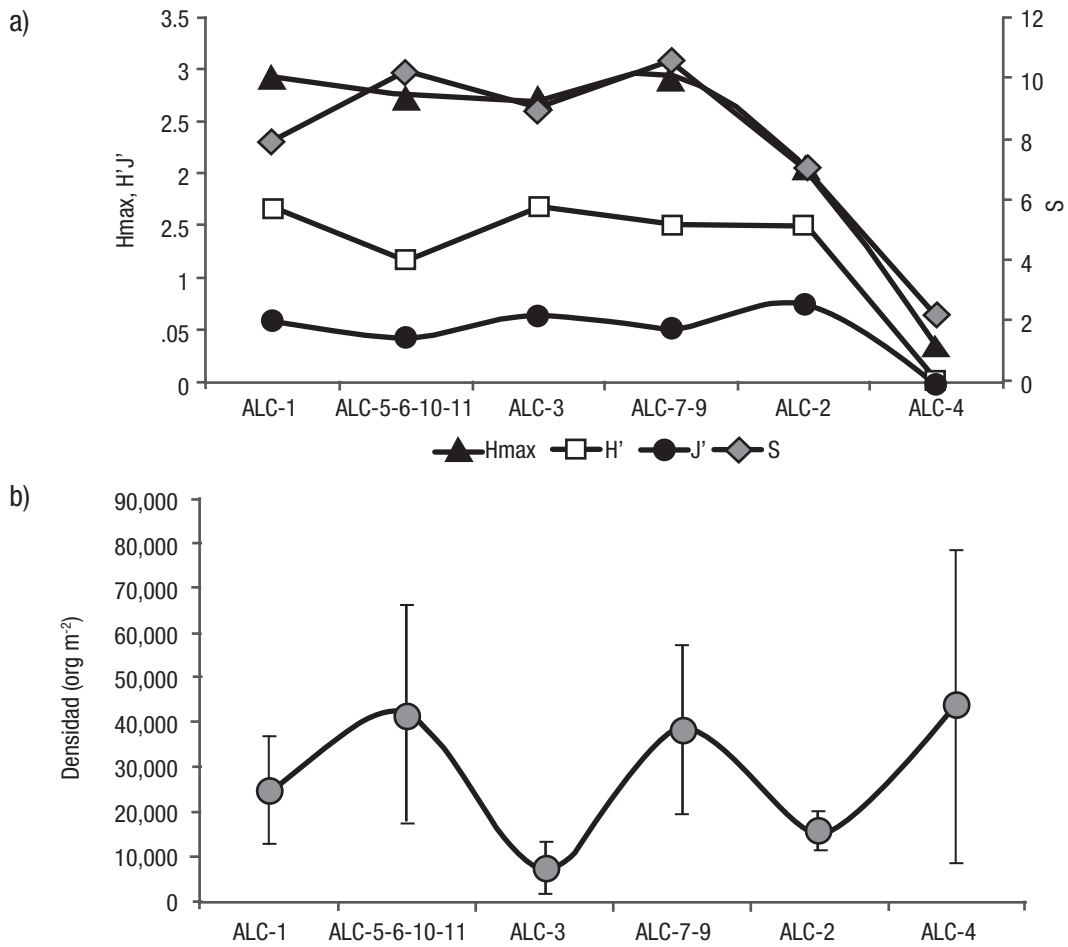
taxón dominante, ya que en Shala son los ostrácodos, seguidos por oligoquetos y quironómidos (Tudodancea & Harrison, 1988), mientras que en Alchichica hay ostrácodos, sin embargo, son componentes principalmente de la meiofauna (Hernández *et al.*, 2010). Los lagos salinos de Asia Central (p.ej., Balkhash en Kazakhstan, Issyk-kul en Kirghizia y Chany en Novosibirsk) tienen elevada riqueza taxonómica (Aladin & Plotnikov, 1993), pero con pocos taxa en común con Alchichica como quironómidos y oligoquetos.

De acuerdo al análisis de agrupamiento usando el índice de similitud de Bray-Curtis (Fig. 6A) de las estaciones de la zona litoral del lago Alchichica con base en la composición y densidad de las comunidades de MIB mostró que las estaciones más diferentes del resto, ALC-4 y ALC-2, coinciden en estar casi o totalmente aisladas del cuerpo principal del lago. Adicionalmente, son las estaciones con los valores extremos de conductividad, la ALC-2 con aguas dulce ($K_{25} = 3.06 \text{ mS cm}^{-1}$) mientras que la ALC-4 con las aguas más salinas ($K_{25} = 30.96 \text{ mS cm}^{-1}$); ésta última es la que presentó la menor riqueza taxonómica con tan sólo 2 taxones. La ALC-2 también muestra una baja riqueza taxonómica con 7 taxones, pero similar a otras como ALC-6 también con 7 y ALC-1 con 8. El resto de las estaciones son similares entre sí y se enlazan primero (85% de similitud), antes de hacerlo con las estaciones ALC-2 y ALC-4 con un nivel de similitud menor (75%).

El análisis de redundancia (Fig. 7) muestra que la textura sedimentaria es una variable relevante y que se asocia a la densidad de los taxones dominantes; en este caso, las arenas favorecen a *H. azteca*, mientras que los limos y las arcillas a *L. hoffmeisteri*. Se ha observado

que los tubificidos, en particular *L. hoffmeisteri*, aumentan su densidad cuando se presenta un aumento en el porcentaje de los sedimentos finos (Brinkhurst & Marchese, 1992, Juget & Lafont, 1994). Por otro lado, la vegetación acuática se menciona en la literatura como una variable importante para los MIB. Weatherhead & James (2001) y Urban (2004) demostraron una fuerte relación entre la vegetación macrofítica y los MIB. Cheruvellil *et al.* (2000) y Ohtaka *et al.* (2011) mencionan que la complejidad estructural proporcionada por las macrofitas favorece la densidad de MIB al aumentar las zonas de refugio contra los depredadores y al servir de alimento y de sustrato para los MIB. Schramm y Jirka (1989) mostraron la presencia de un mayor número de taxa y abundancia de invertebrados bentónicos en zonas litorales vegetadas comparadas con las desnudas; por otro lado, Machena y Kautsky (1988) mencionan que la distribución de la fauna bentónica sigue muy de cerca la de la vegetación litoral sumergida. Sin embargo, en el presente estudio no se encontró una relación clara entre la vegetación y la densidad u otros atributos ecológicos (S, H', Hmax, J') de los MIB; de hecho, la vegetación no apareció como atributo importante en el análisis de redundancia (Fig. 7).

De lo anterior, destaca que una característica importante que parece explicar el agrupamiento de las estaciones con base en las características ambientales y la composición y abundancia de MIB (Fig. 6B) es el grado de comunicación de la zona litoral con el cuerpo lacustre principal. En términos generales, se observa una tendencia gráfica -pero no avalada estadísticamente- que conforme disminuye la comunicación con el cuerpo principal hay una disminución de las características ecológicas (S, H', Hmax, J'); no sucede así con la densidad en donde las



Figuras 5a-b. Variación de a) Diversidad máxima (H'max), diversidad (H'), equitatividad (J') y riqueza taxonómica (S). b) Densidad de las estaciones de la zona litoral del lago Alchichica, Puebla, México, ordenadas de acuerdo al grado de aislamiento de la zona pelágica (i.e., de ALC-1: totalmente comunicada a ALC-4: totalmente aislada).

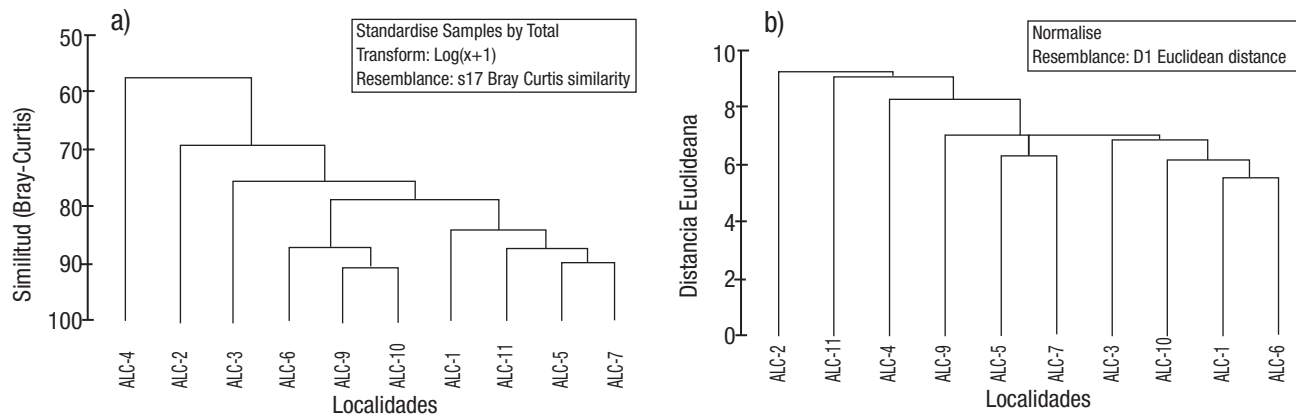
mayores densidades se alternaron entre sitios más comunicados y más aislados. Lo anterior apoya que en las estaciones más comunicadas dominan sedimentos más gruesos (arenas) y con ellos la presencia de *H. azteca*, mientras que en las estaciones más aisladas predominan los sedimentos más finos (limos y arcillas) y con ellos la presencia de *L. hoffmeisteri*. Por otro lado, se observa que cuando el grado de exposición es excesivo, la energía de las corrientes y el oleaje impide la acumulación de sedimento y vegetación, lo cual evita el desarrollo de una comunidad de MIB tal y como se encontró en la estación ALC-8.

En conclusión la zona litoral del lago Alchichica estuvo caracterizada por 21 taxones de MIB entre los cuales dominaron por su abundancia y frecuencia el oligoqueto *Limnodrilus hoffmeisteri* y el anfípodo *Hyalella azteca*. Las estaciones variaron en su riqueza taxonómica (2-13 spp.), diversidad (0.002-1.69), diversidad máxima (0.33-3.06), equidad (0.002-0.73) y densidad (7,437-69,881 ind m⁻²). Se aprecia una diferencia entre las estaciones totalmente o casi aisladas del cuerpo principal del lago que muestran un mayor grado de comunicación con la zona limnética. La estructura comunitaria del ecosistema litoral se simplifica conforme se incrementa el aislamiento. Lo anterior se apre-

Tabla 9. Valores de los índices de diversidad y equidad de Shannon (Log Base 2) de las comunidades de MIB de la zona litoral del lago Alchichica, Puebla, México.

Estación	H'	Hmax	J'
ALC-1	1.67	2.94	0.57
ALC-2	1.50	2.06	0.73
ALC-3	1.69	2.71	0.63
ALC-4	0.002	0.33	0.002
ALC-5	1.61	2.92	0.55
ALC-6	0.72	2.11	0.34
ALC-7	1.61	2.92	0.56
ALC-8	0.00	0.00	0.00
ALC-9	1.40	2.97	0.47
ALC-10	1.02	2.92	0.35
ALC-11	1.34	3.06	0.44

H' = Diversidad, Hmax = Diversidad máxima, J' = Equidad.



Figuras 6a-b. a) Dendrograma del índice de similitud de Bray-Curtis de las estaciones de muestreo en la zona litoral del lago Alchichica con base en la densidad de organismos. b) Dendrograma de las distancias euclidianas de las estaciones de la zona litoral del lago Alchichica, Puebla, México, con base en variables ambientales (agua y sedimento) y biológicas (densidad).

cia gráfica, mas no estadísticamente, en un decremento en la riqueza taxonómica, la diversidad, la diversidad máxima y la equidad -no así en la densidad- conforme se incrementa el aislamiento. El tamaño de grano resulta ser una variable relevante para los taxones, en especial para definir la especie dominante; las arenas se vinculan a la presencia de *H. azteca* y su dominancia en las estaciones mejor comunicadas con la zona limnética; mientras que los limos y arcillas que predominan en las

estaciones más aisladas, favorecen a *L. hoffmeisteri*. De esta manera la zona litoral del lago Alchichica representa un abanico de características ambientales y biológicas asociado a los distintos hábitats generados por el distinto grado de aislamiento de la zona limnética. Conforme se aísla la zona litoral, la salinidad se incrementa, los sedimentos se tornan finos -constituidos por limos y arcillas- y en respuesta a lo anterior, la comunidad de MIB se va simplificando y predomina *L. hoffmeisteri*.

Tabla 10. Vectores eigen del Análisis de Componentes Principales aplicado a la densidad de los macroinvertebrados bentónicos registrados en la zona litoral del lago Alchichica, Puebla, México.

TAXÓN	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
<i>Hyalella azteca</i>	-0.525	-0.173	-0.761	-0.195	0.075
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	0.148	0.017	0.276	-0.282	0.142
<i>Helobdella stagnalis</i>	-0.074	0.089	-0.031	-0.062	-0.656
Glossiphoniidae	-0.103	0.007	-0.028	0.168	-0.152
<i>Physa</i> sp.	0.012	-0.001	-0.015	-0.005	0.023
<i>Enallagma praevarum</i>	-0.094	-0.004	-0.049	0.909	0.092
<i>Ambrysus</i> sp.	-0.009	0.005	0.005	-0.019	0.013
<i>Krizosacorixa</i> sp.	-0.033	0.016	-0.009	-0.025	-0.129
<i>Culicoides occidentalis sonorensis</i>	0	0	0.008	-0.002	-0.004
<i>Stratiomys</i> sp.	-0.003	-0.007	-0.005	-0.015	-0.008
<i>Cricotopus (Isocladius) triannulatus</i>	-0.02	0.025	0.011	-0.104	0.394
<i>Micropsectra</i> sp.	-0.601	0.735	0.265	-0.034	0.104
<i>Chironomus stigmaterus</i>	0.292	0.25	-0.285	0.025	0.496
<i>Tanytus (Apelopia)</i> sp.	0.477	0.597	-0.433	0.007	-0.238
<i>Procladius</i> sp.	-0.012	0.035	0.016	-0.057	0.034
<i>Dicrotendipes neomodestus</i>	-0.026	0.013	0.023	-0.075	0.137
<i>Psectrotanytus</i> sp.	0.022	0.011	-0.022	0.007	0.064
<i>Grensia</i> sp.	-0.003	-0.004	-0.004	-0.006	-0.012
<i>Oecetis</i> sp.	-0.002	0.001	0	-0.003	-0.001
<i>Oxyethira</i> sp.	-0.008	0.005	0.008	-0.024	0.048
<i>Berosus</i> sp.	0	-0.008	-0.006	-0.009	-0.006

Tabla 11. Vectores eigen del Análisis de Componentes Principales aplicado a las variables ambientales a las características ambientales del agua y sedimento así como de los macroinvertebrados bentónicos registrados en la zona litoral del lago Alchichica, Puebla, México. (Las abreviaturas son las mismas que para las tablas 3 y 5).

Variable/Taxón	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
Prof	0.065	-0.051	0.025	-0.159	-0.293
Clor- <i>a</i>	-0.014	0.255	0.133	0.152	0.231
Temp	-0.227	-0.054	-0.032	-0.096	0.106
DO	-0.118	0.12	0.073	-0.264	0.075
DO%	-0.138	0.14	0.074	-0.246	0.061
pH	0.115	0.2	0.235	-0.07	-0.146
ORP	0.021	0.182	-0.006	-0.322	-0.157
K ₂₅	-0.066	0.31	0.12	-0.059	-0.083
N-NH ₄	0.066	0.21	0.06	0.115	0.125
PSR	-0.173	0.216	-0.012	-0.053	0.069
SiSR	-0.195	-0.137	-0.19	0.003	0.152
N-NO ₂	-0.093	0.224	0.187	0.077	-0.007
N-NO ₃	0.141	0.175	-0.271	-0.013	0.011
G	-0.027	0.284	-0.186	0.034	-0.128
A	0.216	-0.203	0.12	-0.016	0.055
L	-0.265	0.126	-0.064	0.004	-0.007
A	-0.262	0.131	-0.077	0.018	-0.042
C	-0.204	0.114	-0.084	-0.177	-0.043
N	-0.265	-0.046	-0.162	0.016	-0.009
C-N	0.224	-0.056	0.083	-0.153	0.031
Clor- <i>a</i> sed	-0.037	0.278	0.117	0.121	0.205
MA	0.053	-0.062	0.074	-0.286	0.32
<i>Hyaella azteca</i>	0.224	-0.068	-0.04	-0.199	0.121
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	-0.023	0.214	0.053	-0.085	0.128
<i>Helobdella stagnalis</i>	0.205	0.006	-0.107	-0.114	0.001
Glossiphoniidae	0.218	-0.059	-0.005	-0.045	-0.125
<i>Physa</i> sp.	-0.011	-0.144	0.007	-0.158	0.21
<i>Enallagma praevarum</i>	0.048	-0.086	0.048	-0.062	-0.218
<i>Ambrysus</i> sp.	0.162	0.117	-0.277	0.098	0.033
<i>Krizousacorixa</i> sp.	0.175	0.085	-0.26	-0.089	0.167
<i>Culicoides occidentalis sonorensis</i>	0.083	0.236	-0.267	0.009	0.029
<i>Stratiomys</i> sp.	0.11	0.034	-0.127	-0.193	0.338
<i>Cricotopus (Isocladius) triannulatus</i>	0.04	-0.073	0.176	0.232	0.269
<i>Micropsectra</i> sp.	0.173	0.096	-0.196	0.165	0.049
<i>Chironomus stigmaterus</i>	-0.195	-0.169	-0.211	0.069	0.068
<i>Tanypus</i> sp.	-0.208	-0.168	-0.199	0.053	0.046
<i>Procladius</i> sp.	0.017	-0.008	0.15	0.21	0.177
<i>Dicrotendipes neomodestus</i>	0.046	-0.005	0.132	0.294	-0.002
<i>Psectrotanypus</i> sp.	-0.195	-0.171	-0.204	0.069	0.072
<i>Grensia</i> sp.	0.154	0.037	-0.215	-0.007	-0.158
<i>Oecetis</i> sp.	0.156	0.115	-0.309	0.025	0.044
<i>Oxyethira</i> sp.	0.141	0.074	-0.055	0.314	0.146
<i>Berosus</i> sp.	0.021	-0.038	0.062	-0.236	0.356

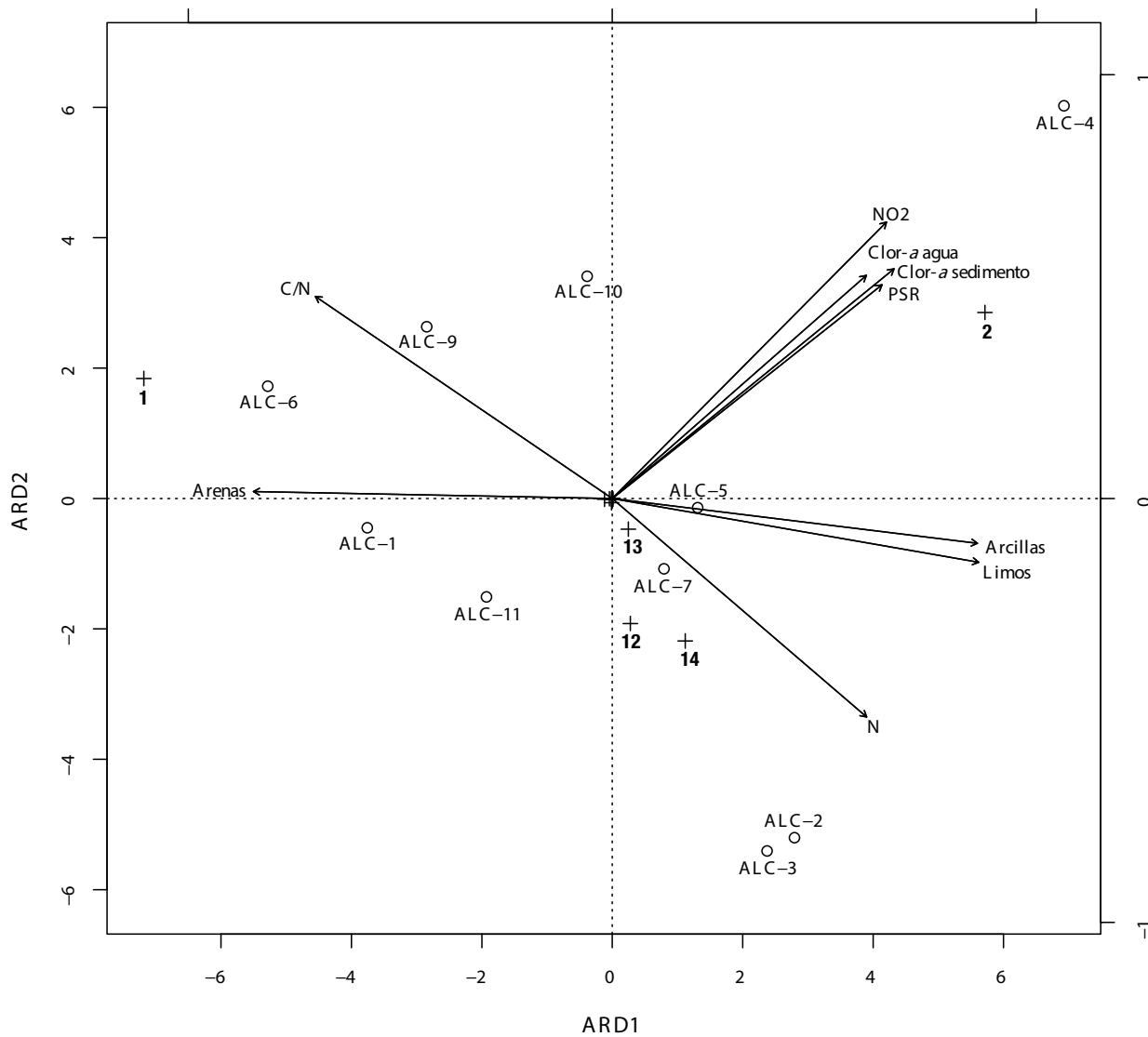


Figura 7. Triplot del análisis de redundancia (ARD) de las estaciones de la zona litoral del lago Alchichica, Puebla, México, (ALC-1 a ALC-11, excepto ALC-8) con base en las variables que resultaron significativas tanto ambientales (agua y sedimento) como biológicas (densidades de los distintos taxones). (N = nitrógeno elemental, C/N = relación carbono:nitrógeno, NO₂ = nitritos, Clor-*a* agua = clorofila *a* en agua, Clor-*a* sed = clorofila *a* en sedimento, PSR = fósforo soluble reactivo). (1 = *Hyalella azteca*, 2 = *Limnodrilus hoffmeisteri*, 12 = *Micropsectra* sp., 13 = *Chironomus stigmaterus*, 14 = *Tanytus (Apelopia)* sp.).

AGRADECIMIENTOS

La presente investigación fue parcialmente apoyada por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT-41667). Los autores agradecen a Laura Peralta (FES Iztacala, UNAM) por su ayuda en el campo, a Sergio Castillo (ICML, UNAM) por el análisis de nutrientes y a León F. Álvarez por su apoyo estadístico y en la elaboración de algunas figuras. A la Oficina de Enlace de Intercambio Académico Para Europa Oriental y América del Norte de la Secretaría de Relaciones Exteriores por la ayuda económica otorgada a P. Řezníčková para la realización de una estancia académica en México.

REFERENCIAS

- ADAME, M. F., J. ALCOCER & E. ESCOBAR. 2008. Size-fractionated phytoplankton biomass and its implications for the dynamics of an oligotrophic tropical lake. *Freshwater Biology* 53: 22-31. DOI: 10.1111/j.1365-2427.01864.x
- ALADIN, N. V. & PLOTNIKOV, I. S. 1993. Large saline lakes of the former USSR: A summary review. *Hydrobiologia* 267: 1-12. DOI: 10.1007/BF00018787
- ALCOECER, J., A. LUGO, E. ESCOBAR, M. R. SÁNCHEZ & G. VILA CLARA. 2000. Water column stratification and its implications in the tropical warm mo-

- nomictic Lake Alchichica, Puebla, Mexico. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 27:3166-3169.
- ALONSO-EGUÍALIS, P., L. GONZÁLEZ-VALENCIA, C. ESTRADA CARBAJAL & MA. A. ROCHA MENDOZA. 2011. La fauna de macroinvertebrados bentónicos del lago de Pátzcuaro y su uso como indicadores del estado de salud e integridad del hidrosistema. In: En Huerto-Delgadillo R. I., S. Vargas Velázquez & C. F. Ortiz Paniagua (eds). *Estudio ecosistémico del lago de Pátzcuaro: aportes en gestión ambiental para el fomento del desarrollo sustentable*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. México. pp. 157-189.
- ARAR, E. J. & G. B. COLLINS. 1997. Method 445.0. In vitro determination of chlorophyll *a* and pheophytin *a* in marine and freshwater algae by fluorescence. In: U. S. EPA (Environmental Protection Agency). *Methods for the Determination of Chemical Substances in Marine and Estuarine Environmental Matrices*. 2nd ed. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. pp. 133-154.
- BARNARD, J. L., & C. M. BARNARD. 1983. *Freshwater amphipods of the World. I. Evolutionary patterns. II. Handbook and bibliography*. Hayfield Associates, Mt. Vernon, Virginia. 830 p.
- BRINKHURST, R. O. & R. M. MARCHESI. 1992. *Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica*. 2a ed. Asociación Ciencias Naturales del Litoral. Buenos Aires. 207 p.
- CHERUVELIL, K. S., P. A. SORANNO & R. D. SERBIN. 2000. Macroinvertebrates associated with submerged macrophytes: Sample size and power to detect effects. *Hydrobiologia* 441: 133-139. DOI: 10.1023/A:1017514824711
- COLBUM, E. A. 1988. Factors influencing species diversity in saline waters of Death Valley, USA. *Hydrobiologia* 158: 215-226. DOI: 10.1007/BF00026279
- DEJOUX, C. 1993. Benthic invertebrates of some saline lakes of the Sud Lípez region, Bolivia. *Hydrobiologia* 267: 257-267. DOI: 10.1007/BF00018807
- EDMONSON, E. T. 1959. *Fresh-water biology*. J. Wiley & Sons. Nueva York. 1248 p.
- EPLER, J. H. 2001. *Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. A guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida*. Spec. Publ. SJ 2001-SP 13. North Carolina Department of Environment and Natural Resources. Raleigh, North Carolina and St. John's Water Management District, Florida. 526 p.
- FILONOV, A., I. TERESHCHENKO & J. ALCOCER. 2006. Dynamic response to mountain breeze circulation in Alchichica, a crater lake in Mexico. *Geophysical Research Letters* 33:L07404. DOI: 10.1029/2006GL025901
- FOLK, R. L. 1969. *Petrología de rocas sedimentarias*. Instituto de Geología, UNAM. México. 405 p.
- GALAT, D., E. L. LIDER, S. VIGG & S. R. ROBERTSON. 1981. Limnology of a large, deep, North American terminal lake, Pyramid Lake, Nevada, U.S.A. *Hydrobiologia* 82: 281-317. DOI: 10.1007/BF00048722
- GARCÍA, E. 2004. Modificaciones al Sistema de clasificación climática de Köppen: para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. E. García. Instituto de Geografía, UNAM. México. 90 p.
- GEDDES, M. C., P. DE DECKKER, W. D. WILLIAMS, D. W. MORTON & M. TOPPING. 1981. On the chemistry and biota of some saline lakes in Western Australia. *Hydrobiologia* 82: 201-222. DOI: 10.1007/BF00048717
- GRASSHOFF, K., K. KREMLING & M. EHRHARDT. 1983. *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie. Weinheim. 419 p.
- HAMMER, U. T., J. S. SHEARD & J. KRANABETTER. 1990. Distribution and abundance of littoral benthic fauna in Canadian prairie saline lakes. *Hydrobiologia* 197: 173-192. DOI: 10.1007/BF00026949
- HERNÁNDEZ, M. C., E. ESCOBAR & J. ALCOCER. 2010. Ensamble de crustáceos bentónicos en un lago salino tropical. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81: 133-140. DOI: 10.7550/rmb.21434
- JUGET, J. & M. LAFONT. 1994. Distribution of Oligochaeta in some lakes and pools of Bolivia. *Hydrobiologia* 278: 125-127. DOI: 10.1007/BF00142319
- KIRKWOOD, D. S. 1994. Sanplus segmented flow analyzer and its applications. Seawater analysis. Skalar. 51 p.
- LAMPERT, W. & U. SOMMER. 2007. *Limnoecology: The ecology of lakes and streams*. Oxford University Press. Oxford. 323 p.
- LARMOLA, T., J. ALM, S. JUUTINEN, D. KOPPISCH, J. AUGUSTIN, P. J. MARTIKAINEN & J. SILVOLA. 2006. Spatial patterns of litter decomposition in the littoral zone of boreal lakes. *Freshwater Biology* 51: 2252-2264. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2006.01649.x
- MACHENA, C. & N. KAUTSKY. 1988. A quantitative diving survey of benthic vegetation and fauna in Lake Kariba, a tropical man-made lake. *Freshwater Biology* 19(1): 1-14. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1988.tb00322.x
- MERRIT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG (eds.). 2008. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall Hunt Publishing. Iowa. 1158 p.
- OHTAKA, A., T. NARITA, T. KAMIYA, H. KATAKURA, Y. ARAKI, S. IM, R. CHHAY & S. TSUKAWAKI. 2011. Composition of aquatic invertebrates associated with macrophytes in Lake Tonle Sap, Cambodia. *Limnology* 12: 137-144. DOI: 10.1007/s10201-010-0330-4
- OLIVA, M. G., J. ALCOCER, A. LUGO, L. PERALTA & M. R. SÁNCHEZ. 2001. Phytoplankton dynamics in a deep, tropical hyposaline lake. *Hydrobiologia* 466: 299-306. DOI: 10.1007/978-94-017-2934-5_27
- PENNAK, W. R. 1978. *Fresh-water invertebrates of the United States*. J. Wiley & Sons. Nueva York. 803 p.
- PERALTA, L., J. ALCOCER, E. ESCOBAR & A. LUGO. 2002. Oligochaetes from six tropical crater lakes in Central Mexico: Community composition, species density and biomass. *Hydrobiologia* 467: 109-116. DOI: 10.1023/A:1014913503577
- RAMOS-HIGUERA, E., J. ALCOCER, E. ORTEGA & A. CAMACHO. 2008. Nitrógeno: elemento limitante para el crecimiento fitoplanctónico en un lago oligotrófico tropical. *Hidrobiológica* 1: 105-113.

- RICO-SÁNCHEZ, A. E., A. J. RODRÍGUEZ-ROMERO, E. LÓPEZ-LÓPEZ & J. E. SEDEÑO-DÍAZ. 2014. Patrones de variación espacial y temporal de los macroinvertebrados acuáticos en la Laguna de Tecocomulco, Hidalgo (México). *Revista de Biología Tropical* 62 (2): 81-96.
- ROLDÁN, P. G. & R. J. J. RAMÍREZ. 2008. *Fundamentos de Limnología Neotropical*. Universidad de Antioquia. Colombia. 442 p.
- SCHRAMM, H. L. JR. & K. J. JIRKA. 1989. Effects of aquatic macrophytes on benthic macroinvertebrates in two Florida lakes. *Journal of Freshwater Ecology* 5 (1): 1-12. DOI: 10.1080/02705060.1989.9665208
- SCHREIBER, J. & M. BRAUNS. 2010. How much is enough? Adequate sample size for littoral macroinvertebrates in lowland Lakes. *Hydrobiologia* 649: 365-373. DOI: 10.1007/s10750-010-0284-x
- SOKAL, R. R. & F. J. ROHLF. 1985. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman. Nueva York. 880 p.
- STRAYER, D. L. & S. E. G. FINDLAY. 2010. Ecology of freshwater shore zones. *Aquatic Sciences* 72: 127-163. DOI: 10.1007/s00027-010-0128-9
- STRICKLAND, J. D. H. & T. R. PARSONS. 1972. *A practical handbook of seawater analysis*. Fisheries Research Board of Canada. Bulletin 167. Ottawa. 310 p.
- TIMMS, B. V. 1981. Animal communities in three Victorian lakes of differing salinity. *Hydrobiologia* 81: 181-193. DOI: 10.1007/978-94-009-8665-7_15
- TIMMS, B. V. 1993. Saline lakes of the Paroo, inland New South Wales, Australia. *Hydrobiologia* 267: 269-289. DOI: 10.1007/978-94-011-2076-0_22
- TIMMS, B. V., U. T. HARNRNER & J. W. SHEARD. 1986. A study of benthic communities in some saline lakes in Saskatchewan and Alberta, Canada. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 71: 759-777. DOI: 10.1002/iroh.19860710603
- TUDORANCEA, C. & A. HARRISON. 1988. The benthic communities of the saline lakes Abijata and Shala (Ethiopia). *Hydrobiologia* 158: 117-123. DOI: 10.1007/978-94-009-3095-7_7
- US GEOLOGICAL SURVEY. 2012. Benthic invertebrate standard operating procedures. Unpublished protocols. USGS, Western Ecological Research Center, San Francisco Bay Estuary Field Station, Vallejo, California.
- URBAN, M. C. 2004. Disturbance heterogeneity determines freshwater metacommunity structure. *Ecology* 85 (11): 2971-2978. DOI: 10.1890/03-0631
- VILA CLARA, G., M. CHÁVEZ, A. LUGO, H. GONZÁLEZ & M. GAYTÁN. 1993. Comparative description of crater-lakes basic chemistry in Puebla State, Mexico. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 25: 435-440.
- WEATHERHEAD, M. A. & M. R. JAMES. 2001. Distribution of macroinvertebrates in relation to physical and biological variables in the littoral zone of nine New Zealand lakes. *Hydrobiologia* 462: 115-129. DOI: 10.1023/A:1013178016080
- WILLIAMS, W. D., A. J. BOULTON & R. G. TAFFE. 1990. Salinity as a determinant of salt lake fauna: a question of scale. *Hydrobiologia* 197: 257-266. DOI: 10.1007/BF00026955
- ZAR, J. H. 1974. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall. Nueva Jersey. 620 p.

Macroinvertebrados bentónicos de dos lagos tropicales de alta montaña en el volcán Nevado de Toluca, en la región central de México

Benthic macroinvertebrates of two tropical, high-mountain lakes at Nevado de Toluca Volcano at central region of Mexico

Luis A. Oseguera¹, Javier Alcocer¹ y Elva Escobar²

¹Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, Facultad de Estudios Superiores Unidad Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. Av. de los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala. Tlalnepantla, Estado de México, 54090. México

²Laboratorio de Biodiversidad y Macroecología, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad Universitaria, Ciudad de México, A. P. 70-305, 04510. México
e-mail: loseguera@campus.iztacala.unam.mx

Recibido: 15 de junio de 2015.

Aceptado: 07 de abril de 2016.

Oseguera L. A., J. Alcocer y E. Escobar. 2016. Macroinvertebrados bentónicos de dos lagos tropicales de alta montaña en el volcán Nevado de Toluca, en la región central de México. *Hidrobiológica* 26 (3): 419-432.

RESUMEN

Antecedentes. Los macroinvertebrados bentónicos son importantes debido a su papel en la remineralización de la materia orgánica y como indicadores por ser sensibles a las perturbaciones derivadas de las actividades humanas. **Objetivos.** Analizar la distribución espacial y temporal de la riqueza taxonómica y la densidad de los macroinvertebrados bentónicos y su relación con algunas las variables ambientales en dos lagos tropicales de alta montaña localizados en el volcán Nevado de Toluca, en el centro de México. **Métodos.** Se seleccionaron dos estaciones profundas y dos someras (con y sin vegetación) para el lago de El Sol y una estación profunda para La Luna. **Resultados.** En El Sol se identificaron cuatro especies de oligoquetos (*Limnodrilus hoffmeisteri*, *Tubifex tubifex*, *Lumbriculus variegatus* y *Nais pardalis*), un bivalvo (*Pisidium casertanum*), un hidrozooario (*Hydra vulgaris*) y dos quironómidos (*Pagastia* sp. y *Tanytarsus* sp.). En La Luna solo se encontró a *L. hoffmeisteri* y *Pagastia* sp. Las densidades promedio de los macroinvertebrados bentónicos en la zona profunda de ambos lagos fueron similares (El Sol $5,526 \pm 3,807$ org m⁻² y La Luna $7,955 \pm 7,349$ org m⁻²). La densidad en la zona somera sin vegetación en El Sol fue de $38,249 \pm 33,077$ org m⁻², mientras que en la estación con vegetación la densidad fue de $25,247 \pm 18,997$ org m⁻². **Conclusiones.** La variación temporal de la densidad de los macroinvertebrados parece estar regulada por la temperatura y el pH, presentándose los menores valores cuando la temperatura y el pH son más bajos.

Palabras clave: Bentos, Estado de México, lagos alpinos, lagos oligotróficos, Nevado de Toluca.

ABSTRACT

Background. The benthic macroinvertebrates play an important role in the organic matter recycling and are sensitive indicators of human perturbation. **Goals.** The aim of this study was to recognize the spatial and temporal variation in taxonomic richness and density of the benthic macroinvertebrates of high mountain Lakes El Sol and La Luna, and their relationship with the environmental variables. **Methods.** Three deep stations (El Sol = 2 and La Luna = 1) and two in the littoral zone of El Sol (with and without vegetation) were selected. **Results.** We found eight taxa in El Sol: four oligochaetes (*Limnodrilus hoffmeisteri*, *Tubifex tubifex*, *Lumbriculus variegatus* and *Nais pardalis*), one bivalve (*Pisidium casertanum*), one hydrozoan (*Hydra vulgaris*) and two chironomids (*Pagastia* sp. and *Tanytarsus* sp.). Differently in La Luna there were just *L. hoffmeisteri* and *Pagastia* sp. The average density of the benthic macroinvertebrates was similar in the deep zone of both lakes (El Sol $5,526 \pm 3,807$ org m⁻² y La Luna $7,955 \pm 7,349$ org m⁻²). The density in the shallow zone without vegetation was higher ($38,249 \pm 33.077$ org m⁻²) than in the vegetated shallow zone (25.247 ± 18.997 org m⁻²). **Conclusions.** The temporal variation of macroinvertebrates density seems to be regulated by the temperature and pH, showing the lowest values when the temperature and pH are lower.

Key words: Alpine lakes, benthos, Estado de México, Nevado de Toluca, oligotrophic lakes.

INTRODUCCIÓN

Los lagos tropicales de alta montaña se caracterizan por ubicarse por arriba de la cota de vegetación arbórea (*timberline* = TL). La altitud a la que se observa la TL depende de la latitud, y se encuentra a mayor altitud en latitudes más bajas (Hutchinson, 1975; Sommaruga, 2001; Kernan *et al.* 2002). En la zona tropical se localiza por arriba de los 3 000 m s. n. m. (Margalef, 1983; Burgis & Morris, 1987). Este tipo de lagos se encuentra en islas de clima frío dentro de las zonas tropicales. La mayor parte de los lagos de alta montaña tropicales se localiza en la zona de los Andes, y en menor cantidad, en el este de África (Löffler, 1964; Payne, 1986). Este tipo de lagos presenta analogías ambientales con los lagos nórdicos de latitudes altas. La similitud principal entre estos dos tipos de lagos es la temperatura, la cual disminuye conforme incrementan la latitud y la altitud (Thomasson, 1956; Lewis, 1983; Steinitz-Kannan *et al.*, 1983; Burgis & Morris, 1987; Lewis, 1987 y 1996).

Los macroinvertebrados bentónicos (MIB), son una comunidad importante debido, entre otros aspectos, a su papel en la remineralización de la materia orgánica (Ivanov, 2000; Simčić & Brancelj, 2002). En los lagos de alta montaña, las variaciones en tiempo y espacio de los MIB están determinadas por los parámetros físicos (temperatura, transparencia, textura sedimentaria), químicos (conductividad, pH, oxígeno disuelto) y biológicos (alimento, cobertura vegetal, interacciones), que se presentan en todos los cuerpos acuáticos (Newrkla & Wijegoonawardana, 1987). Sin embargo, es frecuente que dentro del mismo cuerpo acuático se presenten condiciones diferentes en la zona profunda y la litoral. El efecto del viento y el oleaje, la penetración de la luz, el calentamiento gradual del agua, el tipo de sustrato y la presencia de vegetación sumergida son sólo algunas de las variables que marcan la diferencia entre ambas zonas (Brinkhurst, 1974; Ivanov, 2000).

Estas variables inducen a las especies de la comunidad bentónica a desarrollar estrategias adaptativas para dominar o influir sobre otras especies, como entrar en un estado de latencia hasta el restablecimiento de condiciones fisiológicamente más favorables para un desarrollo mejor (Wetzel & Likens, 2000). Los MIB presentan adaptaciones que les permiten resistir condiciones extremas generalmente presentes en los lagos de alta montaña (como pH ácido, temperatura baja y exposición elevada a rayos UV), con lo cual evitan la depredación y competencia de otras especies no resistentes a dichas condiciones (Kobuszewski & Perry, 1994; Hider *et al.*, 1999), por lo que su abundancia es mayor que en condiciones normales.

La abundancia o riqueza específica de los MIB en lagos tropicales frecuentemente son menores a las encontradas en los lagos templados (Lewis, 1996). Las especies bentónicas que han sido reportadas para los lagos de alta montaña son más similares a las especies halladas en lagos de latitudes templadas que a las presentes en lagos de latitudes tropicales de menor altitud (Burgis & Morris, 1987).

Además, los lagos de alta montaña son considerados muy sensibles a las perturbaciones humanas indirectas, particularmente a los efectos de la acidificación. Sin embargo, para poder reconocer las perturbaciones antropogénicas, primero es necesario conocer la variabilidad natural de las comunidades.

En México se conocen sólo dos lagos de alta montaña: El Sol y La Luna, en el cráter del volcán Nevado de Toluca, en el Estado de México. Dadas las condiciones ambientales extremas en estos lagos, se espera que la composición taxonómica de los macroinvertebrados bentónicos (MIB) sea reducida y que, para el caso de El Sol, las condiciones am-

bientales de la zona profunda y litoral no modifiquen la estructura de la comunidad de los macroinvertebrados bentónicos (MIB), dado lo somero del lago (<15 m). Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue evaluar la distribución espacial y temporal de la comunidad de los MIB en los lagos La Luna y El Sol, en el centro de México. Asimismo, se analizó la relación del comportamiento temporal de los parámetros fisicoquímicos de cada uno de los lagos y cómo afectan la composición taxonómica y la distribución de los macroinvertebrados bentónicos (MIB).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. Como se mencionó anteriormente, en México se conocen sólo dos lagos de alta montaña: La Luna y El Sol, en el cráter del Nevado de Toluca, en el Estado de México. Son lagos-cráter tropicales de alta montaña que se encuentran dentro de la cuenca hidrológica prioritaria Nevado de Toluca (Arriaga *et al.*, 1998), localizada entre los 19° 06' 36" N y 18° 48' 00" N y los 99° 54' 36" O y 99° 28' 48" O, a una altitud de 4 240 m s. n. m. El clima de la zona va de frío a semifrío húmedo, con una temperatura media mensual que oscila entre 2 y 12 °C. Presenta una precipitación anual de entre 1 200 y 2 000 mm y una evaporación potencial promedio anual de 990 mm (García, 1988a).

La profundidad máxima de La Luna es de 10 m (profundidad media de 5 m), con una superficie de 31 083 m² (largo 227 m, ancho 209 m), y la profundidad máxima de El Sol es de 15 m (profundidad media de 6 m), con una superficie de 237 321 m² (largo 795 m, ancho 482 m) (Alcocer *et al.*, 2004).

Ambos lagos tienen aguas transparentes, un pH ácido (4.9 - 5.6) y una capacidad de amortiguación reducida. La temperatura promedio del agua oscila entre los 9 y 11 °C en La Luna, y en El Sol, entre los 7 y 13 °C. El contenido de oxígeno disuelto es alto (6.0 - 7.8 mg L⁻¹) en ambos lagos, y su conductividad, baja (18 - 24 µS cm⁻¹). Presentan un contenido bajo de materia orgánica disuelta y en suspensión (Caballero, 1996; Armienta *et al.*, 2000).

Trabajo de campo. El muestreo se realizó mensualmente durante un ciclo anual (de abril de 2000 a marzo de 2001). Las estaciones de muestreo se eligieron con base en un muestreo prospectivo, el cual consistió en tomar partes de sedimento de ambos lagos para determinar la presencia de MIB. En La Luna se estableció una sola estación de muestreo a los 10 m (Luna), ya que los sedimentos de la zona litoral estaban muy compactados, lo que impide el establecimiento de invertebrados bentónicos. En El Sol se establecieron dos estaciones profundas (Sol1 = 10 m y Sol2 = 12 m) y dos en la zona litoral, una en sustrato desnudo (sin vegetación) (Sol3 = 0.5 m) y la otra con vegetación enraizada sumergida (Sol3v = 0.5 m) (Fig. 1).

Los variables ambientales que se midieron *in situ* cerca del sedimento fueron temperatura, pH, concentración y porcentaje de saturación de oxígeno disuelto y conductividad específica (K_{25}), con ayuda de una sonda multiparamétrica de calidad del agua y un sistema de captura y almacenaje de información marca Hydrolab modelos DS4 y SVR4 respectivamente. Asimismo, se obtuvieron muestras de sedimento para el análisis del tamaño de grano, el contenido de materia orgánica, la concentración de clorofila *a* y la biomasa vegetal.

En las estaciones profundas la obtención de los MIB se realizó con una draga Ekman (0.0225 m² de área) (Weber, 1973; Wetzel & Likens, 2000), mientras que en las estaciones de la zona litoral se tomaron con un nucleador de acrílico (0.0019 m² de área). Los sedimentos se tami-

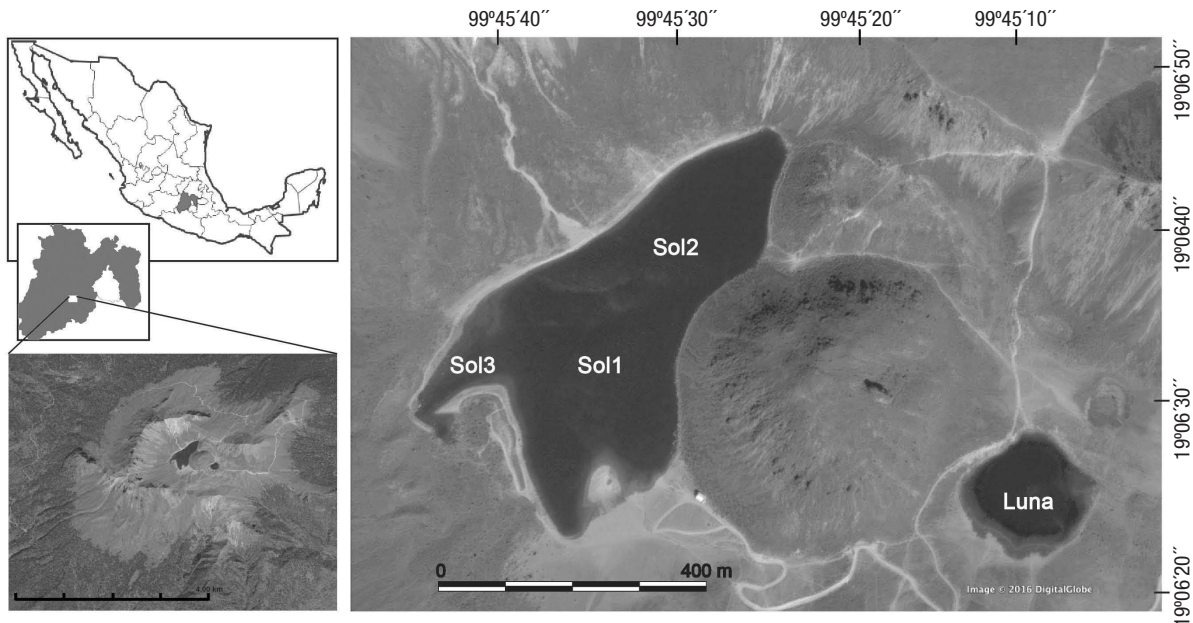


Figura 1. Lagos El Sol y La Luna en el cráter del Volcán Nevado de Toluca, México, mostrando las cuatro estaciones de muestreo.

zaron por medio de una malla de 0.42 mm para retener al macrobentos (Greenberg *et al.*, 1985; Wetzel & Likens, 2000), posteriormente, se fijaron con alcohol a 96%, adicionado con rosa de Bengala como colorante vital (Greenberg *et al.*, 1985).

Trabajo de laboratorio. El tamaño de grano se determinó por el método de tamizado en seco (60 °C) para las arenas, y de pipeteo en húmedo para limos y arcillas (Folk, 1969). Para determinar el porcentaje de materia orgánica sedimentaria se utilizó la técnica de pérdida de peso por combustión (LOI) (550 °C) (Greenberg *et al.*, 1985). La biomasa vegetal se obtuvo con el peso seco de la vegetación encontrada en cada uno de los núcleos de donde se separaron los MIB. Finalmente, la medición de la concentración de clorofila *a* del sedimento se hizo siguiendo la técnica 445.0 de la EPA, con un fluorómetro digital Turner Designs modelo 10-AU (Arar & Collins, 1997). Para transformar la concentración de μg de clorofila *a* L^{-1} a μg de clorofila *a* cm^{-2} se tomó la concentración integrada de un núcleo de sedimento de un cm^3 . En el laboratorio se llevó a cabo la separación de los organismos y se identificaron en primera instancia con base en las claves generales de Thorp y Covich (1991), Edmondson (1959) y Pennak (1953). Posteriormente, se emplearon claves específicas para los oligoquetos (Stimpson *et al.*, 1982; Hiltunen & Klemm, 1980; Brinkhurst & Marchese, 1992) y quironómidos (Mason, 1973; Wiederholm, 1983). Todos los organismos fueron conservados en alcohol glicerinado a 70%.

Análisis de la información. Para determinar la presencia de estacionalidad durante el ciclo de muestreo, se aplicó un análisis de conglomerados (AC) por el método de Ward, con distancias euclidianas para la zona profunda de La Luna y para la zona somera y profunda de El Sol, con el fin de agrupar los meses similares en cada zona con base en las características ambientales del agua y sedimento (Gauch, 1982). Asimismo, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) con el fin de identificar los parámetros que más influencia tienen sobre el ordenamiento (Gauch, 1982; García, 1988b).

La densidad de los organismos se calculó por metro cuadrado, multiplicando la abundancia de cada especie por un factor de conversión (área de la draga = 0.0225 cm^2 y área del nucleador = 0.0018 cm^2). Para los análisis estadísticos, las densidades se transformaron a logaritmos $[\log_{10}(n+1)]$ para cumplir con las suposiciones de normalidad y homocedasticidad de los datos (Elliot, 1983). Para reconocer si la densidad de los MIB era diferente entre sí, se realizó una prueba t-Student para las estaciones de la zona litoral de El Sol, y un análisis de varianza (ANOVA) de una vía para las estaciones profundas (Luna, Sol1 y Sol2) (Dytham, 2011; Elliot, 1983). Para determinar si las estaciones profundas eran diferentes, se aplicó la prueba *post hoc* de Tukey. Se realizaron análisis de correlación canónica (ACC) entre las variables ambientales y las biológicas para la zona profunda de La Luna, para la zona profunda de El Sol y para la zona somera de El Sol. Lo anterior, con el fin de reconocer qué variables ambientales se asociaban directamente con la variación temporal de los MIB (Garson, 2015; Jeffers, 1978). Todas las pruebas se elaboraron con ayuda del paquete estadístico SPSS v10.

RESULTADOS

Parámetros ambientales. La temperatura promedio anual, máxima y mínima de las tres estaciones profundas (Luna, Sol1 y Sol2) fueron muy similares. La temperatura promedio anual de la zona litoral (Sol3 y Sol3v) fue más elevada ($\approx 1.5 \text{ }^\circ\text{C}$), y se observó la mayor diferencia en las máximas. El pH promedio anual fue ácido para ambos lagos, y menor en La Luna, donde se encontraron valores < 5 durante casi todo el año. El promedio de oxígeno disuelto fue muy similar en ambos lagos; se encontró alrededor de la saturación durante la mayor parte del año. La conductividad fue ligeramente más elevada en El Sol que en La Luna. En cuanto al sedimento, tanto la textura como el contenido de materia orgánica fueron mayores en la zona profunda de ambos lagos que en la zona litoral de El Sol. La clorofila *a* de la zona profunda de El Sol fue casi el doble de la encontrada en la zona litoral del mismo lago y de la zona profunda de La Luna (Tabla 1).

Tabla 1. Características ambientales del agua del fondo y del sedimento de las estaciones profundas del lago El Sol (Sol1 y Sol2) y someras (Sol3 y Sol3v) del lago La Luna del Parque Nacional "Nevado de Toluca", en la porción central de México.

Variables	Luna			Sol1			Sol2			Sol3			Sol3v		
	Mín	Máx	Prom DE	Mín	Máx	Prom DE	Mín	Máx	Prom DE	Mín	Máx	Prom DE	Mín	Máx	Prom DE
En agua															
Temp. (°C)	5.52	10.51	8.46 1.73	5.35	10.74	8.58 1.96	5.02	10.63	8.55 1.94	5.96	13.96	10.10 2.74	5.96	13.96	10.10 2.74
pH	4.5	5.83	4.71 0.36	4.97	5.75	5.37 0.27	5.06	7.18	5.50 0.59	5.08	6.48	5.66 0.48	5.08	6.48	5.66 0.48
O. D. (mg·L ⁻¹)	5.84	8.50	6.74 0.84	5.65	7.67	6.72 0.77	5.65	7.62	6.70 0.74	5.91	7.99	6.91 0.70	5.91	7.99	6.91 0.70
O. D. (% Sat.)	85.13	114.27	94.71 8.65	82.95	105.95	93.30 7.31	82.95	105.81	94.29 6.97	90.87	115.37	101.02 7.08	90.87	115.37	101.02 7.08
K ₂₅ (µS·cm ⁻¹)	12.60	14.90	13.72 0.72	14.70	17.53	16.13 0.87	15.1	17.8	16.36 0.78	14.70	18.00	16.01 0.92	14.70	18.00	16.01 0.92
En sedimento															
Cloro. <i>a</i> (µg·cm ⁻²)	1.16	6.72	3.91 1.81	2.00	18.74	7.49 5.35	2.86	24.50	9.17 6.33	0.58	7.99	3.58 2.28	1.37	11.94	4.58 2.85
M. O. (%)	11.8	24.1	17.9 4.18	9.2	15.3	12.35 2.94	8.4	22.0	13.94 4.41	0.8	4.4	2.51 1.58	1.7	3.6	2.78 0.78
Textura	Limo grueso	Limo fino	Limo fino	Limo grueso	Limo fino	Limo fino	Limo fino	Limo fino	Limo fino	Arena mediana	Arena muy fina	Arena fina	Arena mediana	Limo grueso	Arena muy fina
Biomasa Vegetal															
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30.56	67.45	44.44 12.90

Prom = Promedio, DE = Desviación estándar. Máx = Valor máximo. Mín = Valor mínimo. Temp. = Temperatura. O. D. = Oxígeno disuelto. K₂₅ = Conductividad estandarizada a 25°C. Cloro. *a* = Clorofila *a*. M. O. = Materia orgánica.

De manera general, en los dendrogramas de similitud obtenidos del AC de las variables ambientales de las tres zonas se forman dos épocas (cálida y fría) con una línea de corte de la escala de similitud a 25 (Figs. 2a, 2b y 2c). En los ACP, los primeros dos componentes explican el 100% de la varianza. El aporte mayor se da en el primer componente, tanto para la zona profunda de La Luna (99.4%) como para la zona profunda (99.8%) y somera (99.7%) de El Sol. El oxígeno disuelto fue la variable que mayor peso tuvo en el primer componente de la zona profunda para ambos lagos, y de la zona litoral para el caso de El Sol. Para la zona profunda de La Luna fue la materia orgánica la que mayor peso tuvo en el componente dos, mientras que para la zona profunda de El Sol fue la clorofila *a* sedimentaria. La temperatura fue la variable que mayor peso tuvo en el componente dos para la zona somera de El Sol.

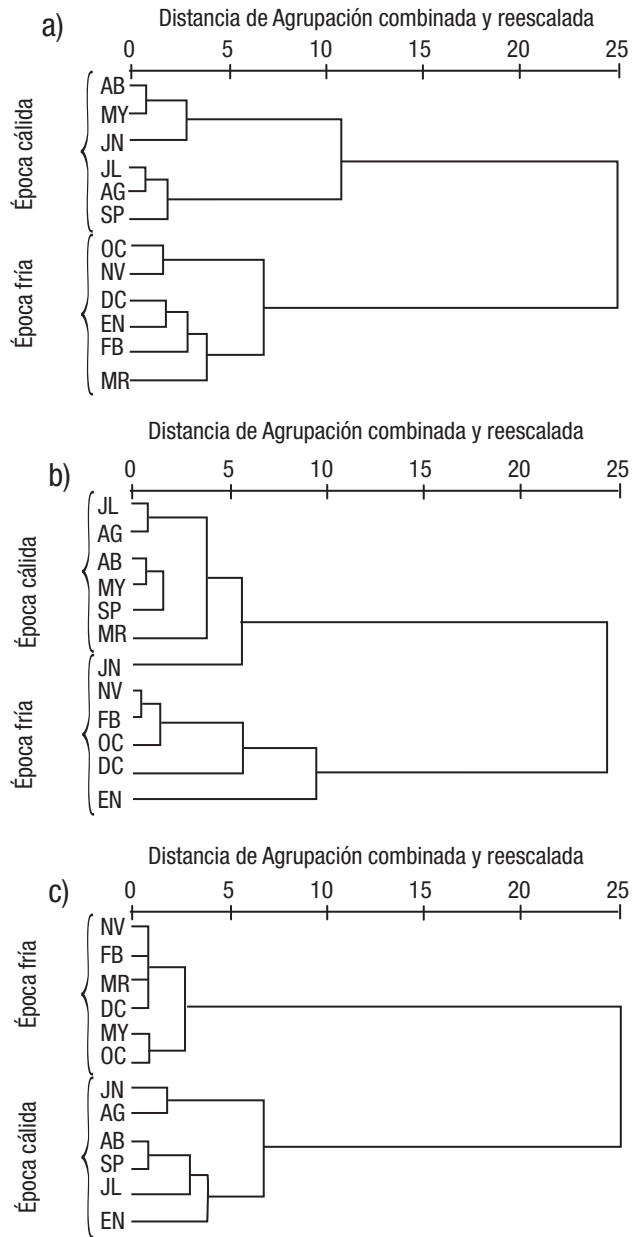
De acuerdo con lo anterior, la época cálida presentó un menor porcentaje de oxígeno disuelto y una mayor cantidad de materia orgánica. Además, tuvo una temperatura más elevada y una concentración de sólidos disueltos (K_{25}) más baja. La época fría se caracterizó por tener un porcentaje de oxígeno disuelto elevado y una cantidad de materia orgánica más baja, así como una temperatura menor y una conductividad mayor.

Parámetros biológicos. La riqueza específica en la zona profunda de La Luna fue de dos especies, un oligoqueto (*Limnodrilus hoffmeisteri* Claparède, 1862) y un quironómido (*Pagastia* sp.). En la zona profunda de El Sol (Sol1 y Sol2), se encontraron cuatro especies de oligoquetos (*L. hoffmeisteri*, *Nais pardalis* Piguët, 1906, *Tubifex tubifex* Muller, 1774 y *Lumbriculus variegatus* Müller, 1774), una especie de bivalvo (*Pisidium casertanum* Poli, 1791) y una de hidrozooario (*Hydra vulgaris* Pallas, 1766). Adicionalmente, en Sol1 se registró una especie de quironómido (*Pagastia* sp.). En la zona somera de El Sol (Sol3 y Sol3v), se encontraron las cuatro especies de oligoquetos (*N. pardalis*, *L. hoffmeisteri*, *T. tubifex* y *L. variegatus*), la del bivalvo (*P. casertanum*) y la del quironómido (*Pagastia* sp.). En Sol3v se encontró, además, el hidrozooario (*H. vulgaris*) y otra especie de quironómido (*Tanytarsus* sp.) (Tabla 2).

De acuerdo con el ANOVA, no se encontraron diferencias significativas entre las densidades promedio anuales de las comunidades de MIB de la zona profunda de ambos cuerpos de agua ($p = 0.103$; $n = 36$; $F = 2.328$). Asimismo, con la prueba *t* no se encontró evidencia significativa ($p = 0.267$; $n = 36$; $t = 1.539$) para decir que la densidad promedio anual de las poblaciones de los MIB de la zona litoral de El Sol (Sol3 y Sol3v) fuera diferente. A pesar de que no se puede comparar estadísticamente, gráficamente se aprecia que en El Sol las densidades promedio de las estaciones de la zona litoral (Sol3 y Sol3v) son mucho mayores a las encontradas en la zona profunda (Sol1 y Sol2) (Tabla 2, Fig. 4).

La densidad promedio anual de los MIB en La Luna fue de $7\,955 \pm 7\,349$ org m^{-2} , la densidad máxima ($15\,102 \pm 13\,789$ org m^{-2}) se encontró en mayo, mientras que la mínima ($803 \pm 1\,013$ org m^{-2}) se presentó en enero (Fig. 5). La especie que presentó la densidad mayor anual fue *L. hoffmeisteri* ($7\,808 \pm 7\,270$ org m^{-2}), que es 52 veces superior a la de *Pagastia* sp. (146 ± 162 org m^{-2}) (Tabla 3). La densidad mayor de *L. hoffmeisteri* se presentó en mayo ($14\,879 \pm 13\,776$ org m^{-2}), mientras que la densidad menor se encontró en enero ($728 \pm 1\,071$ org m^{-2}) (Fig. 5).

En la zona profunda de El Sol, las densidades anuales promedio fueron de $6\,541 \pm 7\,414$ para Sol1, y $4\,512 \pm 8\,140$ org m^{-2} para Sol2.

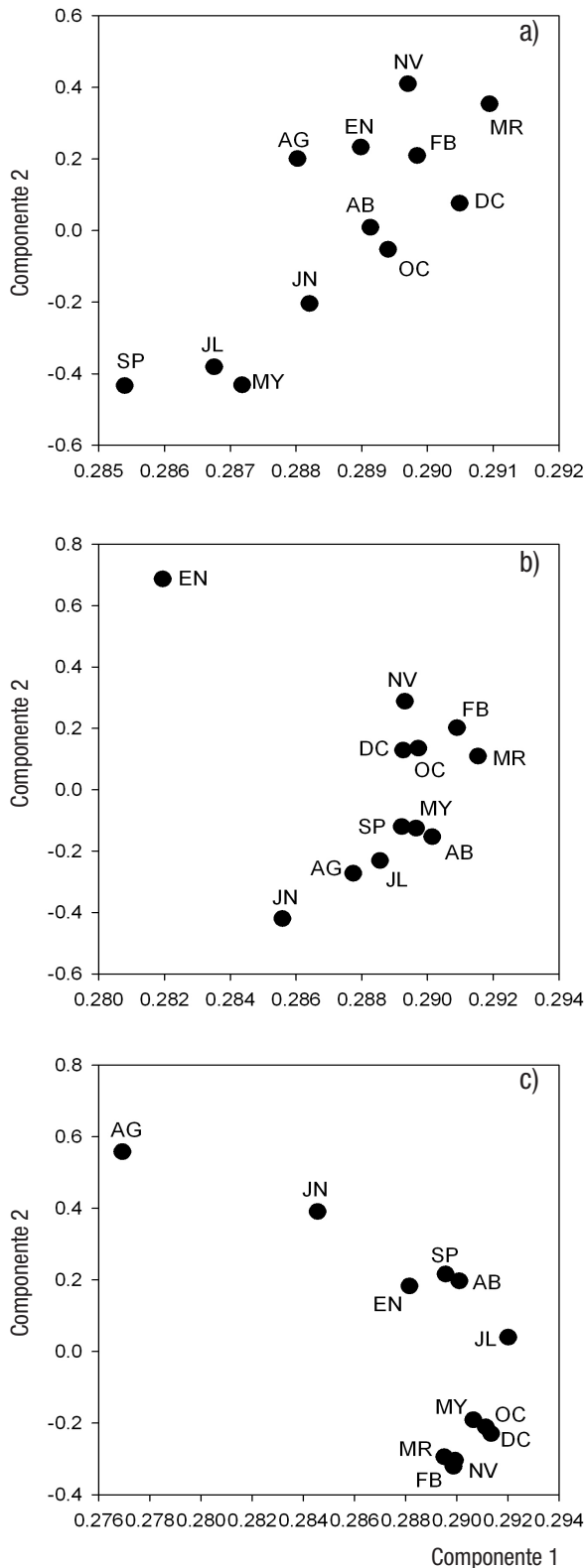


Figuras 2a-c. Dendrogramas de similitud (Método de Ward) de los parámetros ambientales del lago La Luna (a) y la zona profunda (b) y somera (c) del lago El Sol del volcán Nevado de Toluca, en la porción central de México.

En Sol1 y Sol2 la densidad menor se encontró en diciembre (921 ± 287 y 550 ± 686 org m^{-2} , respectivamente), y su valor máximo, en noviembre (Sol1 = $13\,809 \pm 5\,517$ org m^{-2} , Sol2 = $15\,743 \pm 24$ org m^{-2}). La especie que presentó la densidad mayor promedio anual en la zona profunda de El Sol fue *T. tubifex*, con $4\,807 \pm 6\,557$ y $3\,232 \pm 8\,019$ org m^{-2} para Sol1 y Sol2, respectivamente (tabla 2). Durante noviembre, *T. tubifex* obtuvo su densidad mayor (Sol1 = $12\,709 \pm 13\,862$ org m^{-2} , Sol2 = $14\,881 \pm 24\,811$ org m^{-2}), y en diciembre, la densidad menor (Sol1 = 133 ± 224 org m^{-2} , Sol2 = 30 ± 51 org m^{-2}) (Fig. 6a-b.).

Tabla 2. Densidad ($\text{org} \times \text{m}^{-2}$) de los macroinvertebrados bentónicos del lago La Luna y las estaciones profundas (Sol1 y Sol2) y someras (Sol3 y Sol3v) del lago El Sol del Parque Nacional "Nevado de Toluca", en la porción central de México. Prom = Promedio. DE = Desviación estándar. Máx = Valor promedio máximo. Mín = Valor promedio mínimo.

Especie	Luna			Sol1			Sol2			Sol3			Sol3v		
	Mín	Máx	Prom DE	Mín	Máx	Prom DE	Mín	Máx	Prom DE	Mín	Máx	Prom DE	Mín	Máx	Prom DE
<i>Nais pardalis</i>	-	-	19 47	0	89	19 47	0	59	10 35	0	4,210	458 1,307	0	4,192	1,007 1,481
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	728	14,879	7,808 7,270	0	163	51 106	0	342	38 137	1,053	20,350	9,380 7,573	877	13,333	5,382 4,921
<i>Tubifex tubifex</i>	-	-	4,807 6,557	133	12,709	4,807 6,557	30	1,488	3,232 8,019	0	29,473	6,943 11,407	0	1,930	219 582
<i>Lumbriculus variegatus</i>	-	-	1,068 1,426	0	3,670	1,068 1,426	15	1,234	587 797	1,403	22,280	9,075 8,671	1,579	31,753	9,070 12,478
<i>Pagastia</i> sp.	30	431	146 162	0	15	1 7	-	-	-	0	175	49 147	0	1,930	378 749
<i>Tanytarsus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	351	29 175
<i>Pisidium casertanum</i>	-	-	571 754	30	1,531	571 754	59	2,170	30 829	175	44,736	12344 16,425	175	30,525	8,846 10,441
<i>Hydra vulgaris</i>	-	-	25 54	0	89	25 54	0	89	15 54	-	-	-	0	175	15 88
TOTAL	803	15102	7955 7349	921	13809	6541 7414	550	15743	4512 8140	4912	94208	38249 33077	4912	49472	25247 18997



Figuras 3a-c. Análisis de Componentes Principales de los parámetros ambientales del lago La Luna (a) y de la zona profunda (b) y somera (c) del lago El Sol del volcán Nevado de Toluca, en la porción central de México.

Para Sol1, *L. variegatus* fue la segunda especie con mayor densidad promedio anual ($1\ 068 \pm 1\ 426\ \text{org m}^{-2}$), con un valor máximo en julio ($3\ 670 \pm 3\ 218\ \text{org m}^{-2}$), y con el mínimo en enero, que no se encontraron organismos. La tercera especie en densidad fue *P. casertanum* ($571 \pm 754\ \text{org m}^{-2}$), que obtuvo valores de densidad máxima en octubre ($1\ 531 \pm 1\ 708\ \text{org m}^{-2}$), y la mínima en abril ($30 \pm 50\ \text{org m}^{-2}$) (Tabla 2, Fig. 6a).

Para Sol2, las especies que le siguieron en densidad promedio anual a *T. tubifex* fueron *L. variegatus* y *P. casertanum* (587 ± 797 y $630 \pm 829\ \text{org m}^{-2}$) (Tabla 2). *L. variegatus* alcanzó la densidad mayor en junio ($1\ 234 \pm 2\ 022\ \text{org m}^{-2}$), y la menor, en diciembre ($15 \pm 26\ \text{org m}^{-2}$). La densidad mayor para *P. casertanum* se encontró en febrero ($2\ 170 \pm 1\ 803\ \text{org m}^{-2}$), y la menor, en septiembre ($59 \pm 51\ \text{org m}^{-2}$) (Tabla 2, Fig. 6b).

La densidad promedio anual para la zona litoral fue de $38\ 249 \pm 33\ 077\ \text{org m}^{-2}$ para la parte sin vegetación (Sol3), y de $25\ 247 \pm 18\ 997\ \text{org m}^{-2}$ para la que presentó vegetación (Sol3v) (Tabla 2). En enero se observó la densidad menor para Sol3 ($4\ 912 \pm 1\ 096\ \text{org m}^{-2}$) y Sol3v ($4\ 912 \pm 1\ 608\ \text{org m}^{-2}$), mientras que su densidad mayor se presentó en mayo ($94\ 208 \pm 62\ 954\ \text{org m}^{-2}$) para Sol3, y en septiembre ($49\ 472 \pm 42\ 212\ \text{org m}^{-2}$) para Sol3v.

En Sol3, *P. casertanum* presentó la densidad promedio anual mayor ($12\ 344 \pm 16\ 425\ \text{org m}^{-2}$). Esta especie registró valores de densidad máxima en mayo, con $44\ 736 \pm 30\ 453\ \text{org m}^{-2}$ y mínima en octubre, con $175 \pm 304\ \text{org m}^{-2}$. Tanto *L. hoffmeisteri* como *L. variegatus* presentaron densidades promedio anuales similares ($9\ 380 \pm 7\ 573$ y $9\ 075 \pm 8\ 671\ \text{org m}^{-2}$, respectivamente). Ambas especies tuvieron densidad menor en enero (*L. hoffmeisteri* $1\ 053 \pm 526\ \text{org m}^{-2}$, *L. variegatus* $1\ 403 \pm 1\ 993\ \text{org m}^{-2}$), mientras que la mayor se obtuvo en agosto ($20\ 350 \pm 11\ 119\ \text{org m}^{-2}$) para *L. hoffmeisteri*, y en septiembre ($22\ 280 \pm 16\ 242\ \text{org m}^{-2}$) para *L. variegatus*. La tercera especie en densidad fue *T. tubifex*, con un promedio anual de $6\ 943 \pm 11\ 407\ \text{org m}^{-2}$; su valor máximo se observó en junio ($29\ 473 \pm 22\ 105\ \text{org m}^{-2}$) y estuvo ausente en octubre y noviembre (Fig. 7a).

En Sol3v, las especies que tuvieron una densidad promedio anual mayor fueron *L. variegatus* y *P. casertanum* ($9\ 070 \pm 12\ 478$ y $8\ 846 \pm 10\ 441\ \text{org m}^{-2}$, respectivamente). *L. variegatus* presentó su densidad máxima ($31\ 753 \pm 32\ 153\ \text{org m}^{-2}$) en septiembre, y la mínima ($1\ 579 \pm 1\ 392\ \text{org m}^{-2}$) en enero; mientras que para *P. casertanum* se observó densidad mayor en agosto ($30\ 525 \pm 14\ 239\ \text{org m}^{-2}$), y en octubre, la menor ($175 \pm 304\ \text{org m}^{-2}$). La tercera especie en densidad promedio anual fue *L. hoffmeisteri* ($5\ 382 \pm 4\ 921\ \text{org m}^{-2}$), cuyo valor máximo se encontró en septiembre, y el mínimo, en enero ($13\ 333 \pm 9\ 271$ y $877 \pm 804\ \text{org m}^{-2}$, respectivamente) (Fig. 7b).

Relación entre los parámetros ambientales y los MIB. Para la zona profunda de La Luna, la primera dimensión del ACC explica el 64.8% de la suma de los eigenvalores y muestra una correlación canónica significativa ($R = 0.64$, $p = 0.028$) entre las variables biológicas y ambientales. Para el primer eje se observó que *L. hoffmeisteri* tuvo una relación positiva con la temperatura, y negativa con la concentración de clorofila *a* del sedimento (Fig. 8a). La segunda dimensión explica el 35.2% de la suma de los eigenvalores; sin embargo, no se encontró una correlación significativa ($R = 0.52$, $p = 0.135$) entre las variables biológicas y ambientales.

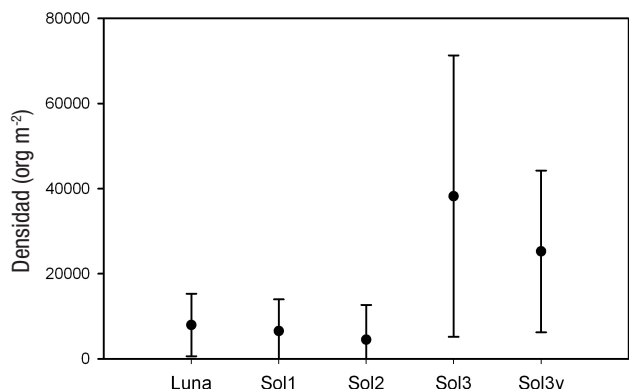


Figura 4. Densidad promedio anual de los macroinvertebrados bentónicos de las estaciones de los lagos tropicales de alta montaña El Sol y La Luna del volcán Nevado de Toluca, en la porción central de México.

En la primera dimensión del ACC de la zona profunda de El Sol se explica el 45.3% de la suma de los eigenvalores y se encontró una correlación canónica significativa ($R = 0.78, p = 0.000$), lo que significa que las variables biológicas y las ambientales tienen una fuerte correlación. En el primer eje se observó una correlación positiva de las dos especies de oligoquetos dominantes de la zona profunda de El Sol (*T. tubifex* y *L. variegatus*) con la temperatura y el pH. Estas mismas especies tuvieron una correlación negativa con la concentración de clorofila *a* del sedimento. Por otra parte, *P. casertanum* mostró correlaciones opuestas a la de los oligoquetos para las mismas variables. En las restantes dimensiones las correlaciones canónicas no fueron significativas ($p > 0.05$) (Fig. 8b).

Las dos primeras dimensiones del ACC realizado para las variables ambientales y biológicas de la zona somera desnuda explican el 45.3% y 33.7% de la suma de los eigenvalores, respectivamente. Las

dos primeras correlaciones canónicas fueron significativas ($R_1 = 0.78, p = 0.000$ y $R_2 = 0.73, p = 0.000$). Para el primer eje se encontró una correlación positiva de la temperatura, la materia orgánica y la textura con los oligoquetos dominantes de esta zona (*T. tubifex*, *L. hoffmeisteri*, *L. variegatus*) y con el bivalvo *P. casertanum*. Estas mismas especies mostraron una correlación negativa con la biomasa vegetal. En el segundo eje se observó que la temperatura y el pH tuvieron una correlación positiva con *L. hoffmeisteri*, *L. variegatus* y *N. pardalis*, y una negativa con *Tanytarsus* sp. Asimismo, la clorofila *a* del sedimento mostró una correlación negativa con *L. hoffmeisteri*, *L. variegatus* y *N. pardalis*, y positiva con *Tanytarsus* sp. (Fig. 8c).

DISCUSIÓN

De los cuatro grupos taxonómicos encontrados en este estudio, los oligoquetos, los quironómidos y los bivalvos han sido reportados en distintos lagos de alta montaña de diferentes regiones del mundo (Bretschko, 1975; Vranovský et al., 1994; Rieradevall et al., 2000; Raddum & Fjellheim, 2002). En la mayoría de los trabajos anteriormente citados, el grupo que presenta mayor número de especies es el de los oligoquetos, seguido del de los quironómidos, tal como sucede en La Luna y El Sol. De igual forma, los bivalvos son un grupo que muestra un número reducido de especies en este tipo de ambientes.

La riqueza específica de ambos lagos muestra un número de especies por abajo del reportado para otros lagos de alta montaña, en los cuales se han reconocido entre 13 y 35 especies (Bretschko, 1975; Vranovský et al., 1994; Johnson et al., 1996; Rieradevall et al., 1999 y 2000; Raddum & Fjellheim, 2002). Esto probablemente se debe al pH ácido en ambos lagos, particularmente en La Luna, lo que ha sido observado por otros autores en lagos de alta montaña (como Schindler et al., 1985; Schindler, 1987; Raddum & Fjellheim, 2002). Larsen et al. (1996) encontraron que las especies presentes disminuyen cuando el pH es más ácido. Otra posible causa es que La Luna y El Sol se encuentran a una elevada

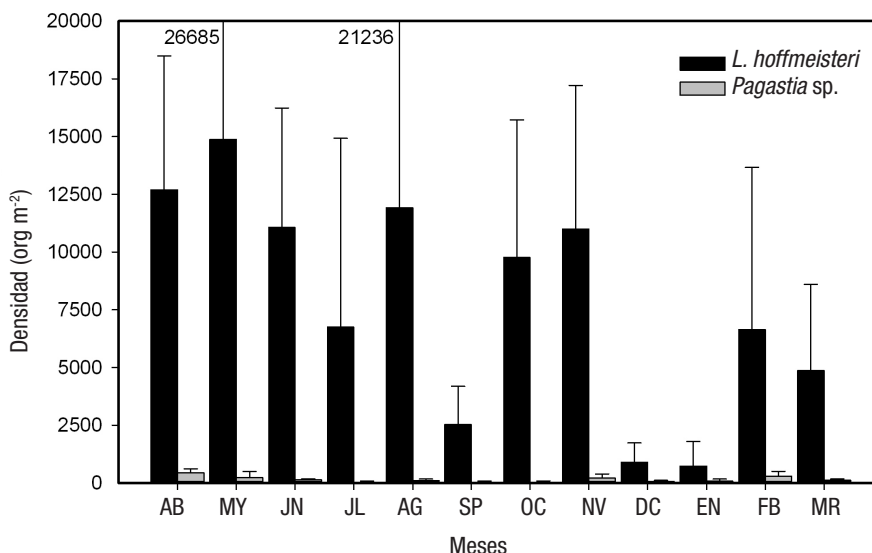
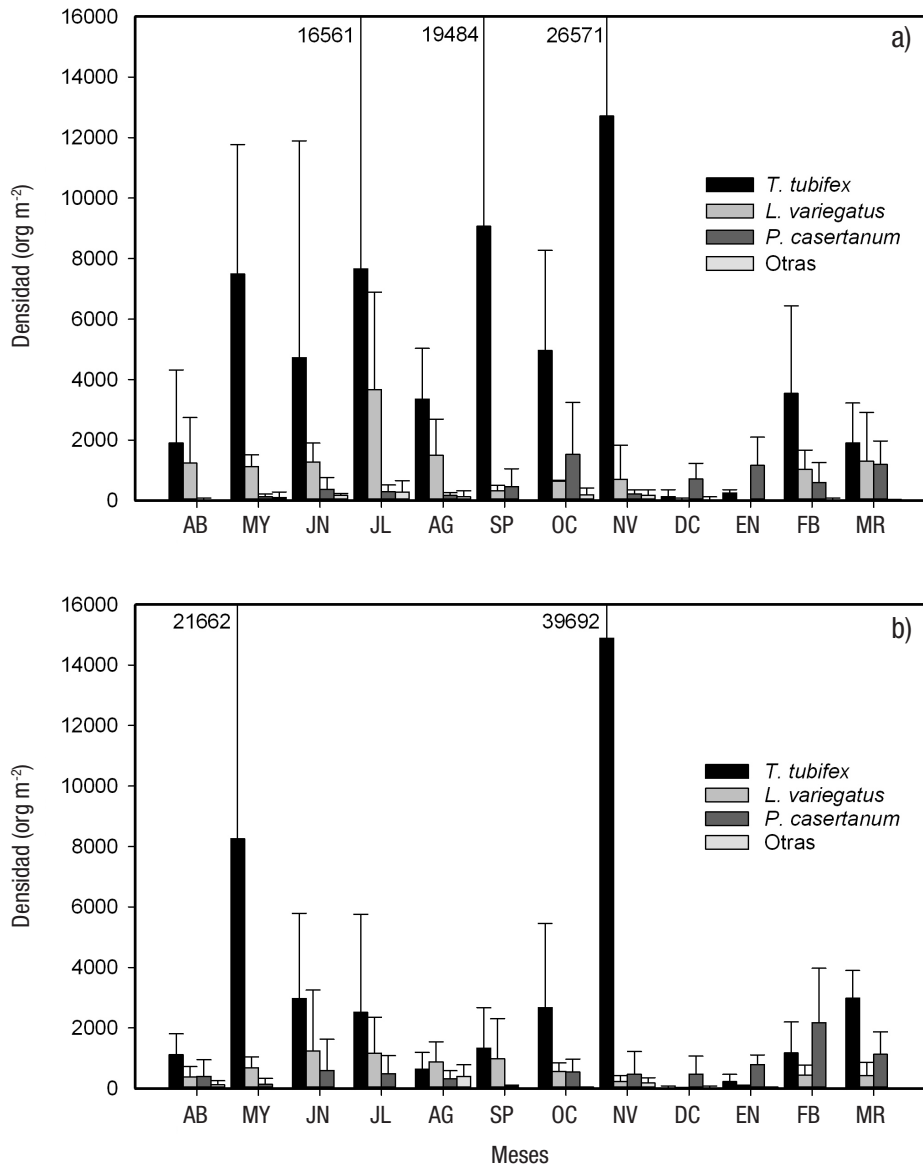


Figura 5. Variación temporal de las densidades de las especies de macroinvertebrados bentónicos de la zona profunda del lago La Luna (Luna) del volcán Nevado de Toluca, en la porción central de México. (AB=abril. MY=mayo. JN=junio. JL=julio. AG=agosto. SP=septiembre. OC=octubre. NV=noviembre. DC=diciembre. EN=enero. FB=febrero. MR=marzo.)

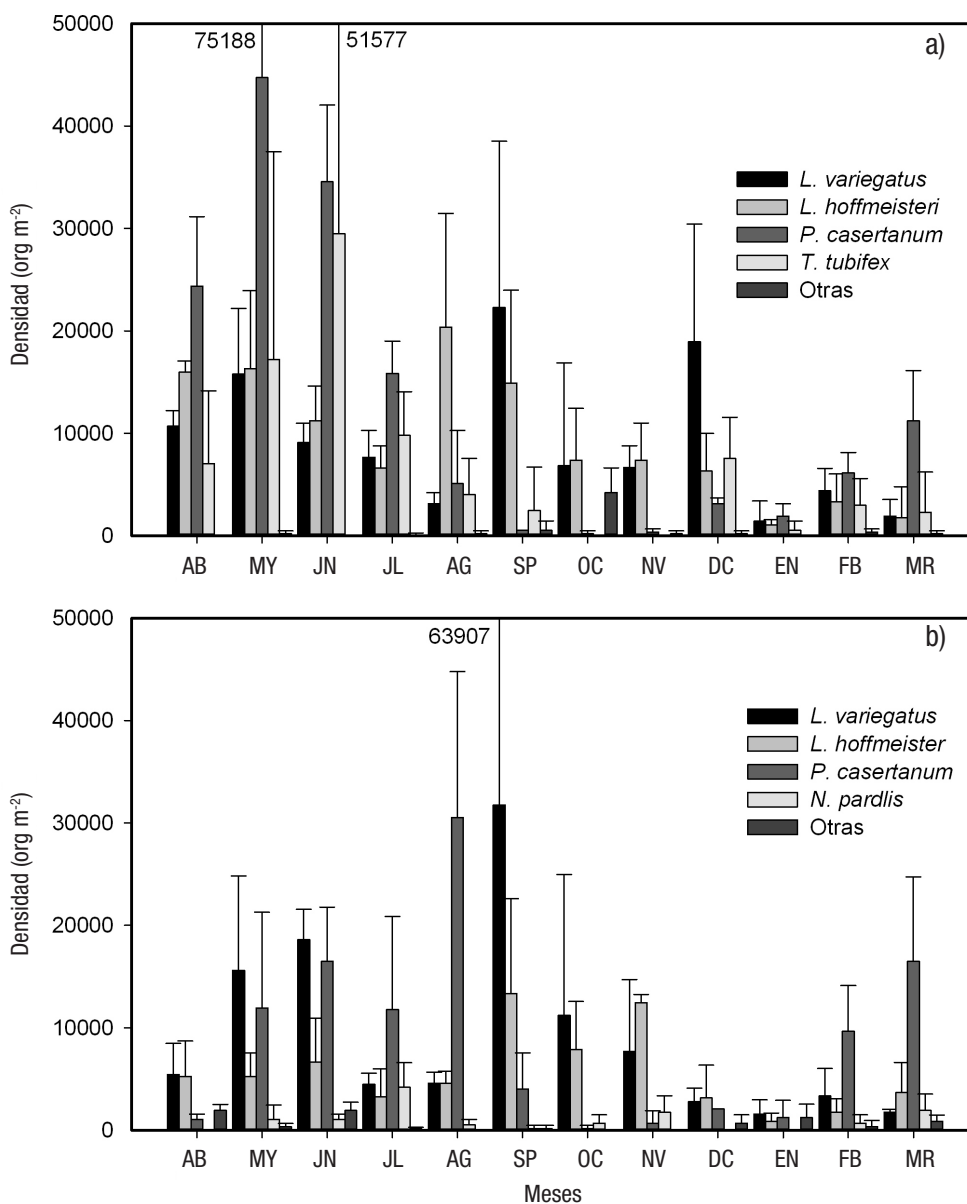


Figuras 6a-b. Variación temporal de la densidad de las especies de los macroinvertebrados bentónicos de la zona profunda del lago El Sol (a) Sol1. b) Sol2). Nevado de Toluca, en la porción central de México. (AB=abril. MY=mayo. JN=junio. JL=julio. AG=agosto. SP=septiembre. OC=octubre. NV=noviembre. DC=diciembre. EN=Enero. FB=Febrero. MR=marzo.)

altitud (4 200 m.s.n.m.), y la riqueza específica disminuye conforme aumenta la altitud (Dumnicka & Galas, 2002), lo cual se asocia a que los organismos están expuestos a una cantidad de radiación ultravioleta más elevada, lo que puede reducir su establecimiento y desarrollo (Kinzie III *et al.*, 1998; Vinebrooke & Leavitt, 1999; Rhode *et al.*, 2001).

La cantidad mayor de especies encontradas en el lago de El Sol con respecto al de La Luna se puede atribuir a la introducción de especies exóticas de peces (como *Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792) durante el siglo pasado, tal como ha sido registrado en lagos de Canadá, Estados Unidos y Bolivia (p. ej., Modenutti *et al.*, 1998; Matthews & Knapp, 1999; Simon & Townsend, 2003), donde se ha encontrado que al introducir truchas aparecieron especies bentónicas que no habían sido encontradas en estudios realizados anteriormente.

El número de especies en ambas estaciones de la zona profunda del lago El Sol fue similar, ya que éstas presentaron condiciones ambientales similares tanto en el agua como en el sedimento. No obstante, lo encontrado en la zona somera es contradictorio con lo que se ha reportado en otros estudios de lagos de alta montaña, donde existe un número mayor de especies en la zona con vegetación debido a que ésta presenta una gran cantidad de microhábitats y sirve como zona de alimentación y refugio contra la depredación y el arrastre por el oleaje y las corrientes (Barbieri *et al.*, 2001; Weatherhead & James, 2001). La semejanza entre ambas estaciones litorales se puede atribuir principalmente a que en la zona desnuda tal vez no existe una fuerte presión de depredación por parte de vertebrados e invertebrados acuáticos, así como a que esta zona, que presenta forma de gancho, está protegida



de la acción directa del oleaje, lo que favorece el establecimiento de más especies (Strayer & Findlay, 2010).

Tampoco se encontró diferencia significativa entre el número de especies de la zona litoral y la profunda, lo cual también ha sido observado en otros lagos con condiciones ambientales similares (Kornijów, 1988; Vranovský *et al.*, 1994; Ivanov, 2000). No obstante, en otros lagos de alta montaña se han visto diferencias en el número de especies entre la zona profunda y la somera, lo cual se ha atribuido a que las condiciones del agua y del sedimento son diferentes en ambas zonas por presentar profundidades mayores (Rieradevall *et al.*, 1999 y 2000).

La densidad total de los MIB tanto de La Luna como de las cuatro estaciones de El Sol fue más baja en los meses fríos (diciembre y

enero); en el resto del año no se observó patrón alguno. Al analizar el comportamiento de las especies dominantes en cada estación de El Sol, se hallaron patrones diferentes entre sí.

La variación temporal de las especies de oligoquetos (*L. hoffmeisteri*, *T. tubifex* y *L. variegatus*) en ambos lagos se asocia principalmente a los cambios en la temperatura y la concentración de clorofila *a* del sedimento. En ambos lagos, las densidades menores se encontraron en los meses más fríos, y las mayores, en los de temporada cálida. Esta variación de la densidad de oligoquetos en relación con la temperatura ha sido observada por otros autores tanto en condiciones naturales como de laboratorio (p. ej., Kennedy, 1966; Lafont, 1987; Brinkhurst & Marchese, 1992; Dumnicka & Galas, 2002). Por otro lado, los valores

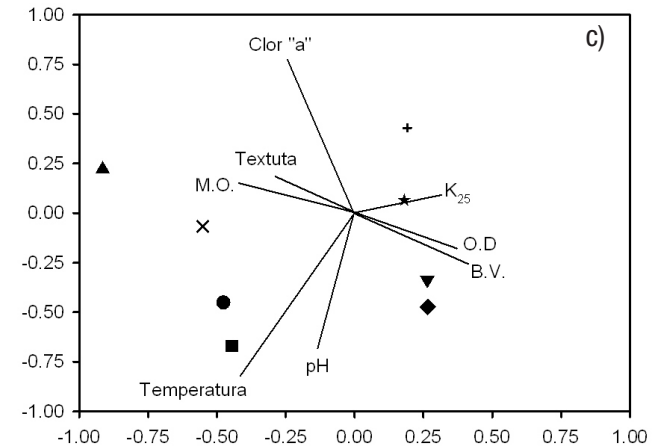
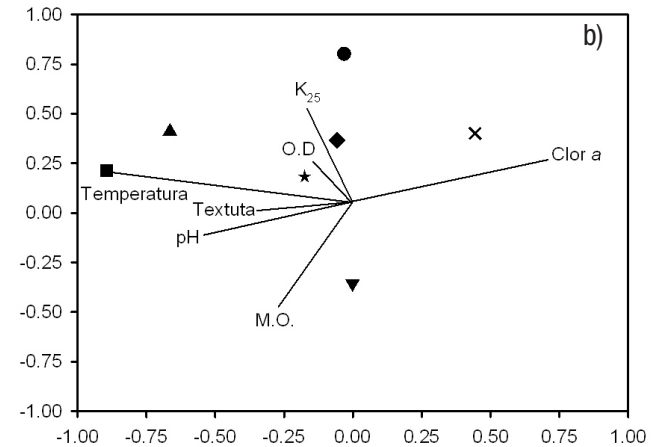
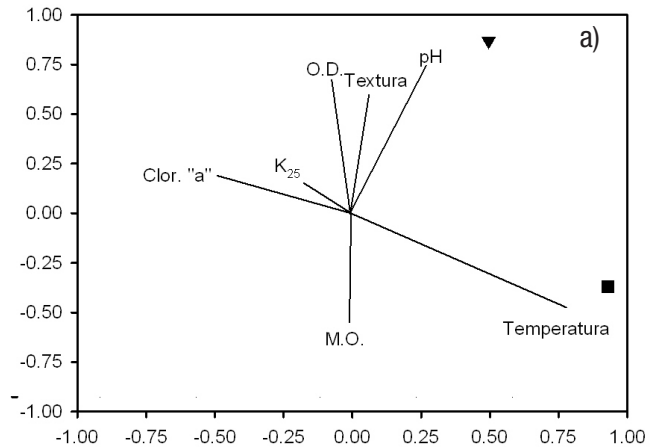
máximos de clorofila *a* del sedimento se encontraron en los meses fríos para la zona profunda de La Luna y El Sol, así como para la zona somera sin vegetación. La relación inversa entre la densidad de los oligoquetos y la concentración de clorofila *a* sedimentaria es probablemente resultado de la disminución del consumo de células de fitoplancton por los oligoquetos durante los meses fríos, lo que permite su acumulación en el sedimento (expresada como clorofila *a*) (Brinkhurst, 1964 y 1975; Kennedy, 1966; Brinkhurst, 1974; Bretschko, 1975; Brinkhurst & Marchese, 1992; Juget & Lafont, 1994).

Para El Sol se obtuvo una correlación significativa en el ACC entre tres de los oligoquetos y el pH. La densidad de éstos disminuye en El Sol cuando el pH es menor a 5.3 (*T. tubifex* en Sol1, Sol2 y Sol3, *L. hoffmeisteri* en Sol3v y *L. variegatus* en Sol1, Sol2 y Sol3v). Tanto Vranovský *et al.* (1994) como Dumnicka y Galas (2002) registraron la ausencia de tubificidos en los lagos de alta montaña de la zona del Tatra cuando el pH presenta valores por debajo de 5.2. Aunque en este caso no se encontró correlación entre el lumbricúlido y el pH, Leppänen y Kukkonen (1998) han observado que *L. variegatus* tiene un mejor desarrollo en un pH alrededor de 7.

Otra variable que resultó correlacionada con *T. tubifex*, *L. hoffmeisteri* y *L. variegatus* en la zona somera de El Sol fue la textura del sedimento, pues se encontraron las mayores densidades en los sedimentos finos. En otros estudios (Kennedy, 1965 y 1966; Lafont, 1984 y 1987; Grigelis, 1984; Brinkhurst & Marchese, 1992; Juget & Lafont, 1994), se ha observado que tanto *T. tubifex* como *L. hoffmeisteri* aumentan su densidad en diferentes tipos de lagos cuando se presenta un aumento en el porcentaje de los sedimentos finos. *L. variegatus* prefiere los sedimentos gruesos (arenas), donde tiene un mejor desarrollo (Grigelis, 1984; Leppänen & Kukkonen, 1998), ya que presenta densidad mayor en este tipo de textura.

El bivalvo *P. casertanum* tuvo sus densidades menores en diferentes meses para cada estación en el lago de El Sol; no obstante, esta especie presentó durante el muestreo una correlación negativa con la temperatura y el pH para la zona profunda y la somera de El Sol, y positiva con la temperatura para la estación sin vegetación. La correlación inversa entre la temperatura y el pH con *P. casertanum* en el lago de El Sol se debe principalmente a que esta especie es característica de ambientes fríos y de pH ácidos, por lo tanto, se ve favorecida bajo estas circunstancias. Es importante destacar que tanto *P. casertanum* como los oligoquetos dominantes se alimentan principalmente de detrito, por lo cual puede existir una competencia por el alimento entre estos dos grupos, en la cual los oligoquetos tienen mayor ventaja por su movilidad (Bretschko, 1975; Lopez & Holopainen, 1987; Brinkhurst & Marchese, 1992; Lestochava, 1994). Lo anterior se refleja cuando hay una disminución de las densidades de los oligoquetos, lo que permite la acumulación de la clorofila *a* en el sedimento, al disminuir y, por lo tanto, *P. casertanum* incrementa su densidad, esto explica la correlación positiva entre esta especie y la concentración de clorofila *a* del sedimento.

En la zona somera sin vegetación del lago El Sol, el comportamiento de *P. casertanum* con respecto a la temperatura es contrario al de las otras tres estaciones, cuyos valores mínimos de densidad coinciden con las temperaturas mínimas. Sin embargo, probablemente la relación no es directa y sean otras variables las que realmente estén provocando este comportamiento. La materia orgánica y la concentración de clorofila *a* sedimentarias tuvieron un descenso considerable en octubre



▲ *T. tubifex* ■ *L. hoffmeisteri* ● *L. variegatus* ◆ *N. pardalis*
 × *P. casertanum* ★ *H. vulgaris* ▼ *Pagastia* sp. + *Tanytarsus* sp.

Figuras 8a-c. Ordenación de las especies de macroinvertebrados bentónicos con las variables ambientales obtenido del ACC, a) La Luna. b) El Sol, Zona profunda. c) El Sol, Zona somera. Volcán Nevado de Toluca, en la porción central de México.

y noviembre, por lo que la disminución del alimento conllevó un descenso de *P. casertanum*.

En conclusión, en los lagos de El Sol y La Luna se encontraron ocho especies de MIB, de las cuales cuatro fueron oligoquetos (*Limnodrilus hoffmeisteri*, *Tubifex tubifex*, *Lumbriculus variegatus* y *Nais pardalis*), un bivalvo (*Pisidium casertanum*) y un hidrozooario (*Hydra vulgaris*), así como dos quironómidos (*Pagastia* sp. y *Tanytarsus* sp.). Comparativamente, la riqueza específica resultó más baja, mientras que la densidad es similar a la encontrada en otros lagos de alta montaña tropicales y templados. Muy probablemente la menor riqueza taxonómica derive del efecto de las elevadas dosis de radiación UV, producto de su elevada altitud. Las especies dominantes, tanto en la zona profunda como en la somera (con y sin vegetación) de El Sol, fueron *L. variegatus* y *P. casertanum*. La especie dominante en la zona profunda y en la somera desnuda de El Sol fue *T. tubifex*, mientras que *L. hoffmeisteri* fue dominante en las estaciones de la parte somera. En La Luna, la especie dominante fue *L. hoffmeisteri*. La variación temporal de la densidad de los MIB presentó una correlación positiva con la temperatura y el pH. Los menores valores de densidad se presentaron en la época fría de secas, cuando la temperatura y el pH son más bajos.

AGRADECIMIENTOS

La investigación fue apoyada por la Dirección General de Asuntos del Personal Académico (DGAPA-ES209301) y el Programa de Investigación en Cambio Climático (PINCC) de la UNAM. Los autores agradecen a Laura Peralta (FES Iztacala, UNAM), Citlali Díaz y José Antonio Salas por su apoyo en el campo. A la Dra. Mercedes Marchese, al Dr. Carl M. Way, Dr. Endre Willassen y Dr. Richard D. Campbell, por la ratificación o identificación específica de los organismos oligoquetos, bivalvos, quironómidos e hidrozooarios, respectivamente. A la Comisión Estatal de Parques Naturales y de la Fauna (Cepanaf, de la Secretaría de Ecología, Gobierno del Estado de México), por el permiso para llevar a cabo la investigación científica en el Parque Nacional Nevado de Toluca.

REFERENCIAS

- ALCOCER, J., L. A. OSEGUERA, E. ESCOBAR, L. PERALTA & A. LUGO. 2004. Phytoplankton biomass and water chemistry in two high mountain, tropical lakes in Central Mexico. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 36 (3): 342-346. DOI: 10.1657/1523-0430(2004)036[0342:PBAW-CI]2.0.CO;2
- GREENBERG, A. E., R. R. TRUSSELL, & L. S. CLESCERI. 1985. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 16th ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. Washington, D. C. 1268 p.
- ARAR, E. J. & G. B. COLLINS. 1997. Method 445.0. In vitro determination of chlorophyll a and pheophytin a in marine and freshwater algae by fluorescence. In: U. S. EPA (Environmental Protection Agency). *Methods for the Determination of Chemical Substances in Marine and Estuarine Environmental Matrices*. 2nd ed. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. pp. 133-154.
- ARMIENTA, M. A., S. DE LA CRUZ-REINA & J. L. MACIAS. 2000. Chemical characteristics of the crater lakes of Popocateptl, El Chichon and Nevado de Toluca volcanoes. *Journal of Volcanology Geothermic Research* 97 (1): 105-125.
- ARRIAGA, L., V. AGUILAR, J. ALCOCER, R. JIMÉNEZ, E. MUÑOZ & E. VÁZQUEZ (COORDS.). 1998. *Regiones hidrológicas prioritarias: fichas técnicas & mapa (escala 1:4,000,000)*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México: 142 p. + 1 mapa.
- BRETSCHKO. 1975. Annual benthic biomass distribution in a high-mountain lake (Vorderer Finstertaler See, Tyrol, Austria). *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 19: 1279-1285.
- BRINKHURST, R. O. 1964. Observations on the biology of the Tubificidae (Oligochaeta). *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 15: 855-863.
- BRINKHURST, R. O. 1974. *The benthos of lakes*. Macmillan Press. UK. 190 p.
- BRINKHURST, R. O. & R. M. MARCHESE. 1992. *Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica*. 2a ed. Asociación de Ciencias Naturales del Litoral. 207 p.
- BURGIS, M. J. & P. MORRIS. 1987. *The natural history of lakes*. Cambridge University Press. 256 p.
- CABALLERO, M. M. 1996. The diatom flora of two acid lakes in central Mexico. *Diatom Research* 11 (2): 227-240. DOI: 10.1080/0269249X.1996.9705381
- DUMNICKA, E. & J. GALAS. 2002. Factors affecting the distribution of oligochaeta in small high mountain ponds (Tatra Mts, Poland). *Archiv für Hydrobiologie* 156 (1): 121-133. DOI: 10.1127/0003-9136/2002/0156-0121
- DYTHAM, C. 2011. *Choosing and Using Statistics: A Biologist's Guide*. 3rd ed. Wiley-Blackwell. Oxford, Reino Unido. 320 p.
- FOLK, R. L. 1969. *Petrología de rocas sedimentarias*. Instituto de Geología, UNAM. México. 405 p.
- ELLIOTT, J. M. 1983. Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. *The Freshwater Biological Association*. 25: 159 p.
- GAUCH, H. G. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press. 298 p.
- GARCÍA, E. 1988a. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (Para adaptarlo a las condiciones climatológicas de la República Mexicana)*. E. García. Instituto de Geografía, UNAM. México. 29 p.
- GARCÍA DE LEÓN LOZA, A. 1988b. Generalidades de análisis de cúmulos y de análisis de componentes principales. *Divulgación Geográfica, Instituto de Geografía, UNAM*. 8: 7-29.
- GARSON, G. D. 2015. *GLM Multivariate, Manova & Canonical Correlation*. Statistical Associates Publishing. Asheboro, USA. 270 p.
- GRIGELIS, A. 1984. Ecology and importance of Oligochaeta in biocenosis of zoobenthos in lakes of the National Park of the Lithuanian SSR. *Hydrobiologia* 115 (1): 211-214. DOI: 10.1007/BF00027919
- HIDER, B., M. GABATHULER, B. STEINER, K. HANSELMANN & H. R. PREISIG. 1999. Seasonal dynamics and phytoplankton diversity in high mountain lakes (Jöri Lakes, Swiss Alps). *Journal of Limnology* 58: 152-161. DOI: 10.4081/jlimnol.1999.152

- IVANOV, V. K. 2000. Characteristics of the Predator-Prey Interactions and the Horizontal Distribution of Macrozoobenthos in Small Lakes of Different Types. *Russian Journal of Ecology* 31 (6): 393-398. DOI: 10.1023/A:1026687608978
- JEFFERS, J. N. R. 1978. *An Introduction to Systems Analysis: with ecological applications*. University Park Press. Minesota, USA. 198 p.
- JOHNSON, D. M., T. H. MARTIN, P. H. CROWLEY & L. B. CROWDER. 1996. Link strength in lake littoral food webs: net effects of small sunfish in larval dragonflies. *Journal of the North American Benthological Society* 15 (3): 271-288. DOI: 10.2307/1467276
- JUGET, J. & M. LAFONT. 1994. Distribution of Oligochaeta in some lakes and pools of Bolivia. *Hydrobiologia* 278: 125-127. DOI: 10.1007/BF00142319
- KENNEDY, C. R. 1965. The distribution and habitat of *Limnodrilus Claparède* (Oligochaeta: Tubificidae). *Oikos* 16 (1-2): 26-38. DOI: 10.2307/3564862
- KENNEDY, C. R. 1966. The life history of *Limnodrilus hoffmeisteri* Clap. (Oligochaeta: Tubificidae) and its adaptive significance. *Oikos* 17 (2): 158-168. DOI: 10.2307/3564940
- KERNAN, M., M. HUGHES & C. HELLIWELL. 2002. Chemical variation and catchment characteristics in high altitude lochs in Scotland, U.K. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 2 (2): 61-73. DOI: 10.1023/A:1020186104744
- KINZIE III, R. A., A. T. BANASZAK & M. P. LESSER. 1998. Effects of ultraviolet radiation on primary productivity in a high altitude tropical lake. *Hydrobiologia* 385 (1): 23-32. DOI: 10.1023/A:1003489121985
- KOBUSZEWSKI, D. M. & S. A. PERRY. 1994. Secondary production of *Rhyacophila minora*, *Ameletus* sp., and *Isonychia bicolor* from streams of low and circumneutral pH in the Appalachian Mountains of West Virginia. *Hydrobiologia* 273 (3): 163-169. DOI: 10.1007/BF00005639
- KORNÍJÓW, R. 1988. Distribution of the zoobenthos in littoral of two lakes differing in trophy. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 35 (2): 185-195.
- LAFONT, M. 1984. Oligochaete communities as biological descriptors of pollution in the fine sediments of rivers. *Hydrobiologia* 115 (1): 127-129. DOI: 10.1007/BF00027906
- LAFONT, M. 1987. Production of Tubificidae in the littoral zone of Lake Léman near Thonon-les-Bains: A methodological approach. *Hydrobiologia* 155: 179-187. DOI: 10.1007/BF00025647
- LARSEN, J., H. J. B. BIRKS, G. G. RADDUM & A. FJELLHEIM. 1996. Quantitative relationships of invertebrates to pH in Norwegian river systems. *Hydrobiologia* 328 (1): 57-74. DOI: 10.1007/BF00016900
- LEPPÄNEN, M. T. & J. V. K. KUKKONEN. 1998. Factors affecting feeding rate, reproduction and growth of an oligochaete *Lumbriculus variegatus* (Müller). *Hydrobiologia* 377 (1): 183-194. DOI: 10.1023/A:1003252520704
- LEWIS, W. M. JR. 1983. A Revised Classification of Lakes Based on Mixing. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40 (10): 1779-1787. DOI: 10.1139/f83-207
- LEWIS, W. M. JR. 1987. Tropical limnology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 159-184. DOI: 10.1146/annurev.es.18.110187.001111
- LEWIS, W. M. JR. 1996. Tropical lakes: how latitude makes a difference. In: Schiemer, F. & K. T. Boland. (Eds.). *Perspectives in Tropical Limnology*. Academic Publishing. pp. 43-64.
- LÖFFLER, H. 1964. The limnology of tropical high-mountains lakes. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 15: 176-193.
- LOPEZ, G. R. & I. J. HOLOPAINEN. 1987. Interstitial suspension-feeding by *Pisidium* spp. (Pisidiidae: Bivalva): A new guild in the lentic benthos?. *American Malacological Bulletin* 5: 21-30.
- MACHETTO, A., R. MOSELLO, R. PSENNER, G. BENDETTA, A. BOGGERO, D. TAIT & G. A. TARTARI. 1995. Factors affecting water chemistry of alpine lakes. *Aquatic Sciences* 57 (1): 81-89. DOI: 10.1007/BF00878028
- MASON, W. T. JR. 1973. *An introduction to the identification of chironomid larvae*. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, OH. USA. 96 p.
- MARGALEF, R. 1983. *Limnología*. Ediciones Omega. Barcelona, España. 1010 p.
- MATTHEWS, K. R. & R. A. KNAPP. 1999. A study of high mountain lake fish stocking effects in U.S. Sierra Nevada Wilderness. *International Journal of Wilderness* 5 (1): 24-26.
- MODENUTTI, B. E., E. G. BALSEIRO, C. P. QUEIMALINOS, D. A. A. SUAREZ, M. C. DIEGUEZ & R. J. ALBARINO. 1998. Structure and dynamics of food webs in Andean lakes. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 3: 179-186. DOI: 10.1046/j.1440-1770.1998.00071.x
- NEWKLA, P. & N. WIJEGONAWARDANA. 1987. Vertical distribution and abundance of benthic invertebrates in profundal sediments of Mondsee, with special reference to oligochaetes. *Hydrobiologia* 155 (1): 227-234. DOI: 10.1007/BF00025655
- PAYNE, A. I. 1986. *The ecology of tropical lakes and rivers*. 1st ed. Wiley. 310 p.
- RADDUM, G. G. & A. FJELLHEIM. 2002. Species composition of freshwater invertebrates in relation to chemical and physical factors in high mountains in southwestern Norway. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 2: 311-328. DOI: 10.1023/A:1020179330668
- RHODE, S. C., M. PAWLOWSKI & R. TOLLRIAN. 2001. The impact of ultraviolet radiation on the vertical distribution of the zooplankton of genus *Daphnia*. *Nature* 412: 69-72. DOI: 10.1038/35083567
- RIERADEVALL, M., N. BONADA & N. PRAT. 1999. Substrate and depth preferences of macroinvertebrates along a transect in a Pyrenean high mountain lake (Lake Redó, NE Spain). *Limnetica* 17: 127-134.
- RIERADEVALL, M., N. BONADA & N. PRAT. 2000. Recent and past zoobenthic communities in high mountain Lake Redó (Pyrenees, Spain). A MOLAR project study. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 27 (1): 500-500.
- SCHINDLER, D. W., K. H. MILLS, D. F. MALLEY, D. L. FINDLAY, J. A. SHEARER, I. J. DAVIES, M. A. TURNER, G. A. LINDSEY & D. R. CRUIKSHANK. 1985. Long-Term Ecosystem Stress: The Effects of Years of Experimental Acidification on a Small Lake. *Science* 228: 1395-1401. DOI: 10.1126/science.228.4706.1395

- SCHINDLER, D. W. 1987. Detecting ecosystem responses to anthropogenic stress. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44 (1): 6-25. DOI: 10.1139/f87-276
- SIMČIČ, T. & A. BRANCELJ. 2002. Intensity of mineralization processes in mountain lakes in NW Slovenia. *Aquatic Ecology* 36 (3): 345-354. DOI: 10.1023/A:1016557714341
- SIMON, K. S. & C. R. TOWNSEND. 2003. Impacts of freshwater invaders of different levels of ecological organisation, with emphasis on salmonids and ecosystem consequences. *Freshwater Biology* 48 (6): 982-994. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2003.01069.x
- SOMMARUGA, S. 2001. The role of solar UV radiation in the ecology lakes. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology* 62 (1): 35-42. DOI: 10.1016/S1011-1344(01)00154-3
- STRAYER, D. L. & S. E. G. FINDLAY. 2010. Ecology of freshwater shore zones. *Aquatic Sciences* 72 (2): 127-163. DOI: 10.1007/s00027-010-0128-9
- STIMPSON, K. S., D. J. KLEMM & J. K. HILTUNEN. 1982. *A guide to the freshwater Tubificidae (Annelida: Clitella: Oligochaeta) of North America*. U. S. Environmental Protection Agency. Chicago, IL. 70 p.
- STEINITZ-KANNAN, M., P. A. COLINVAUX & R. KANNAN. 1983. Limnological studies in Ecuador: 1. A survey of chemical and physical properties of ecuadorian lakes. *Archiv fuer Hydrobiologie* 65 (1): 61-105.
- THOMASSON, K. 1956. Reflection on Arctic and Alpine lakes. *Oikos* 7 (1): 117-143. DOI: 10.2307/3564988
- WEBER, C. I. 1973. *Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface water and effluents*. Macroinvertebrates. U. S. Environmental Protection Agency. Cincinnati. 38 p.
- VINEBROOKE, R. D. & P. R. LEAVITT. 1999. Differential responses of littoral communities to ultraviolet radiation in an alpine lake. *Ecology* 80 (1): 223-237. DOI: 10.1890/0012-9658(1999)080[0223:DRDLCT]2.0.CO;2
- VRANOVSKÝ, M., I. KRNO, F. ŠPORKA & J. TOMAJKA. 1994. The effect of anthropogenic acidification on the hydrofauna of the lakes of the West Tatra Mountain (Slovakia). *Hydrobiologia* 274: 163-170. DOI: 10.1007/BF00014639
- WEATHERHEAD, M. A. & M. R. JAMES. 2001. Distribution of macroinvertebrates in relation to physical and biological variables in the littoral zone of nine New Zealand lakes. *Hydrobiologia* 462 (1): 115-129. DOI: 10.1023/A:1013178016080
- WETZEL, R. G. & G. E. LIKENS. 2000. *Limnological analyses*. Springer Science+Business Media. Nueva York, USA. 429 p.
- WIEDERHOLM, T. 1989. *Chironomidae of the Holarctic Region: Keys and Diagnoses*. Borgströms Tryckeri AB. Suecia. 457 p.

Evaluación de la calidad ecológica de los ríos en Puerto Rico: principales amenazas y herramientas de evaluación

Ecological evaluation of streams in Puerto Rico: major threats and evaluation tools

Pablo E. Gutiérrez-Fonseca¹ y Alonso Ramírez²¹Departamento de Biología, Universidad de Puerto Rico, San Juan, 00919. Puerto Rico²Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad de Puerto Rico, San Juan, P.O. Box 190341, 00919. Puerto Rico
e-mail: aramirez@ramirezlab.net**Recibido:** 25 de mayo de 2015.**Aceptado:** 19 de enero de 2016.Gutiérrez-Fonseca P. E. y A. Ramírez. 2016. Evaluación de la calidad ecológica de los ríos en Puerto Rico: principales amenazas y herramientas de evaluación. *Hidrobiológica* 26 (3): 433-441.**RESUMEN**

Antecedentes. Los ecosistemas de río reflejan los impactos que los seres humanos tienen sobre el ambiente. Entender las amenazas a los que están expuestos estos ecosistemas y tener herramientas para evaluar estos impactos es esencial para la conservación y el manejo de los ecosistemas acuáticos. Puerto Rico es una isla oceánica con alta presencia humana y altas presiones de uso sobre sus recursos de agua dulce que resultan en impactos sobre los cuerpos de agua. Los insectos acuáticos responden claramente a la contaminación y son buenos indicadores de los impactos antropogénicos en ríos. **Objetivos.** Describir las principales amenazas a la condición ecológica de los ríos en Puerto Rico y proponer dos índices ecológicos basados en macroinvertebrados que permite la evaluación de la condición de los ríos en la isla. **Métodos.** Se propone una metodología estándar de muestreo para el uso adecuado de los índices Biological Monitoring Working Party (BMWP) e Índice Biótico de Familias (IBF) modificados para Puerto Rico. **Resultados.** Las mayores amenazas sobre los ecosistemas acuáticos de Puerto Rico están asociadas a la urbanización, la extracción de agua, y descargas de aguas residuales no tratadas. Para la elaboración de los índices, se le asignó un valor de tolerancia a cada uno de los 87 grupos taxonómicos de macroinvertebrados acuáticos reportados para Puerto Rico. Basados en muestreos, se desarrollaron escalas de impacto para el BMWP-PR y el IBF-PR. Además, se desarrolló una metodología estandarizada para evitar sesgos de muestreo. **Conclusiones.** El estado de conservación de los ríos en Puerto Rico es relativamente bueno comparado con otras regiones tropicales. Los índices propuestos (BMWP-PR, IBF-PR) representan las primeras herramientas desarrolladas para la isla con el objetivo de evaluar la condición ecológica de los ríos. Los índices se proponen como un punto de partida, futuros esfuerzos deben contemplar la elaboración de herramientas adicionales.

Palabras clave: Biological Monitoring Working Party, biomonitoreo acuático, conservación, ecología de ríos, Índice Biótico de Familias.

ABSTRACT

Background. Stream ecosystems reflect human impacts on the environment. An understanding of the threats affecting these ecosystems and the development of tools to assess them is key for the conservation and management of aquatic ecosystems. Puerto Rico is an oceanic island with dense human presence and strong pressures over freshwater resources that result in the degradation of water bodies. Aquatic macroinvertebrates respond to pollution and are good indicators of anthropogenic impacts on streams. **Goals.** To describe major threats to the ecological condition of streams in Puerto Rico and introduce two biomonitoring indices based on macroinvertebrates that allow for the assessment of stream condition on the island. **Methods.** We proposed a standardized methodology for the use of the Biological Monitoring Working Party (BMWP) and Family Biotic Index (FBI) modified for Puerto Rico. **Results.** Major threats to aquatic ecosystems in Puerto Rico are associated with urbanization, water extraction, and untreated water discharges. For the elaboration of the indices, a tolerance value was assigned to each of the 87 taxonomic groups reported for Puerto Rico. Based on stream sampling, impact scales were developed for the BMWP-PR and FBI-PR. In addition, a standardized methodology is proposed to avoid sampling biases. **Conclusions.** The conservation status of rivers in Puerto Rico is relatively good compared with other tropical regions. The indices proposed (BMWP-PR, FBI-PR) are the first developed for the island with the goal of evaluating the ecological condition of streams. The indices are proposed as a starting point, future efforts should focus on the development of additional tools.

Key words: Aquatic biomonitoring, Biological Monitoring Working Party, conservation, Family Biotic Index, stream ecology.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas de río son componentes integradores de los paisajes. Dentro de una cuenca hidrográfica, el movimiento de la escorrentía de lluvia, acarrea solutos y partículas hacia los ríos, además determina la cantidad de agua y de sedimentos que entran a los cuerpos de agua y define en gran medida la geomorfología y fisicoquímica de estos ecosistemas (Allan & Castillo, 2007). En combinación, estas características definen el ambiente acuático y son en parte responsables de la alta biodiversidad que se encuentra en ellos. Se estima que cerca de un 0.8% de la superficie de la tierra está cubierta por ecosistemas de agua dulce, y en ella se pueden encontrar alrededor de un 6% de todas las especies descritas (Dudgeon *et al.*, 2006). La estrecha relación entre la flora y fauna acuática y sus ambientes los convierte también en indicadores; perturbaciones en las cuencas o en el río resultan en cambios en la composición y estructura de las comunidades acuáticas.

Entender cómo las actividades antropogénicas afectan las condiciones de los ecosistemas de río y a la biota acuática facilita no sólo evaluar los impactos, sino también ayuda en el manejo y la conservación de los ríos. Numerosas actividades humanas resultan en efectos negativos sobre los ecosistemas acuáticos. Entre ellas se han identificado la modificación del flujo, degradación del hábitat, sobreexplotación, contaminación, y la introducción de especies exóticas (Dudgeon *et al.*, 2006, Ramírez *et al.*, 2008). Esos agentes de estrés pueden variar ampliamente a través de diferentes escalas (*i.e.*, entre ríos, cuencas, sistemas continentales e insulares). El uso de la fauna acuática, en especial de los macroinvertebrados, como indicadores de la condición del ecosistema, ayuda en la evaluación de los ecosistemas acuáticos. Numerosos índices y protocolos de evaluación han sido desarrollados usando macroinvertebrados acuáticos (Bonada *et al.*, 2006). En términos generales, los macroinvertebrados ayudan a determinar impactos asociados a alteraciones del hábitat y contaminación orgánica (e.g., descargas de aguas residuales). Muchos países han desarrollado sus propias herramientas de monitoreo usando macroinvertebrados para evaluar la condición de las aguas superficiales (Springer, 2010).

Puerto Rico alberga un importante recurso hídrico. Su ubicación de isla oceánica en el noreste del mar Caribe hace que reciba una alta precipitación y albergue numerosos cuerpos de agua superficiales (DRNA, 2004). La isla tiene alrededor de 50 ríos principales, la mayoría son cortos y con pendientes muy pronunciadas, con sus cabeceras en las cordilleras y desembocando al mar luego de drenar por cortas llanuras costeras. La diversidad acuática es representativa de islas oceánicas, con pocas especies en comparación con ríos continentales, y con un cierto grado de endemismo (Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014). Al mismo tiempo, parte de la fauna de agua dulce es derivada de grupos marinos. Todas las especies de peces y camarones en Puerto Rico son grupos derivados de ancestros marinos (Cooney & Kwak, 2013). No obstante, el recurso hídrico de la isla está amenazado por actividades antropogénicas y nuestro entendimiento sobre el impacto y las consecuencias es todavía limitado. Actualmente, existen pocas herramientas que permitan evaluar ese tipo de impactos y así monitorear la condición de los ecosistemas dulceacuáticos en la isla.

Los objetivos de este trabajo son: i) describir las principales amenazas que afectan la conservación de los ríos en Puerto Rico, resaltando las necesidades que se enfrentan para el manejo de estos ecosistemas; ii) proponer una modificación y adaptación de dos índices que se basan en macroinvertebrados, el Biological Monitoring Working Party (BMWP)

y el Índice Biótico de Familias (IBF), ambos utilizados ampliamente a nivel mundial como una herramienta en el monitoreo biológico de los cuerpos de agua superficial; finalmente, iii) proponer una metodología estandarizada para la recolecta de macroinvertebrados acuáticos para la evaluación de la condición ecológica de los ríos en Puerto Rico.

Principales amenazas a los ríos en Puerto Rico. La principal amenaza que afecta la condición de los ríos en Puerto Rico es la alta presencia humana en la isla. Puerto Rico es una isla altamente urbanizada, con casi cuatro millones de habitantes, un 16% de su área urbanizada y un 40% afectada por una expansión urbana poco planificada (Martinuzzi *et al.*, 2007). Esto genera numerosos impactos sobre los cuerpos de agua, relacionados con desarrollo urbano en las cuencas, como lo son la extracción de agua, y las descargas de aguas residuales no tratadas (Ramírez *et al.*, 2009, Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014). La mayoría de las cuencas en Puerto Rico drenan áreas pobladas, por lo que muchos tributarios presentan lo que se conoce como el “Síndrome del Río Urbano” (Walsh *et al.*, 2005). Los síntomas del síndrome incluyen la canalización y el enderezamiento de los cauces, el aumento en la rapidez con que el agua de lluvia fluye hacia el río, el aumento en la contaminación, y la pérdida de la fauna nativa. En Puerto Rico, los ríos impactados por actividades humanas presentan muchas de las señales descritas para ríos urbanos, como un alto contenido de nutrientes y carga de solutos (Santos Román *et al.*, 2003, Ramírez *et al.*, 2014).

En contraste con lo propuesto en el síndrome, los ríos urbanos de Puerto Rico no presentan las alteraciones hidrológicas descritas. El alto grado de precipitación que recibe la isla hace que los ríos fluctúen fuertemente y de forma frecuente. Esto resulta en hidrologías similares para ríos en áreas urbanas y en áreas boscosas (Ramírez *et al.*, 2009). Sin embargo, los mecanismos son diferentes, asociándose con la alta impermeabilización en sitios urbanos y con la alta saturación de agua en el suelo en los bosques. Ambos casos resultan en fuertes fluctuaciones en la hidrología de los ríos por mecanismos diferentes (Ramírez *et al.*, 2009). Otra diferencia con lo propuesto en el síndrome es la presencia de fauna nativa en los ríos urbanos. La presencia de peces y camarones nativos en los ríos urbanos en Puerto Rico se asocia más con el mantenimiento de la conectividad entre el río y el mar, y no tanto con el grado de urbanización (Ramírez *et al.*, 2012). Tanto peces como camarones parecen tolerar algún grado de contaminación del agua, pero son extirpados de los ríos cuando las represas bloquean las migraciones entre el río y el mar (Holmquist *et al.*, 1998).

La presencia de fauna nativa en ríos urbanos resalta la importancia de la conectividad entre el río y el mar como factor clave para mantener la calidad ecológica de los ríos en Puerto Rico (Ramírez *et al.*, 2012). La fauna nativa de peces, camarones de río, y algunos caracoles es diádroma, utilizando ambientes de agua dulce y salada en diferentes momentos del ciclo de vida. La diadromía hace que estos grupos sean particularmente vulnerables a la presencia de estructuras a lo largo del cauce de los ríos. Estructuras para la extracción de agua, las represas, y la pérdida de flujo (e.g., canales secos) representan obstáculos para que estas especies completen sus ciclos de vida (Cooney & Kwak, 2013). Por ejemplo, camarones juveniles en sus migraciones río arriba tienen que sobrepasar cualquier obstáculo que encuentren en el camino usando el flujo del agua como señal. Las represas de gran tamaño que no dejan pasar agua, o bien las que tienen paredes altas, se convierten en barreras migratorias. Los camarones son eliminados completamente de los tramos río arriba de las represas de gran tamaño

(Holmquist *et al.*, 1998, Cooney & Kwak, 2013). En respuesta a las características migratorias de la fauna, se ha desarrollado tecnología que provee opciones para ayudar al movimiento de las especies a lo largo del río. Por ejemplo, la construcción de pasajes especiales se ha usado para disminuir el impacto de las represas sobre especies de salmónidos en zonas templadas. Varias represas en Puerto Rico tienen este tipo de estructuras, pero es poco lo que se sabe sobre su efectividad (Cooney & Kwak, 2013).

Las represas también eliminan la variación natural en el flujo río abajo de la misma, ya que los embalses detienen las crecidas y el régimen hidrológico río abajo es el resultado de la operación de la represa. Estos cambios hidrológicos representan un impacto adicional para los macroinvertebrados. Eliminar los flujos altos también afecta la conectividad con el mar y puede eliminar completamente estas especies migratorias aún de segmentos río abajo de la represa (Greathouse *et al.*, 2006).

La contaminación es otro de los impactos antropogénicos que altera la condición ecológica de los ríos. La relación entre Puerto Rico y Estados Unidos hace que la legislación requiera la protección de los cuerpos de agua. En particular, el "Clean Water Act" (CWA 1972) ha resultado en el desarrollo de herramientas de protección a los cuerpos de agua. En zonas urbanas, la mayoría de las aguas negras y residuales son recolectadas por sistemas municipales que descargan en plantas de tratamiento. En zonas rurales el uso de tanques sépticos es la opción predominante. A pesar de ello, la contaminación es notable en los ríos que drenan áreas pobladas (Santos Román *et al.*, 2003, Ramírez *et al.*, 2014). Estudios con fauna acuática han encontrado que tanto peces como camarones parecen ser poco sensibles a la contaminación orgánica de los ríos (Ramírez *et al.*, 2012). Es posible que su habilidad de usar ambientes de agua dulce y salada durante sus ciclos de vida los haga menos vulnerables a ciertos grados de contaminación. En contraste, los insectos y otros macroinvertebrados acuáticos responden a cambios en los ecosistemas debido a la contaminación. Por ejemplo, la composición y riqueza de los macroinvertebrados acuáticos responden a las alteraciones fisicoquímicas y a los cambios en la zona ribereña debido a la urbanización (de Jesús-Crespo & Ramírez, 2011). Esto hace a los macroinvertebrados potenciales bioindicadores de la condición ecológica de los ríos en la isla.

Actualmente existen pocas herramientas diseñadas para evaluar la condición ecológica de los ríos en Puerto Rico. La condición física del cauce y la zona ribereña puede ser evaluada con un protocolo visual de quebradas, originalmente desarrollado para Estados Unidos y adaptado para la isla (Rodríguez & Ramírez, 2014). La condición ecológica de los ríos ha sido evaluada usando índices con macroinvertebrados desarrollados para la parte continental de Estados Unidos, como el índice biótico de familias de Hilsenhoff (1988). Este índice ha demostrado que los macroinvertebrados son potenciales herramientas para evaluar la condición de los ríos en Puerto Rico (de Jesús-Crespo & Ramírez, 2011). En este momento, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos está elaborando un índice denominado "Macroinvertebrate Integrity Index". El mismo usa métricas como la riqueza taxonómica total y de Trichoptera, y la proporción de Gastropoda, Diptera, y Coleoptera (J. Kurtenbach, comunicación personal). A pesar de estos esfuerzos, hace falta más información y herramientas que permitan una completa evaluación de los ecosistemas de río en Puerto Rico.

Descripción general de los índices propuestos. El Biological Monitoring Working Party (BMWP) fue desarrollado en la década de los 70 por un panel de expertos en ecosistemas de río de Inglaterra (Hawkes, 1997). El índice está basado en la presencia de grupos taxonómicos, y es independiente al número de individuos recolectados. Los organismos son identificados a nivel de familia, excepto en algunos grupos donde la taxonomía se encuentra menos desarrollada y no es factible determinar las familias (e.g., Annelida, Hydrachnidia, Platyhelminthes). Cada grupo taxonómico recibe un puntaje, el cual va desde 1 hasta 10, de acuerdo con el grado de tolerancia o sensibilidad a la contaminación. De este modo, taxones sensibles a la contaminación recibirán altos puntajes; mientras que taxones que toleran la contaminación recibirán puntajes bajos. El valor del índice para cada sitio se obtiene sumando los valores de tolerancia de cada familia recolectada y se expresa como $BMWP = \sum t_i$, donde t_i son los valores de tolerancia de cada familia en cada muestra. El valor obtenido de la sumatoria es asociado a un valor en la tabla de categorías de calidad del agua. El índice está compuesto de seis categorías de calidad del agua, generalmente de muy pobres a excelentes.

El Índice Biótico de Familias (IBF) fue desarrollado por Hilsenhoff (1988) para ríos en Norteamérica. Similar al BMWP, el índice asigna un puntaje a los grupos taxonómicos de acuerdo con su tolerancia o sensibilidad a la contaminación en una escala que va de 0 a 10. Sin embargo, a diferencia del BMWP, los taxones sensibles a la contaminación reciben los puntajes más bajos; mientras que los taxones que toleran la contaminación reciben altos puntajes. Este índice combina estos puntajes de tolerancia con la abundancia de cada grupo y el número total de individuos en una muestra. Para ello utiliza la razón: $IBF = \sum(n_i * t_i) / N$, donde n_i es el número de individuos en un grupo taxonómico; t_i el valor de tolerancia de cada grupo taxonómico y N el número total de individuos en la muestra. El valor obtenido con dicha fórmula es asociado a una categoría de calidad de agua. El IBF incluye siete categorías de estado de contaminación, o de calidad de agua, que van desde poca posibilidad de contaminación orgánica hasta contaminación orgánica muy severa (Hilsenhoff, 1988).

MATERIALES Y MÉTODOS

Asignación de los valores de tolerancia para el Biological Monitoring Working Party, Puerto Rico (BMWP-PR) y el Índice Biótico de Familias, Puerto Rico (IBF-PR). La lista de familias de macroinvertebrados acuáticos se compiló utilizando la literatura disponible para Puerto Rico (i.e., Gutiérrez-Fonseca *et al.*, 2013, Pérez-Reyes *et al.*, 2013). Además, se revisaron las colecciones de investigación del laboratorio de ecología acuática de la Universidad de Puerto Rico, que incluyen muestras de numerosos proyectos académicos, tesis de maestría y doctorado, y cursos de campo. También, se tuvo acceso a material relacionado a estudios de impacto ambiental y otras investigaciones independientes.

Los valores de tolerancia fueron asignados teniendo en cuenta el criterio de más de 10 expertos sobre la historia natural y ecología de los organismos, así como el estado ambiental de los ríos donde han sido recolectados, miembros de la Universidad de Puerto Rico. Esta técnica es conocida como Mejor Criterio Profesional (Best Professional Judgment, en inglés) y ha sido ampliamente utilizada a nivel mundial para asignar los valores de tolerancia en un gran número de herramientas de evaluación de ríos (Chang *et al.*, 2014).

A pesar de que la asignación de valores de tolerancia con base en el criterio científico puede ser subjetivo, algunos trabajos han demostrado que no existe diferencia significativa entre asignar los valores de acuerdo con la experiencia o utilizando modelos con datos empíricos. Por ejemplo, Segurado *et al.*, (2010) analizaron los valores de tolerancia de peces asignados con base en el criterio de expertos y los asignados a partir de un enfoque estadístico. Los autores encontraron que no había diferencia entre ambos abordajes. En el futuro, sería valioso seguir este tipo de análisis para alcanzar el mayor consenso. Sin embargo, para esto es necesario tener en cuenta que aún faltan por recopilar datos ecológicos y fisicoquímicos, tomar en consideración taxones con rangos geográficos restringidos. Además, considerar que análisis estadísticos no necesariamente brindan el mejor resultado, debido a que las especies no responden linealmente a un gradiente de perturbación, y existen organismos cuya respuesta a las perturbaciones puede ser bimodal.

Asignación de las categorías de calidad de agua para el BMWP-PR y el IBF-PR. Se seleccionaron cuatro ríos con un gradiente de calidad ambiental de agua extremo, de muy buena a altamente degradada (Tabla 1). Los sitios de bosque se ubican dentro del Bosque Nacional El Yunque, mientras que los impactados están dentro del área más altamente urbanizada de la isla, el Área Metropolitana de San Juan. Los macroinvertebrados acuáticos fueron recolectados de acuerdo con la metodología aquí propuesta (ver sección *Metodología estandarizada*), la cual incluye tres muestras de tres minutos cada una, este tiempo incluye únicamente el dedicado a la recolección del material, y no el tiempo dedicado a separar los organismos. Los organismos fueron preservados en etanol al 80% y transportado al laboratorio para su identificación a nivel de familia en su mayoría.

El índice fue calculado para el río considerado de mejor calidad ambiental (río Mameyes) y el río de menor calidad ambiental (Canal Sur, Capetillo) aplicando los valores de tolerancia generados para cada grupo taxonómico y el procedimiento propio de cada índice. Una vez calculado, se tomó el valor del río de mejor calidad como el límite superior del índice, y el valor del río de menor calidad como el límite inferior, luego se calculó la diferencia entre estos dos extremos y se dividió equitativamente en las categorías de calidad de agua intermedias. Se decidió asignar los ámbitos numéricos equitativamente en cada categoría, para evitar cualquier sesgo a favor de una categoría particular. Este procedimiento fue realizado para los dos índices.

RESULTADOS

Valores de tolerancia para el BMWP-PR y el IBF-PR. Un total de 87 grupos taxonómicos de macroinvertebrados acuáticos (en su mayoría familias) que han sido reportados para Puerto Rico (Tablas 2 y 3), fueron incluidos para el cálculo de los índices BMWP-PR e IBF-PR. De los cuales 67 son familias de insectos acuáticos, 11 de moluscos y 4 de crustáceos. Asimismo, cinco grupos fueron incorporados en ambos índices, como grupos taxonómicos con baja resolución como lo son: clase Turbellaria (Platyhelminthes), orden Amphipoda (Crustacea), clases Hirudinea y Oligochaeta (Annelida), orden Hydrachnidia (Arachnida). A cada uno de estos 87 taxones se le asignó un valor de tolerancia. Los valores del BMWP-PR se presentan en la Tabla 2 y para el IBF-PR en la Tabla 3.

Índice BMWP-PR. Las quebradas evaluadas para el desarrollo del índice variaron de 4 a 19 familias, con el río Mameyes como el sitio más diverso y el Canal Sur, Capetillo, como el de menor cantidad de taxones (Tabla 4). Aplicando los valores de tolerancia (Tabla 2), se encontró que los valores del índice BMWP-PR varían de 107 a 7. Usando este intervalo de valores, se generó la clasificación de categorías de calidad de agua para el BMWP-PR (Tabla 5). Las mismas siguen el sistema estandarizado de ámbitos y colores. Sin embargo, los intervalos de valores numéricos dentro de cada categoría fueron modificados y adaptados para Puerto Rico y varían con respecto a diferentes versiones existentes del BMWP. La máxima calidad de agua se asignó con un límite inferior mayor a 97, 10 puntos menos que el valor más alto encontrado. Por su lado, la peor calidad ambiental se establece menor a 17, 10 puntos más que el valor más bajo encontrado. Cada categoría intermedia tiene un intervalo de valores numérico de 19 puntos, excepto la categoría de mala con 18. Esta distribución fue hecha lo más equitativamente posible para evitar sesgos hacia categorías en particular (Tabla 5).

Índice IBF-PR. Usando los mismos muestreos de los sitios evaluados, se calculó el IBF-PR empleando los valores de tolerancia (Tabla 3). La clasificación de categorías de calidad de agua para el IBF-PR se dividió en siete bloques (Tabla 6). La categoría más alta y más baja se escogió usando los valores del mejor y peor sitio en el gradiente estudiado. Las categorías intermedias tuvieron ámbitos numéricos diseñados de forma que quedaran intervalos de similar distancia entre cada categoría, con un ámbito de 0.86 puntos en cada categoría. Al igual que el BMWP-PR, la máxima correspondió a los valores del río Mameyes y la mínima al Canal Sur, Capetillo.

Tabla 1. Localización y características físicas de los ríos en Puerto Rico, utilizados para la asignación de las categorías de calidad de agua para los índices BMWP-PR y IBF-PR.

Sitio	Elevación (msnm)	Substrato dominante	Ancho (m)	Profundidad (m)	Tipo de área ribereña
Río Mameyes Sector Angelitos	90	Rocas grandes, Arena	10	2	Bosque
Quebrada Sonadora	375	Rocas Grandes, Arena	5	1	Bosque
Río Piedras, El Señorial	30	Rocas medianas, Arena	5	1	Suburbano
Canal Sur, Capetillo	10	Rocas pequeñas, Arcilla	2	0.5	Urbano

Metodología estandarizada. Se propone la recolección de los macroinvertebrados acuáticos utilizando una red tipo D con un poro de malla de 250µm. La red D ha demostrado una alta eficiencia para recolectar muestras representativas bajo diferentes condiciones (e.g., Stein *et al.*, 2008). Asimismo, Carter & Resh (2001) encontraron que las redes de uso semicuantitativo (e.g., red D, red de patada y red rectangular) son ampliamente utilizadas en programas de biomonitorio en Estados Unidos, con una utilización de más del 64%, de los cuales 35% corresponden a red D.

Tres muestras de tres minutos deben ser tomadas por sitio evaluado tratando de abarcar todos los microhábitats presentes en el sitio. El tiempo propuesto únicamente incluye el tiempo de recolección de la muestra con organismos acuáticos, no incluye el tiempo para la separación de los organismos del resto del material, ni la identificación de los mismos. Los macroinvertebrados deben ser separados del resto del material en el campo. Todos los macroinvertebrados recolectados deben ser guardados en etanol al 80% para su posterior identificación utilizando equipo de laboratorio adecuado (e.g., estereoscopio, pinzas entomológicas). Las tres muestras son incluidas en una lista final para el sitio evaluado, a partir de la cual se calculan los índices propuestos en este trabajo. Finalmente, los organismos deben ser preservados y debidamente rotulados (*i.e.*, nombre del sitio, elevación, fecha, recolector) como material testigo del trabajo. En Puerto Rico, aún no existe una colección oficial donde depositar las muestras de macroinvertebrados; se sugiere acudir al laboratorio de ecología acuática de la Universidad de Puerto Rico, para almacenar el material temporalmente hasta determinar un sitio definitivo.

No existe una guía para identificar los macroinvertebrados acuáticos de Puerto Rico. Por ello, se recomienda usar las listas de grupos aquí presentados como referencia, y utilizar con cautela literatura disponible para otras zonas geográficas (e.g., Springer *et al.*, 2010). En virtud de que los índices están relacionados con la riqueza taxonómica en el caso del BMWP-PR y con la abundancia el IBF-PR, ambos índices pueden ser usados simultáneamente para determinar de la mejor manera la calidad ambiental del agua del sitio evaluado.

DISCUSIÓN

A pesar de la alta densidad poblacional, el alto porcentaje de uso de suelo urbano, y los impactos asociados a la presencia humana que hay en Puerto Rico, el estado de conservación de los ríos es relativamente bueno comparado con los ríos en otras regiones Latino Americanas. La conservación de los ríos en Puerto Rico está fuertemente ligada al mantenimiento de la conectividad con el océano y a la carga de contaminantes que reciban estos cuerpos de agua. De acuerdo con Ramírez *et al.* (2009) aún los ríos urbanos en Puerto Rico pueden mantener cierta calidad ecológica y conservar su diversidad siempre que mantengan la conectividad que permite a las especies migratorias mantener sus poblaciones. Esta condición es probablemente el resultado del manejo de las aguas residuales, e indica qué países tropicales podrían ver grandes mejorías en sus cuerpos de agua con sólo controlar las descargas de aguas residuales a los mismos (Ramírez *et al.*, 2008).

Los impactos sobre los cuerpos de agua, asociados a esta alta presencia humana en la isla, requieren de herramientas que permitan la evaluación de la condición ecológica de los ríos. Hasta ahora sólo se disponía de herramientas desarrolladas para otras zonas geográficas.

Tabla 2. Puntuaciones asignadas a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del índice BMWP-PR.

Familias	Puntuación
Blephariceridae	10
Lestidae, Leptoceridae, Corethrellidae	9
Notonectidae, Glossosomatidae, Hydrobiosidae, Polycentropodidae, Xiphocentronidae, Limnichidae, Psephenidae, Ptilodactylidae, Blaberidae	8
Aeshnidae, Corixidae, Hydrometridae, Hebridae, Mesoveliidae, Nepidae, Pleidae, Calamoceratidae, Helicopsychidae, Gyrinidae, Haliplidae, Lampyridae, Ptiliidae, Staphylinidae, Hydraenidae, Noteridae, Sciomyzidae	7
Protoneuridae, Saldidae, Hydroptilidae, Philopotamidae	6
Baetidae, Leptophlebiidae, Coenagrionidae, Libellulidae, Crambidae, Dytiscidae, Elmidae, Hydrophilidae, Scarabaeidae, Scirtidae, Ceratopogonidae, Chaoboridae, Empididae, Tabanidae, Thaumelidae, Tipulidae, Atyidae, Palaemonidae, Xiphocarididae, Pseudothelphusidae, Ancyliidae	5
Belostomatidae, Naucoridae, Hydropsychidae, Dixidae, Dolichopodidae, Muscidae, Sarcophagidae, Turbellaria	4
Caenidae, Gerridae, Veliidae, Psychodidae, Simuliidae, Ephydriidae, Stratiomyidae, Amphipoda, Neritidae, Ampullaridae, Corbiculidae, Hydrobiidae, Planorbiidae, Sphaeriidae, Lymnaeidae, Limacidae	3
Chironomidae, Culicidae, Syrphidae, Hirudinea, Hydrachnidia, Thiaridae, Physidae	2
Oligochaeta	1

cas. El BMWP-PR y el IBF-PR que se presentan en este trabajo son los primeros índices adaptados para Puerto Rico. A pesar de ello, es aún necesario continuar desarrollando y probando este tipo de índices ya que su bajo costo y fácil utilización facilita la evaluación y adecuada administración de los recursos acuáticos. Vale resaltar también que los índices aquí adaptados son índices unimétricos, el biomonitorio en la isla también se podría beneficiar del desarrollo de otros índices de tipo multimétrico o bien multivariado (Bonada *et al.*, 2006).

El índice BMWP es una herramienta ampliamente utilizada en otros países de la región, tales como Colombia (Roldan-Pérez, 1992), Costa Rica (Decreto No. 33903-S-MINAE, 2007) y Cuba (Naranjo López *et al.*, 2005). Cada uno de estos países ha modificado y adaptado los principios básicos del índice de acuerdo con la diversidad de macroinvertebrados presentes en cada lugar. Es destacable que la cantidad de grupos taxonómicos incluidos en el BMWP-PR fue similar a otros índices para la región, a pesar de las claras diferencias en área y la condición de isla oceánica. Los límites de las categorías de calidad de agua representan la mayor diferencia entre el índice de Puerto Rico y los índices de dichos países. Por ejemplo, en otros índices el límite

inferior de la categoría “excelente” se ubica entre 120 –150, mientras que en el BMWP-PR fue fijado en ≥ 97 . Este valor refleja la baja diversidad y ausencia de ciertos grupos en Puerto Rico. Por ejemplo, grupos sensibles a la contaminación, con valores de tolerancia altos, como Plecoptera y Megaloptera, no se encuentran en Puerto Rico (Ramírez y Gutiérrez-Fonseca, 2014). Esto hace que ríos con excelente calidad resulten con puntajes menores. Algo similar ocurre con el IBF, pero este índice ha sido adaptado para pocos lugares, como El Salvador (IBF-SV, Sermeño-Chicas *et al.*, 2010). Comparando con el IBF-SV, encontramos que el número de grupos taxonómicos fue muy similar. Sin embargo, el IBF-SV mantiene los límites entre categorías propuestos en el índice original de Hilsenhoff (1988), en este trabajo se modificaron los límites del IBF-PR debido a las razones presentadas anteriormente.

Tabla 3. Puntuaciones asignadas a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del índice IBF-PR.

Familias	Puntuación
Blephariceridae	0
Lestidae, Calamoceratidae, Hydrobiosidae, Leptoceridae, Psephenidae, Ptilodactylidae, Corethrellidae	1
Xiphocentronidae, Haliplidae, Lampyridae, Ptiliidae, Hydraenidae, Noteridae, Ancylidae, Sphaeridae, Blaberidae	2
Aeshnidae, Protoneuridae, Glossosomatidae, Helicopsychidae, Hydroptilidae, Polycentropodidae, Scarabaeidae, Scirtidae, Limnichidae, Sciomyzidae	3
Baetidae, Caenidae, Elmidae, Gyrinidae, Ceratopogonidae, Chaoboridae, Hydrachnidia, Atyidae, Palaemonidae, Xiphocarididae, Pseudothelphusidae, Neritidae	4
Leptophlebiidae, Coenagrionidae, Libellulidae, Nepidae, Notonectidae, Pleidae, Hydropsychidae, Philopotamidae, Crambidae, Dytiscidae, Hydrophilidae, Staphylinidae, Turbellaria, Hydrobiidae	5
Corixidae, Hydrometridae, Hebridae, Mesoveliidae, Naucoridae, Dolichopodidae, Empididae, Amphipoda, Hirudinea, Ampullaridae, Lymnaeidae, Limacidae, Corbiculidae	6
Belostomatidae, Saldidae, Sarcophagidae, Stratiomyidae, Tabanidae, Thaumelidae, Tipulidae	7
Gerridae, Veliidae, Dixidae, Simuliidae, Planorbiidae	8
Chironomidae, Culicidae, Ephyridae, Muscidae, Psychodidae, Syrphidae, Thiaridae, Physidae	9
Oligochaeta	10

Tabla 4. Familias de macroinvertebrados acuáticos recolectadas en cada río evaluado de Puerto Rico.

Familia	Sitio			
	Río Mameyes	Quebrada Sonadora	Río Piedras, El Señorial	Canal Sur, Capetillo
Baetidae	x	x	x	
Leptophlebiidae	x	x	x	
Caenidae			x	
Libellulidae	x	x	x	
Coenagrionidae		x	x	
Veliidae		x		
Hydropsychidae		x		
Leptoceridae	x			
Hydrobiosidae	x			
Calamoceratidae	x	x		
Philopotamidae	x	x	x	
Polycentropodidae	x	x		
Hydroptilidae	x	x	x	
Helicopsychidae		x		
Glossosomatidae	x			
Elmidae	x	x		
Staphylinidae	x		x	
Chironomidae	x	x	x	x
Psychodidae	x	x	x	
Ceratopogonidae			x	
Blephariceridae	x	x		
Simuliidae	x	x	x	
Hydrachnidia	x			
Atyidae	x	x		
Neritidae	x			
Thiaridae			x	
Physidae			x	x
Hydrobiidae			x	
Planorbiidae			x	
Oligochaeta			x	x
Hirudinea			x	x
Total de Familias	19	17	18	4
BMWP-PR	107	89	68	7
IBF-PR	4.06	3.81	7.53	9

El esfuerzo de muestreo es un factor importante que influye en los resultados de los índices con macroinvertebrados. Trabajos previos han demostrado que los resultados de los índices pueden variar de acuerdo con el tiempo de recolección (Maue & Springer, 2008), al método y tipo de red utilizado (Stein *et al.*, 2008, Gutiérrez-Fonseca & Lorion, 2014). Para Puerto Rico se estableció un tiempo de esfuerzo total de 9 minutos, tres muestras de tres minutos cada una utilizando una red D. Esta metodología fue definida con base en estudios previos que han demostrado una alta eficiencia de la red D, en un tiempo similar. Por ejemplo, Reyes-Morales & Springer (2014) encontraron que dos muestras de 5 minutos cada una generaba una alta abundancia y riqueza taxonómica en sitios de bosque, reflejando una buena calidad ambiental del agua utilizando el BMWP/Atitlán. Stein *et al.* (2008) demostraron que muestras recolectadas por 10 minutos con una red D no fueron diferentes en riqueza taxonómica y abundancia respecto a muestras recolectadas utilizando un colador de cocina por 120 minutos. Por lo tanto, se considera que la metodología propuesta es apropiada para determinar la riqueza y abundancia de familias en las quebradas de Puerto Rico. Ciertamente, mayor esfuerzo de muestreo resultaría en mayor riqueza, pero afectaría los resultados de los índices al usar las categorías propuestas. De acuerdo con Hawkes (1997), a pesar de que en el texto original del BMWP se reconoce la necesidad de estandarizar un método de muestreo que facilite la comparación entre los puntajes, esto no ha sido posible debido a la amplia variedad de tipos de ríos. Hawkes (1997) reconoce que ésta es la principal diferencia del texto original con respecto a las modificaciones y adaptaciones del índice para cada país y región. Estudios futuros deben también evaluar el efecto de factores como la estacionalidad climática o los disturbios sobre el funcionamiento de estos índices en Puerto Rico.

El estado actual del conocimiento de los macroinvertebrados acuáticos en Puerto Rico, en especial los insectos, permite la identificación de los organismos a nivel de familia (Gutiérrez-Fonseca *et al.*, 2013). Al momento es difícil identificar a género en la mayoría de los órdenes. Por ello, ambos índices propuestos tienen gran potencial para ser usados, ya que ambos funcionan a nivel de familia. Por otro lado, la identificación a familia también permite que estos índices sean utilizados por personas con conocimientos taxonómicos básicos. Esto los hace atractivos en esfuerzos de educación ambiental o bien para el uso de grupos comunitarios y otros interesados en evaluar los cuerpos de

Tabla 5. Clasificación de la calidad del agua de acuerdo con el puntaje total para el BMWP-PR.

Calidad del Agua	Puntaje	Color representativo
Aguas de calidad excelente	≥97	Azul
Aguas de calidad buena, no contaminadas o no alteradas de manera sensible	77-96	Azul celeste
Aguas de calidad regular, eutrófica, contaminación moderada	57-76	Verde
Aguas de calidad mala, contaminadas	37-56	Amarillo
Aguas de calidad mala, muy contaminadas	18-36	Naranja
Aguas de calidad muy mala, extremadamente contaminadas	≤17	Rojo

agua. Esperamos que los mismos sean complementados eventualmente por otros índices con mayor precisión, que incluyan la tolerancia o sensibilidad de los taxones a nivel de género, la abundancia de grupos sensibles, o bien índices que combinen parámetros fisicoquímicos y microbiológicos. Además un mayor poder de análisis estadístico para obtener una evaluación ecológica apropiada.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los miembros del Laboratorio de Ecología Acuática de la Universidad de Puerto Rico por su ayuda en el trabajo de campo. Esta publicación fue posible gracias a los esfuerzos de investigación realizados en nuestro laboratorio de ecología acuática en la Universidad de Puerto Rico (<http://www.ramirezlab.net/>). Estos esfuerzos son financiados por el programa de investigación a largo plazo Luquillo LTER (NSF DEB-0620910) y el programa San Juan ULTRA (<http://sanjuanultra.org/>).

Tabla 6. Clasificación de la calidad del agua de acuerdo con el puntaje total para el IBF-PR.

Calidad del Agua	Interpretación del grado de contaminación	Categoría	Valor IBF-PR	Color representativo
Excelente	Contaminación orgánica poco posible	1	0.00 - 4.24	Azul
Muy Buena	Contaminación orgánica leve	2	4.25 - 5.11	Azul Claro
Buena	Alguna contaminación orgánica	3	5.12 - 5.98	Azul celeste
Regular	Contaminación orgánica sustancial	4	5.99 - 6.85	Verde
Regular Pobre	Contaminación orgánica muy sustancial	5	6.86 - 7.72	Amarillo
Pobre	Contaminación orgánica severa	6	7.73 - 8.59	Naranja
Muy Pobre	Contaminación orgánica muy severa	7	8.60 - 10.00	Rojo

REFERENCIAS

- ALLAN, J. D. & M. M. CASTILLO. 2007. *Stream Ecology: Structure and Function of Running waters*. 2nd ed. Springer Science & Business Media.
- DECRETO N° 33903-MINAE-S. 2007. Reglamento para la evaluación y clasificación de la calidad de cuerpos de agua superficiales. Diario Oficial La Gaceta N°178. 17 de septiembre. San José, Costa Rica.
- BONADA, N., N. PRAT, V. H. RESH, & B. STATZNER. 2006. Developments in aquatic insects biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual Review Entomology* 51: 495-523.
- CARTER, J. L. & V. H. RESH. 2001. After site selection and before data analysis: sampling, sorting, and laboratory procedures used in stream benthic macroinvertebrate monitoring programs by USA state agencies. *Journal of the North American Benthological Society* 20 (4): 658-682.
- CHANG, F. H., J. E. LAWRENCE, B. RÍOS-TOUMA & V. H. RESH. 2014. Tolerance values of benthic macroinvertebrates for stream biomonitoring: assessment of assumptions underlying scoring systems worldwide. *Environmental Monitoring and Assessment* 186 (4): 2135-2149.
- COONEY, P. B. & T. J. KWAK. 2013. Spatial extent and dynamics of dam impacts on tropical island freshwater fish assemblages. *BioScience* 63 (3): 176-190.
- DE JESÚS-CRESPO, R. & A. RAMÍREZ. 2011. Effects of urbanization on stream physicochemistry and macroinvertebrate assemblages in a tropical urban watershed in Puerto Rico. *Journal of the North American Benthological Society* 30 (3): 739-750.
- DRNA (Departamento de Recursos Naturales). 2004. Inventario de recursos de agua de Puerto Rico. Disponible en <http://drna.pr.gov/historico/oficinas/saux/secretaria-auxiliar-de-planificacion-integral/planagua/inventario-recursos-de-agua/inventario-de-recursos-de-agua-de-puerto-rico/> (Obtenido el 12 de septiembre de 2014).
- DUDGEON, D., A. H. ARTHINGTON, M. O. GESSNER, Z. I. KAWABATA, D. J. KNOWLER, C. LÉVÉQUE, R. J. NAIMAN, A. H. PRIEUR-RICHARD, D. SOTO, M. L. J. STIASSNY & C. A., SULLIVAN. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81 (2): 163-182.
- GREATHOUSE, E. A., C. M. PRINGLE, & J. G. HOLMQUIST. 2006. Conservation and management of migratory fauna: dams in tropical streams of Puerto Rico. *Aquatic Conservation* 16 (7): 695-712.
- GUTIÉRREZ-FONSECA, P. E., K. G. ROSAS & A. RAMÍREZ. 2013. Aquatic insects of Puerto Rico: A list of families. *Dugesiana* 20 (2): 215-219.
- GUTIÉRREZ-FONSECA P. E. & C. M. LORION. 2014. Application of the BMWP-Costa Rica biotic index in aquatic biomonitoring: sensitivity to collection method and sampling intensity. *Revista de Biología Tropical* 62: 275-289.
- HAWKES, H. A. 1998. Origin and development of the biological monitoring working party score system. *Water Research* 32 (3): 964-968.
- HILSENHOFF, W. L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 65-68.
- HOLMQUIST, J. G., J. M. SCHMIDT-GENGENBACH & B. B. YOSHIOKA. 1998. High dams and marine-freshwater linkages: Effects on native and introduced fauna in the Caribbean. *Conservation Biology* 12 (3): 621-630.
- MARTINUZZI, S., W. A. GOULD & O. M. RAMOS GONZÁLEZ. 2007. Land development, land use, and urban sprawl in Puerto Rico integrating remote sensing and population census data. *Landscape and Urban Planning* 79: 288-297.
- MAUE, T. & M. SPRINGER. 2008. Effect of methodology and sampling time on the taxa richness of aquatic macroinvertebrates and subsequent changes in the water quality index from three tropical rivers, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 56 (4): 257-271.
- NARANJO LÓPEZ, C., D. D. GONZÁLEZ LAZO, A. L. BLANDIMARTE, S. MUÑOZ RIVEAUX & Y. MUSLE CORDERO. 2005. Una metodología rápida y de fácil aplicación para la evaluación de la calidad del agua utilizando el índice BMWP-Cub para ríos cubanos. *Revista Tecnura* 9 (17): 65-76.
- PÉREZ-REYES, O., T. A. CROWL, P. J. HERNÁNDEZ-GARCÍA, R. LEDESMA-FUSTE, F. A. VILLAR-FORNES & A. P. COVICH. 2013. Freshwater decapods of Puerto Rico: a checklist and reports of new localities. *Zootaxa* 3717 (3): 329-344.
- RAMÍREZ, A. & P. E. GUTIÉRREZ-FONSECA. 2014. Puerto Rico. In: P. Alonso-Eguía Lis, J. M. Mora, B. Campbell & M. Springer. (Eds.) *Diversidad, conservación y uso de los macroinvertebrados dulceacuicolas de México, Centroamérica, Colombia, Cuba y Puerto Rico*. Jiutepec, Morelos, México, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- RAMÍREZ, A., A. ENGMAN, K. G. ROSAS, O. PÉREZ-REYES & D. M. MARTINÓ-CARDONA. 2012. Urban impacts on tropical island streams: some key aspects influencing ecosystem response. *Urban Ecosystems* 15 (2): 315-325.
- RAMÍREZ, A., C. M. PRINGLE & K. M. WANTZEN. 2008. Tropical river conservation. In: D. Dudgeon. (Ed.) *Tropical stream ecology*. London, UK, Elsevier Science: 285-304.
- RAMÍREZ, A., K. G. ROSAS, A. E. LUGO & O. M. RAMOS-GONZÁLEZ. 2014. Spatio-temporal variation in stream water chemistry in a tropical urban watershed. *Ecology and Society* 19 (2): 45.
- RAMÍREZ, A., R. DE JESÚS-CRESPO, D. M. MARTINÓ-CARDONA, N. MARTÍNEZ-RIVERA & S. BURGOS-CARABALLO. 2009. Urban streams in Puerto Rico: what can we learn from the tropics? *Journal of the North American Benthological Society* 28 (4): 1070-1079.
- REYES-MORALES, F. & M. SPRINGER. 2014. Efecto del esfuerzo de muestreo en la riqueza de táxones de macroinvertebrados acuáticos y el índice BMWP/Atitlán. *Revista de Biología Tropical* 62 (2): 291-301.
- RODRÍGUEZ, N. & A. RAMÍREZ. 2014. *Protocolo de evaluación visual de quebradas para Puerto Rico*. Universidad de Puerto Rico, recinto de Río Piedras. Versión Mayo 2014.

- ROLDAN-PÉREZ, G. 1992. *Fundamentos de Limnología*. Editorial Universidad Antioquia; Antioquia-Medellín, Colombia.
- SANTOS-ROMÁN, D. M., G. S. WARNER & F. N. SCATENA. 2003. Multivariate analysis of water quality and physical characteristics of selected watersheds in Puerto Rico. *Journal of the American Water Resources Association* 39 (4): 829-839.
- SERMEÑO-CHICAS, J. M., L. SERRANO-CERVANTES, M. SPRINGER, M. R. PANIAGUA-CIENFUEGOS, D. PÉREZ, A. W. RIVAS-FLORES, R. A. MENJIVAR-ROSA, B. L. BONILLA DE TORRES, F. A. CARRANZA-ESTRADA, J. M. FLORES-TENSOS, C. D. L. A. GONZÁLES, P. E. GUTIÉRREZ-FONSECA, M. A. HERNÁNDEZ-MARTÍNEZ, A. J. MONTERROSA-URIAS & A. Y. ARIAS DE LINARES. 2010. *Determinación de la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador, utilizando invertebrados acuáticos: índice biológico a nivel de familias de invertebrados acuáticos en El Salvador (IBF-SV-2010)*. San Salvador: Editorial Universitaria. pp. 5-6.
- SPRINGER, M. 2010. Biomonitoring acuático. *Revista de Biología Tropical* 58 (4): 53-59.
- SPRINGER, M., A. RAMÍREZ & P. HANSON. 2010. Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. *Revista de Biología Tropical* 58 (4): 106-115.
- STEIN, H., M. SPRINGER & B. KOHLMANN. 2008. Comparison of two sampling methods for biomonitoring using aquatic macroinvertebrates in the Dos Novillos River, Costa Rica. Ecological Management and sustainable development in the humid tropics of Costa Rica. *Ecological Engineering* 34 (4): 267-275.
- WALSH, C. J., A. H. ROY, J. W. FEMINELLA, P. D. COTTINGHAM, P. M. GROFFMAN & R. P. MORGAN. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24 (3): 706-723.

Ensamblajes de macroinvertebrados acuáticos relacionados con diversos usos del suelo en los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe (cuenca del Río Balsas), México

Aquatic macroinvertebrates assemblages related to diverse land uses in the Apatlaco and Chalma-Tembembe rivers (Balsas basin), Mexico

Ricardo A. Ruiz-Picos¹, J. Elías Sedeño-Díaz² y Eugenia López-López¹

¹Laboratorio de Evaluación de la Salud de los Ecosistemas Acuáticos, ENCB Instituto Politécnico Nacional. Prol. de Carpio y Plan de Ayala, Col. Sto. Tomás, Ciudad de México, 11340. México

²Coordinación Politécnica para la Sustentabilidad. Instituto Politécnico Nacional. Av. Wilfrido Massieu esq. IPN, Col. Zacatenco, Ciudad de México, 07738. México
e-mail: eulopez@ipn.mx

Recibido: 05 de noviembre de 2015. **Aceptado:** 13 de mayo de 2016.

Ruiz-Picos R. A., J. E. Sedeño-Díaz y E. López-López. 2016. Ensamblajes de macroinvertebrados acuáticos relacionados con diversos usos del suelo en los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe (cuenca del Río Balsas), México. *Hidrobiológica* 26 (3): 443-458.

RESUMEN

Antecedentes. Los ríos son considerados sistemas integradores que reflejan los procesos fisicoquímicos y biológicos que se llevan a cabo en su cuenca de captación y presentan un flujo constante de materia y energía. Esto se debe a su conectividad y a las interacciones con su cuenca de captación y la atmósfera. Los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe (Cuenca del Río Balsas) presentan diferentes grados de perturbación, ocasionados por los cambios en el uso del suelo (US) en sus cuencas de captación. **Objetivos.** Analizar las relaciones que guardan las características físico-químicas del agua y los ensamblajes de invertebrados acuáticos (IA) con los distintos US adyacentes a los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe. **Metodos.** En ambos ríos, se tomaron muestras de agua (20 sitios) y de IA, durante cuatro temporadas, y se determinó el porcentaje de US correspondiente a su área de influencia. Se realizaron análisis de ordenación, similitud y de correlación de Pearson ($p < 0.05$), con los parámetros fisicoquímicos, biológicos y el US. **Resultados.** El río Apatlaco presentó mayor perturbación debido a la combinación de US, con alto porcentaje de uso urbano; y el Chalma-Tembembe mostró características fisicoquímicas y biológicas más homogéneas. **Conclusiones.** Se detectaron algunos ensamblajes de familias de macroinvertebrados correlacionados con ecosistemas sanos, (*Belostomatidae*, *Cordulegastridae*, *Corixidae*, *Corydalidae*, *Dryopidae*, *Elmidae*, *Hebridae*, *Helicopsychidae*, *Heptageniidae*, *Hydrobiosidae*, *Lepidostomatidae*, *Libellulidae*, *Perlidae*, *Philopotamidae*, *Polycentropodidae*, *Scirtidae*, *Staphilinidae* y *Tabanidae*); con ambientes altamente perturbados (*Ancylidae*, *Asellidae*, *Chironomidae*, *Hyalellidae*, *Psychodidae* y Clase *Hirudinea*); y los sitios impactados por actividades agrícolas se correlacionaron con abundancias moderadas y baja diversidad de IA.

Palabras clave: Bioindicación, cuenca de captación, invertebrados acuáticos, ríos tropicales, uso del suelo.

ABSTRACT

Background. Rivers are considered as integrators systems reflecting physicochemical and biological processes that take place in its catchment area and have a constant flow of matter and energy. This is due to its connectivity and interactions with its watershed and the atmosphere. The Apatlaco and Chalma-Tembembe rivers (Balsas River basin) have different levels of disturbance, caused by changes in land use (US) in its watershed. **Goals.** To analyze the relationships of the physico-chemical characteristics of water and aquatic macroinvertebrates (AI) assemblages with different US adjacent to Apatlaco and Chalma-Tembembe rivers. **Methods.** In both rivers, water samples (20 sites studied) and AI were taken for four seasons, and the percentage of US corresponding to their area of impact was determined. Ordination analysis, similarity and Pearson correlation ($p < 0.05$), with the physicochemical parameters, biological and US were performed. **Results.** The river Apatlaco presented the higher alterations due to the combination of US, with a high percentage of urban use; Chalma-Tembembe showed more homogeneous physicochemical and biological characteristics. **Conclusions.** Some assemblage of macroinvertebrates families were correlated with healthy ecosystems (*Belostomatidae*, *Cordulegastridae*, *Corixidae*, *Corydalidae*, *Dryopidae*, *Elmidae*, *Hebridae*, *Helicopsychidae*, *Heptageniidae*, *Hydrobiosidae*, *Lepidostomatidae*, *Libellulidae*, *Perlidae*, *Philopotamidae*, *Polycentropodidae*, *Scirtidae*, *Staphilinidae* and *Tabanidae*); while others with highly disturbed environments (*Ancylidae*, *Asellidae*, *Chironomidae*, *Hyalellidae*, *Psychodidae* and Class *Hirudinea*); and sites impacted by agricultural activities were correlated with moderate abundances and low diversity of AI.

Key words: Aquatic invertebrates, bioindication, catchment area, land use, tropical rivers.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas dulceacuícolas, en particular los ríos, se encuentran entre los hábitats más amenazados del mundo (Hering *et al.*, 2006). Una de las razones de su alta vulnerabilidad es que han sido considerados como ecosistemas que presentan un alto grado de conectividad con su entorno, conectividad que contribuye a delinear las características bióticas y abióticas de su curso (Vannote *et al.*, 1980; Robinson *et al.*, 2014). De acuerdo con Wohl (2014), los ríos presentan diversos grados de conectividad: a) conexión longitudinal, que contribuye a que el agua, los sedimentos y los solutos sean transportados río abajo desde las partes altas; en este eje algunos organismos pueden transportarse a lo largo del río; b) conexión lateral entre el río y su planicie de inundación, que también permite el transporte de agua, sedimentos, solutos y organismos hacia las planicies de inundación; c) conexión lateral con tierras altas, que se manifiesta durante las tormentas o por procesos de erosión que incorporan materiales (materia orgánica, sedimentos y solutos) de la cuenca de captación al curso del río; d) conexión vertical, que vincula los flujos superficiales con los sedimentos; e) conexión vertical profunda, que conecta el curso del río con la zona de agua subterránea y da lugar al intercambio en ambos sentidos, y f) la conexión del río con la atmósfera. Debido a estos niveles de conectividad y los consecuentes flujos de materia y energía, se reconoce que los ríos son sistemas integradores, ya que su forma y dinámica son el resultado de los procesos físicos, químicos y biológicos (contemporáneos e históricos) de su cuenca de captación (Wohl, 2014).

A la fecha, es muy conocido que la intervención humana en los paisajes es la principal amenaza de la integridad ecológica de los ecosistemas ribereños, pues impacta en el hábitat, la calidad del agua y la biota por medio de diferentes y complejas rutas (Allan, 2004). El cambio en el uso del suelo con sustitución de la vegetación natural es otra de las razones locales por la cual los sistemas fluviales se ven afectados (Kasangaki *et al.*, 2006). Conforme el disturbio en el uso del suelo se incrementa por las actividades antrópicas, se hace indispensable determinar la forma en que éstas influyen en la estructura y función de los ecosistemas acuáticos, particularmente en los ríos, así como el potencial de restauración que puede tener el ecosistema impactado dado su alto nivel de susceptibilidad a los disturbios. Por lo anterior, un aspecto clave para evaluar la calidad de los sistemas acuáticos es comprender los vínculos entre el uso del suelo con los cambios en las condiciones fisicoquímicas y con los ensamblajes bióticos de los ríos (Kasangaki *et al.*, 2006).

Diversas investigaciones han demostrado que la sustitución de la vegetación natural por otros usos del suelo (pastizales, uso agrícola o urbano) puede influir en el hábitat y en las comunidades acuáticas de distintas formas. La pérdida de vegetación terrestre puede desencadenar diversas modificaciones, como alteraciones en la evapotranspiración, infiltración y el régimen del flujo de agua; aumento en el ingreso de sedimentos, alteración en el sustrato del río y modificación en la diversidad de organismos acuáticos (Quinn & Strout, 2002); así como el incremento en el régimen de radiación solar y en la temperatura (Rutherford *et al.*, 1997). El uso agrícola puede, además, degradar la calidad del agua por la adición de contaminantes provenientes de fuentes no puntuales, lo que aumenta la tasa de ingreso de nutrientes y, como consecuencia, afecta la estructura del hábitat y del flujo de la corriente (Johnson *et al.*, 1997; Allan, 2004); en el caso de lagos y reservorios receptores, acrecienta la producción primaria, lo cual modifica la es-

tructura trófica de la comunidad acuática (Gurtz & Wallace, 1984). En general, cualquier modificación en el uso del suelo puede favorecer la incorporación de sustancias tóxicas, por ejemplo en zonas agrícolas, por el uso de pesticidas; en zonas industriales, por las descargas de diversos compuestos, y en zonas urbanas, por descargas que pueden contener agentes potencialmente tóxicos, como productos de limpieza y fármacos, entre otros (Stewart *et al.*, 2001). Por otra parte, la magnitud de los efectos en las características fisicoquímicas y en las comunidades acuáticas dependerá, a su vez, de la magnitud de los efectos en los cambios de uso del suelo.

Particularmente, los invertebrados acuáticos son un grupo de organismos que han sido empleados para la evaluación de la calidad del agua desde los años sesenta (Binghui & Liu, 2010) debido a que poseen una amplia gama de respuestas al estrés ambiental en diferentes niveles de organización, y cuyos efectos se manifiestan desde cambios en el metabolismo de los organismos hasta alteraciones en la estructura y los atributos propios de la comunidad (Alonso & Camargo, 2005; Springer, 2010). En ese sentido, cuando los cuerpos de agua sufren algún tipo de impacto, la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos se ve modificada, ocasionando la muerte de los organismos más sensibles (intolerantes) a los eventos de estrés y favoreciendo el desarrollo de aquellos organismos menos sensibles (tolerantes) a las condiciones adversas (Alba, 1996; Reece & Richardson, 1999; Lytle, 2002; Feld & Hering, 2007; Muralidharan *et al.*, 2010). Esto se debe a que los macroinvertebrados acuáticos han adquirido una serie de adaptaciones (morfológicas y fisiológicas) que les permiten sobrevivir y desarrollarse dependiendo de la naturaleza y magnitud del estrés (Alonso & Camargo, 2005). Estas adaptaciones incluyen cierto grado de tolerancia hacia diversos factores, como temperatura, pH, salinidad, concentración de oxígeno disuelto, nutrientes, cantidad de materia orgánica, entre otros (Sandin & Johnson, 2000; Brosse *et al.*, 2003; Soldner *et al.*, 2004; Archambault *et al.*, 2005; Czerniawzka-Kusza, 2005; Feld & Hering, 2007; Bonada *et al.*, 2007; Smith & Smith, 2007; Dhembare, 2011).

En México, la alta tasa de urbanización, los cambios en el uso del suelo, la deforestación y las diversas actividades económicas han impactado severamente la salud de los cuerpos de agua (Sedeño-Díaz & López-López, 2007). Las subcuencas de los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe, ubicados en la cuenca del Balsas, poseen un alto grado de impacto antropogénico. Especialmente, el río Apatlaco recibe descargas domésticas, industriales y agrícolas, además de que a lo largo de su cauce hay asentamientos humanos irregulares. Por otra parte, la subcuenca del río Chalma-Tembembe sufre los efectos ocasionados por la presencia de algunos asentamientos humanos y zonas agrícolas (CONAGUA, 2010, 2012a). En México, la información sobre bioindicación, como una herramienta de evaluación, es escasa (Weigel *et al.*, 2002; Hurtado *et al.*, 2005) y el biomonitoreo no está contemplado aún dentro de la normativa; por lo cual, es necesario identificar aquellos bioindicadores que nos permitan asociar el impacto de diferentes usos del suelo con la calidad del agua, por ejemplo, los ensamblajes de invertebrados acuáticos (IA). El objetivo de la presente investigación es analizar las relaciones que guardan las características fisicoquímicas del agua y los ensamblajes de macroinvertebrados acuáticos con los distintos usos del suelo adyacentes a los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe, considerando que ambos ríos se ven influenciados por un mosaico de diferentes usos del suelo, principalmente, vegetación natural, uso agrícola y uso urbano.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. Los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe se localizan en la cuenca del río Balsas (Fig. 1), una de las más grandes en México, que cuenta con un área de 117 405 km² (CONAGUA, 2012b). La subcuenca del río Chalma-Tembembe está formada por el río Chalma, cuya longitud es de 70 km, y el río Tembembe, de 50.72 km, que escurre del Eje Neovolcánico. El tributario Chalma confluye con el río Tembembe en su porción más baja. La subcuenca Chalma-Tembembe presenta un clima templado durante todo el año, con una precipitación anual de 600 mm y conserva algunas áreas de bosque caducifolio (aproximadamente 47%); mientras que el territorio restante comprende principalmente zonas de uso agrícola (CONAGUA, 2012b). Se eligieron seis sitios de estudio en esta subcuenca a lo largo de ambos ríos: El Arco (CT1), La Loma (CT2), El Platanar (CT3), Casa de la Escuela (CT4), Coatlán (CT5) y Hacienda de Cuautitla (CT6). El río Apatlaco posee una longitud de 63 km. La precipitación anual varía de los 850 mm a los 1 500 mm; la vegetación natural ha sido altamente fragmentada y transformada, ya que sólo 27% del área total corresponde al bosque caducifolio, bosque de coníferas y bosque de encino. Además, existe un corredor urbano e industrial importante a lo largo del cauce del río y diversas áreas de uso agrícola (CONAGUA, 2012a). Se seleccionaron nueve sitios de estudio en el cauce principal del río: Las Truchas (AP1), El Pollo (AP2), El Rayo (AP3), El Encanto (AP4), Salida Panocheras (AP5), Xochitepec (AP6), Alpuyeca (AP7), Xoxocotla (AP8) y Zacatepec (AP9); dos en el

tributario occidental: Buenavista 1 (AP10) y Buenavista 2 (AP11), que son dos puntos ubicados antes y después del efluente de una planta de tratamiento de aguas residuales, y tres en el tributario oriental: El Taxcal (AP12), La Gachupina (AP13) y Las Juntas (AP14), lo que da un total de 14 sitios (Fig. 1). Se llevaron a cabo cuatro campañas de muestreo que comprenden la temporada de estiaje (en otoño: diciembre 2012, y en invierno: febrero-marzo 2013) y de lluvias (en verano: agosto-septiembre 2012 y primavera: junio 2013).

Uso del suelo. Los datos de uso del suelo fueron generados empleando las capas de uso del suelo para las subcuencas de los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe, información del Marco Geoestadístico Nacional 2010, facilitada por el INEGI. Los usos del suelo se agruparon en tres categorías: vegetación natural, zonas agrícolas (incluyendo actividad pecuaria) y zonas urbanas. Posteriormente, se determinó el área de impacto del uso del suelo para cada sitio de estudio trazando una línea imaginaria de 2 kilómetros de longitud a partir de cada sitio, siguiendo el cauce del río contracorriente; después se trazó una zona de influencia con un radio de 500 m alrededor de dicha línea, formando un polígono de alrededor de 2 kilómetros cuadrados; finalmente, la extensión correspondiente a cada uso del suelo dentro de la zona de influencia fue delimitada para calcular su área en km² y, a su vez, fue convertida a porcentaje. Lo anterior se realizó empleando el software Mapa Digital versión 5.1.1, descargado desde la página oficial del INEGI.

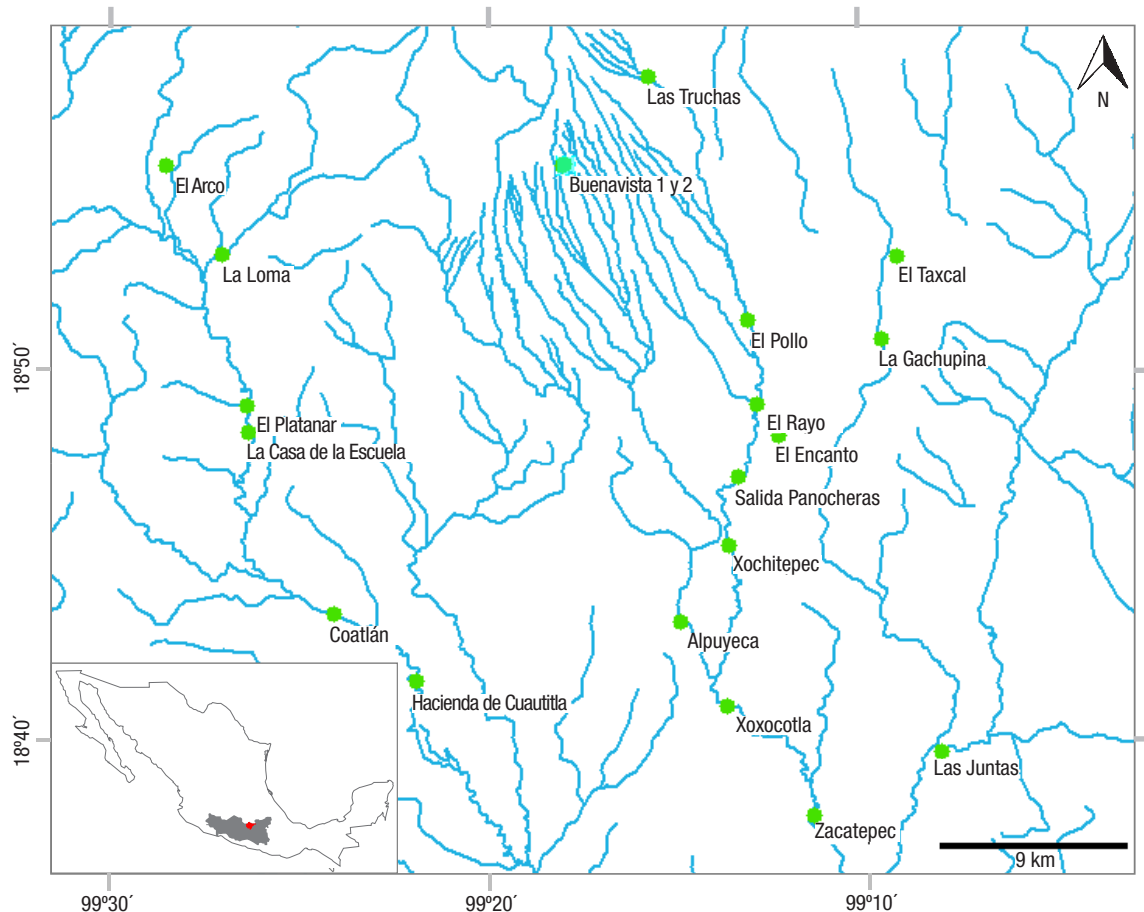


Figura 1. Localización de la cuenca del río Balsas y ubicación geográfica de los sitios de estudio en las subcuencas del Río Balsas: Apatlaco y Chalma-Tembembe, México.

Análisis fisicoquímico. En cada sitio de estudio se registraron *in situ* temperatura del agua (°C), conductividad (mS/cm), pH y concentración de oxígeno disuelto (mg/L O₂), empleando una sonda multiparamétrica Quanta. Adicionalmente, se tomaron muestras de agua para cuantificar la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅ mg/L O₂), concentración de cloruros (mg/L Cl⁻), alcalinidad (mg/L CaCO₃) y coliformes totales y fecales (NMP/100mL), de acuerdo con los métodos estándar de la APHA (Eaton *et al.*, 2005). Además, se determinó la concentración de nitritos (mg/L NO₂), nitratos (mg/L NO₃), nitrógeno amoniacal (mg/L NH₃), nitrógeno total (NT), ortofosfatos (mg/L PO₄), fósforo total (PT), dureza (mg/L CaCO₃), sulfatos (mg/L SO₄) y color (U Pt-Co), según las técnicas del espectrofotómetro Hach DR 2500. Los valores obtenidos por temporada de colecta para cada parámetro fueron promediados para su posterior procesamiento.

Invertebrados acuáticos. Se tomaron muestras de invertebrados acuáticos (IA) provenientes de un monitoreo multihábitat, el cual incluyó zonas de rápidos, rocas, pozas, vegetación sumergida y vegetación ribereña, empleando una red de pateo y redes de cuchara tipo D (dependiendo del microhábitat), ambas con una luz de malla de 500 µm; y se estandarizó el esfuerzo de recolecta a 30 minutos de tiempo efectivo. Los organismos fueron separados en campo y conservados en frascos con alcohol a 70%. Posteriormente, en el laboratorio se llevó a cabo la identificación taxonómica de los organismos a nivel de familia mediante las claves de Thorp & Covich (2001) y de Merritt *et al.* (2008); además, los organismos fueron contabilizados para obtener la abundancia (número de individuos de cada familia) y calcular el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'); en ambos casos, los valores obtenidos por temporada de estudio fueron promediados. Para el caso de la riqueza de familias y la H' se realizó una ANOVA con el paquete estadístico SigmaPlot versión 11.0, para detectar diferencias estadísticas entre sitios de estudio.

Análisis de resultados. La caracterización fisicoquímica de los sitios de estudio y los usos del suelo se realizó con un análisis de componentes principales (ACP). Para este análisis, la matriz incluyó los sitios de estudio y, como atributos de cada sitio, los valores promedio de los parámetros fisicoquímicos y los porcentajes de uso de suelo; el ACP se realizó con la correlación de Pearson. Con el fin de evaluar el nivel de similitud de los sitios de estudio por sus características de uso del suelo, parámetros fisicoquímicos y sus comunidades biológicas, se elaboraron dos análisis de agrupación jerárquica por correlación de Pearson (AJCP). El dendrograma se construyó con el método de unión por promedios no ponderados y corte automático por entropía. El primero de los análisis (AJCP-I) comprendió los datos de uso de suelo, la H' promedio y las abundancias promedio de las familias de invertebrados acuáticos por sitio de estudio, y el segundo (AJCP-II) se llevó a cabo con los resultados de uso del suelo, el promedio de los parámetros fisicoquímicos, la H' y la abundancia de las familias de IA.

Adicionalmente, se realizó un análisis de correlación de Pearson (CP) para determinar si existe correlación significativa ($p < 0.05$) entre las familias de IA, las condiciones fisicoquímicas de los sitios de estudio y los usos del suelo, y así identificar a los taxa que pudieran ser empleados como potenciales indicadores de alteración por determinado uso de suelo; para ello se empleó una matriz que incluyó los sitios de estudio, y como atributos, los diferentes usos del suelo y los parámetros fisicoquímicos de los sitios de estudio, los valores promedio de abundancia y la H'.

Los datos empleados para los ACP, los AJCP y la correlación de Pearson fueron previamente estandarizados con la ecuación $\ln(x+1)$, y en el caso de los porcentajes, se empleó la fórmula $\arcsin\sqrt{x}$, donde x corresponde al valor por estandarizar. El procesamiento de los datos se llevó a cabo con el paquete estadístico XLSTAT versión 2015.

RESULTADOS

Uso del suelo. El mapa de uso de suelo obtenido para las subcuencas de los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe se muestra en la Figura 2, mientras que los porcentajes correspondientes al área de impacto para cada sitio de estudio por los diferentes usos del suelo se resumen en la Tabla 1. Para el río Chalma-Tembembe, los porcentajes predominantes correspondieron a la categoría vegetación natural, de 75 a 85% en la parte media del río (El Platanar y Casa de la Escuela), y al uso agrícola, de 80 a 86% en la parte alta y baja del río; mientras que el uso urbano obtuvo porcentajes menores a 12% a lo largo de su cauce. Por su parte, en el río Apatlaco se observa que sólo la localidad de Las Truchas cuenta con un porcentaje importante de vegetación natural circundante (≈98%); posteriormente, el curso del río atraviesa por una zona donde el uso del suelo fue sustituido por uso urbano y agrícola, principalmente en las localidades de El Pollo, El Rayo y El Encanto, con porcentajes de 86, 34 y 14% para uso urbano, y de 13, 66 y 86% para uso agrícola, respectivamente; después, algunas localidades correspondientes a la parte baja del cauce principal, como Salida Panocheras, Xochitepec y Xoxocotla, presentaron una combinación de los tres usos de suelo, con porcentajes de 36, 2 y 13% de vegetación natural, y 15, 54 y 78% de uso agrícola, respectivamente; el porcentaje restante correspondió a zonas urbanas. Los sitios de Alpuyecá y Zacatepec presentaron una proporción casi igual entre el uso de suelo agrícola y urbano (≈50%). Por último, en el ramal occidental se observa una fuerte influencia agrícola (92%), con una aportación de la vegetación natural menor a 8%, y el ramal oriental muestra mayor porcentaje de uso de suelo urbano en su parte alta (72%), correspondiente a El Texcal, con algunos parches de vegetación natural menores a 28%, y gran extensión agrícola en los sitios de La Gachupina y Las Juntas (75 y 84%, respectivamente).

Tabla 1. Porcentaje de usos de suelos en el área de influencia de los sitios de estudio, en ríos de la cuenca del Río Balsas, México.

Sitio de estudio	Subcuenca Chalma-Tembembe						Subcuenca Apatlaco													
	CT1	CT2	CT3	CT4	CT5	CT6	AP1	AP2	AP3	AP4	AP5	AP6	AP7	AP8	AP9	AP10	AP11	AP12	AP13	AP14
Vegetación natural	15.8	13.8	76.0	85.4	18.1	18.3	96.9				35.9	2.4		12.8		8.3	8.3	28.1	0.1	11.4
Zona agrícola	82.5	86.2	12.3	4.9	81.9	79.8		13.4	65.8	86.0	14.8	53.7	49.4	78.0	61.3	91.7	91.7		75.0	84.3
Zona urbana	1.7		11.7	9.7		1.9	3.1	86.6	34.2	14.0	49.2	43.9	50.6	9.2	38.7			71.9	24.9	4.3

Caracterización fisicoquímica de los sitios de estudio y su relación con usos del suelo. El ACP de usos del suelo y parámetros fisicoquímicos ordenó los sitios de estudio en gradientes ambientales y de uso del suelo. En el primer componente (que incorpora 41.60% de la varianza explicada), muestra un gradiente en el uso del suelo, con los sitios de la mayor cobertura con vegetación natural hacia el margen izquierdo y en donde el cauce del río presenta las aguas con mayor contenido de oxígeno; mientras que en el extremo derecho se observa una combinación de usos del suelo agrícola y urbano y se presentan altos valores de nutrientes, alto grado de mineralización de los cuerpos de agua y valores altos de conductividad. El segundo componente aportó 18.54% de la varianza explicada y mostró un gradiente de los sitios más mineralizados por sus valores altos de dureza, sulfatos y conductividad en los cuadrantes superiores, mientras que en los inferiores se presenta la mayor concentración de compuestos nitrogenados, en combinación con ortofosfatos, fósforo total y DBO₅. De esta forma, el diagrama del ACP (Fig. 3) muestra la asociación de los sitios de estudio en dos grandes grupos: los sitios ubicados en los cuadrantes del margen izquierdo con la mayor cobertura de vegetación natural, entre ellos destaca Las Truchas (en el extremo izquierdo del diagrama), por tener el mayor por-

centaje de cobertura vegetal natural (≈98%), además de mostrar la menor concentración de nutrientes, otros iones, coliformes fecales y totales, y la mayor concentración de oxígeno disuelto; otro conjunto de sitios asociados a un alto porcentaje de cobertura vegetal natural lo conforman los seis puntos de estudio del río Chalma-Tembembe, además de Buenavista 1 y El Texcal; los siete primeros sitios, además de su cubierta de vegetación natural, tienen una moderada concentración de nutrientes, mientras que El Texcal se caracteriza por su baja concentración de nutrientes y altos valores de oxígeno disuelto (a pesar de encontrarse en una zona urbana). Por otro lado, en el extremo derecho del diagrama se ubicaron aquellos sitios en los que el uso del suelo está dominado por una combinación de uso urbano y actividad agrícola. En este grupo se pueden diferenciar dos subgrupos: los sitios Alpuyeca, Las Juntas, Xoxocotla, Zacatepec y Xochitepec, que no sólo presenta esta combinación, sino que la calidad del agua denota altos valores de dureza, sulfatos, alcalinidad, conductividad y presentan aguas cálidas. El segundo subgrupo está compuesto por El Pollo, El Rayo, El Encanto, Salida Panocheras, La Gachupina y Buenavista 2, en los que la calidad de agua se caracteriza por presentar valores altos de coliformes fecales y totales, nitritos, nitratos, nitrógeno amoniacal, nitrógeno total, fósforo

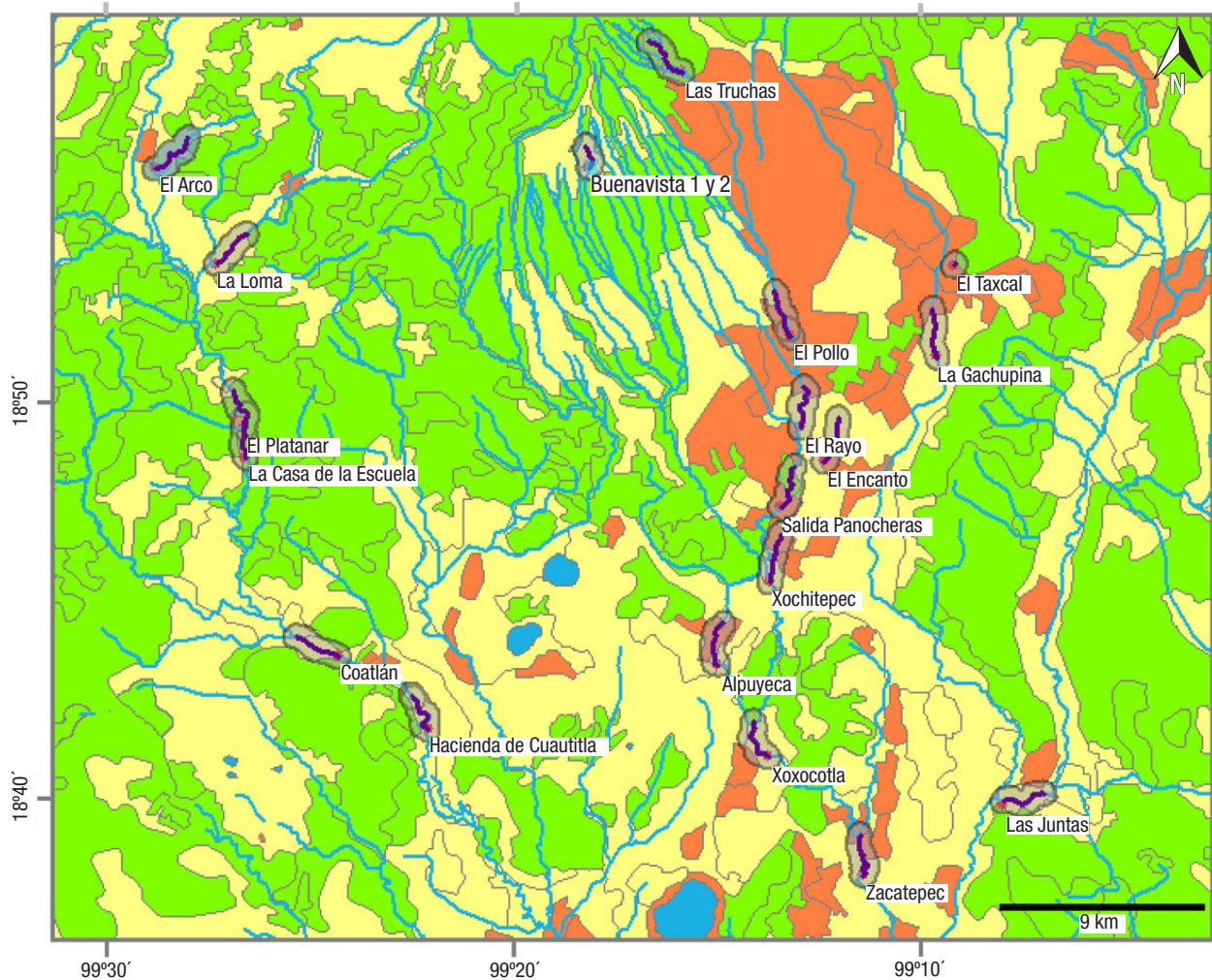


Figura 2. Mapa de uso de suelo para los sitios de estudio de las subcuencas del Río Balsas, México. Apatlaco y Chalma-Tembembe. Las áreas sombreadas representan el área de influencia para cada sitio. Verde: vegetación natural; Amarillo: Zona agrícola y Naranja: Zona urbana.

total, color y cloruros, factores que ponen de manifiesto que estos sitios presentan gran influencia de las aguas residuales de las zonas urbanas.

Invertebrados acuáticos. Se registraron en total 66 taxa, distribuidos en cinco phyla, siete clases, 21 órdenes y 63 familias; algunos de ellos se identificaron hasta clase, como fue el caso de los *Oligochaeta*, *Hirudinea* y *Turbellaria* (Tabla 2). Las variaciones de las abundancias y la riqueza promedio del elenco de invertebrados acuáticos por sitio de estudio se resumen en la Tabla 3, en la que se aprecia que en los sitios correspondientes al río Chalma-Tembembe existe una mayor riqueza de taxa presentes a lo largo de su cauce (24 a 32 familias), con respecto a algunos sitios del río Apatlaco, donde se observaron sitios con una mínima riqueza de familias, principalmente en la región media del cauce principal; por ejemplo: El Pollo presentó 13; El Rayo, 20; El Encanto, 5; Salida Panocheras, 11; Xochitepec, 12; La Gachupina, 19; Las Juntas, 21, y Alpuyeca, 13 familias. Cabe mencionar que algunos taxa están presentes en todos los sitios de estudio, aunque con abundancias muy diferentes, por ejemplo, los quironómidos y oligoquetos; mientras que otros únicamente se presentaron en un sitio, como en el caso de las familias *Blaberidae*, *Ephyridae* e *Hydroptilidae*. Por otra parte, el sitio de Las Truchas fue el que presentó la mayor cantidad de taxa (35), incluyendo la familia *Perlidae*, que fue exclusiva de este lugar, así como los valores más altos de diversidad (>3). Por su parte, las localidades en la parte más baja del río Apatlaco en las que predominó el uso del suelo agrícola, la riqueza de familias se recuperó y alcanzó valores de 21 a 26 familias, en Xoxocotla, Zacatepec y Las Juntas. Con respecto a la diversidad, los valores de H' mostraron variaciones entre sitios de estudio (Fig. 4); el río Chalma-Tembembe obtuvo puntajes de 2.0 a 3.55 en los sitios correspondientes a la parte alta del cauce (El Arco y La Loma); de 1.72 a 3.11 en la parte media (El Platanar y Casa de la Escuela), y de 1.84 a 3.02 en la parte baja (Coatlán y Hacienda de Cuautlita). En el cauce principal del río Apatlaco, Las Truchas obtuvo valores de H' superiores a los 3 puntos, lo que lo hace el sitio más diverso; en los siguientes tres sitios (El Pollo, El Rayo y El Encanto), ubicados en la parte media, se obtuvieron valores promedio inferiores a los 2 puntos, mientras que en la parte baja la diversidad vuelve a

incrementarse alrededor de los 2.3. El ramal occidental (Buenavista 1 y 2) se mantuvo con valores alrededor de 1.74 y 2.02 puntos, mientras que el ramal oriental presentó una tendencia similar al cauce principal del río, aunque los valores promedio oscilaron entre 0.7 y 1.36 puntos.

El AJCP-I elaborado con los datos de uso del suelo y las abundancias promedio de IA (Fig. 5) muestra cuatro grupos a un nivel de corte de 0.605: el grupo I, formado por una unidad aislada, el sitio de Las Truchas, el cual presentó los valores más altos de H' y una abundancia moderada de diferentes familias (Tabla 3); el grupo II (≈87% de similitud), formado por El Platanar y la Casa de la Escuela, que estuvieron asociados principalmente por sus altos valores de vegetación natural, y con valores de H' entre 2 y 3 puntos y una menor riqueza de familias de IA con respecto a Las Truchas, aunque algunas de ellas presentaron mayor abundancia de individuos, como las familias *Hydropsychidae* y *Leptohephyidae*; el grupo III, en el que se reunieron 12 sitios con 64% de similitud divididos en tres subgrupos; el subgrupo a (86% de similitud), que comprende los sitios de Buenavista 1 y 2, caracterizados por una fuerte influencia agrícola, puntajes de H' menores a 2.5 y una mayor variedad de dípteros y coleópteros; el subgrupo b (78% de similitud), donde se encuentran Coatlán, Hacienda de Cuautlita, Xoxocotla, Zacatepec, El Arco y La Loma, donde predomina el uso de suelo agrícola combinado con una escasa vegetación natural, valores de H' ≈2.5 puntos y una mayor abundancia principalmente de tricópteros, odonatos y algunos dípteros, y el subgrupo c (≈78% de similitud), que contempla a Alpuyeca, Las Juntas, La Gachupina y El Encanto, donde predomina el uso del suelo agrícola seguido de zonas urbanas, valores bajos de H' y comunidades dominadas por diversos dípteros (principalmente quironómidos) y bajas abundancias de tricópteros y efemerópteros; y, finalmente, el grupo IV, que comprende dos subgrupos: el subgrupo d (≈62% de similitud), correspondiente a El Texcal, que posee un alto porcentaje de uso de suelo urbano, valores de H' menores a 1.5 puntos y una mayor abundancia de la familia *Hyalellidae*, con presencia de algunos tricópteros, moluscos, efemerópteros y odonatos; y el subgrupo e (76% de similitud), con El Pollo, El Rayo, Salida Panocheras y Xochitepec, que se caracterizaron por la influencia del uso del suelo urbano

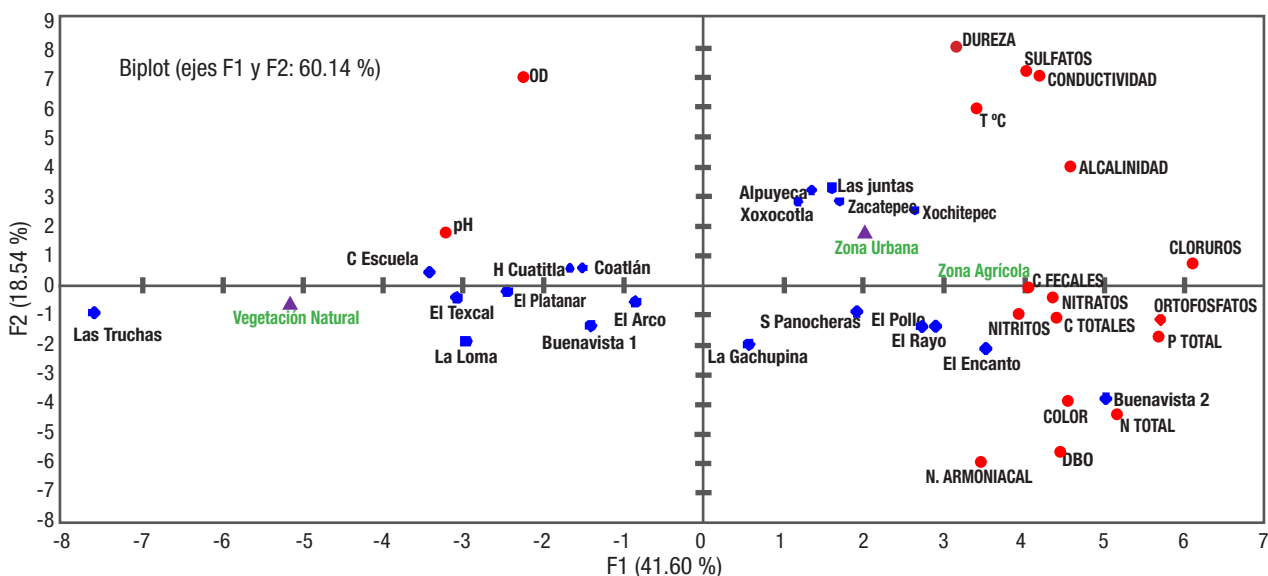


Figura 3. Diagrama del análisis de componentes principales donde se distribuyen los sitios de estudio, de la subcuenca del río Balsas, México, de acuerdo a los usos de suelo y parámetros fisicoquímicos.

Tabla 2. Elenco sistemático de las familias de macroinvertebrados acuáticos de los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe, México.

Phylum	Clase	Orden	Familia
Annelida	*Hirudinea		
Arthropoda	*Oligochaeta	Lumbriculida	
	Insecta	Blattodea	*Blaberidae
		Coleoptera	*Dryopidae *Dytiscidae *Elmidae *Gyrinidae *Hydrophilidae *Ptilodactylidae *Scirtidae *Staphylinidae *Culicidae *Chironomidae *Dixidae *Ephyridae *Muscidae *Psychodidae *Scathophagidae *Simuliidae *Stratiomyidae *Syrphidae *Tabanidae *Tipulidae
		Diptera	*Baetidae *Caenidae *Heptageniidae *Leptohiphidae *Leptophlebiidae *Belostomatidae *Corixidae *Hebridae *Naucoridae *Nepidae *Notonectidae *Saldidae *Pyralidae *Corydalidae *Aeshnidae *Calopterygidae *Coenagrionidae *Cordulegastridae *Gomphidae *Lestidae *Libellulidae
		Ephemeroptera	*Perlidae *Glossosomatidae *Helicopsychidae *Hydrobiosidae *Hydropsychidae *Hydroptilidae *Lepidostomatidae *Philopotamidae *Polycentropodidae *Hyalellidae *Cambaridae *Pseudothelphusidae
		Hemiptera	*Asellidae *Sphaeriidae *Corbiculidae *Physidae *Planorbidae *Ancyliidae *Hydrobiidae *Thiaridae *Gordiidae
		Lepidoptera	
		Megaloptera	
		Odonata	
		Plecoptera	
		Trichoptera	
	Malacostraca	Amphipoda	
		Decapoda	
Mollusca	Bivalvia	Isopoda	
	Gastropoda	Heterodonta	
		Veneroida	
		Basommatophora	
		Lymnophila	
		Neotaenioglossa	
Nematomorpha		Gordioidea	
Platyhelminthes	*Turbellaria	Tricladida	

* Nombres empleados en el presente estudio.

y valores de H' inferiores a 2.5 puntos, y por la presencia de dípteros, isópodos y moluscos principalmente.

Por último, el AJCP-II, que contempla las características fisicoquímicas, los usos del suelo, la abundancia y la diversidad H' (Fig. 6), se paró seis grupos: el grupo I aisló a Las Truchas del resto por presentar los valores más altos de H', mayor cobertura vegetal y menor concentración de nutrientes y otros iones en el agua; en el grupo II se encuentra únicamente El Texcal, principalmente por la baja concentración de nutrientes, y sus valores de H' fueron moderados (≈ 2 puntos); en el

grupo III se asociaron El Platanar y la Casa de la Escuela, con $\approx 97\%$ de similitud debido a su cobertura vegetal y por compartir algunas familias de odonatos, coleópteros, tricópteros, efemerópteros, entre otros; el grupo IV incluye Xochitepec, El Pollo, El Rayo y Salida Panocheras, con 94% de similitud, sitios que están asociados a un uso del suelo urbano en combinación con uso agrícola y bajos valores de H'; el grupo V comprende La Gachupina, El Encanto, Buenavista 1 y 2, con 93% de similitud, todos fuertemente influenciados por un uso del suelo agrícola, y el grupo VI, en el que se encuentran El Arco, La Loma, Coatlán, Hacienda de Cuautlita, Xoxocotla, Alpuyecá, Zacatepec y Las Juntas; todos

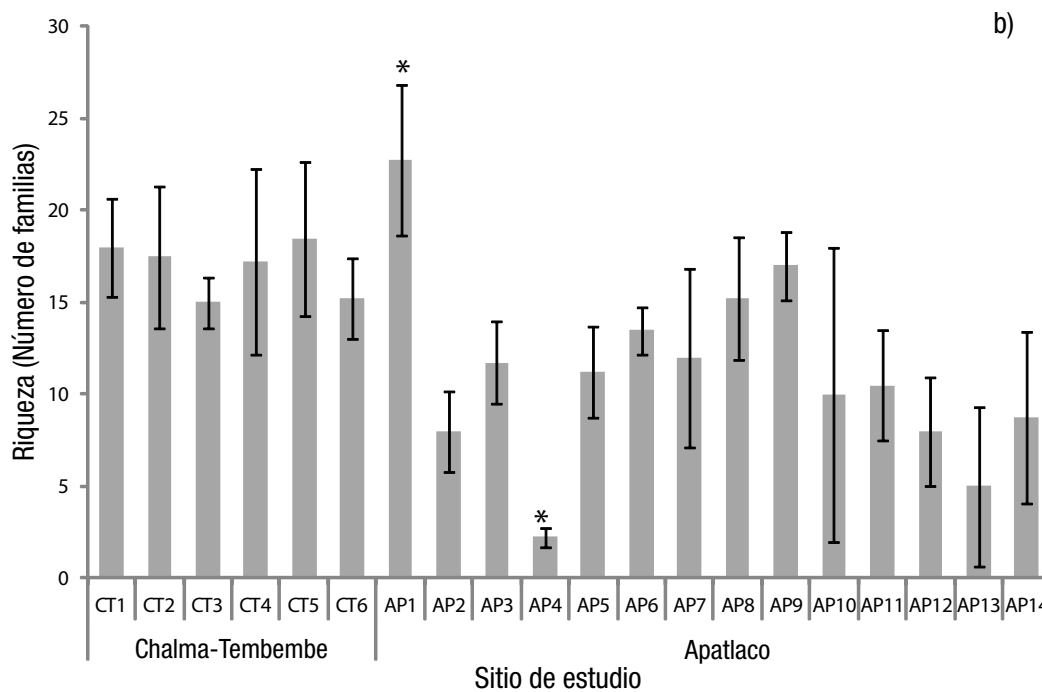
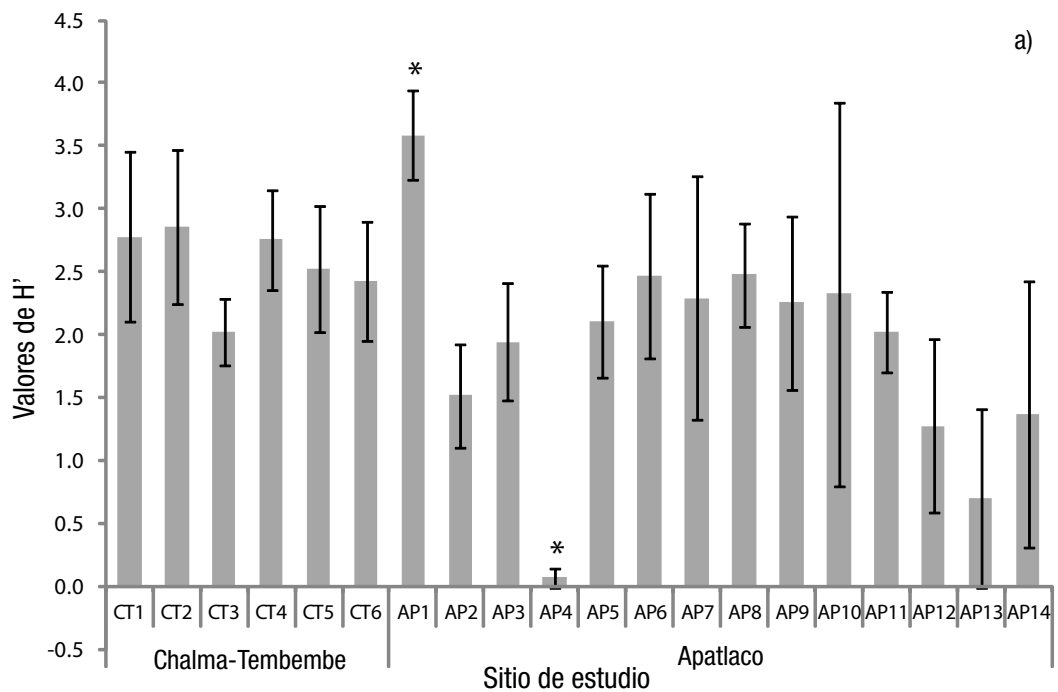
Tabla 3. Valores de las abundancias promedio de macroinvertebrados acuáticos, la riqueza total y riqueza promedio por sitio de estudio en los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe, México.

TAXA	CT1	CT2	CT3	CT4	CT5	CT6	AP1	AP2	AP3	AP4	AP5	AP6	AP7	AP8	AP9	AP10	AP11	AP12	AP13	AP14
Aeshnidae	0.1			0.1																
Ancyliidae								0.1	0.1		0.1									
Asellidae							0.2	53.0	17.9		12.2	6.8			0.1				0.1	
Baetidae	4.3	1.4	2.1	3.5	6.5	5.0	12.6	5.9	1.2		9.6	3.8	2.4	6.8	2.8		6.5	15.6	0.1	3.4
Belostomatidae	2.7	0.2	2.4	1.8	1.3	1.0	3.8		0.1			0.1	0.3	0.2	0.8	4.4	0.9			0.1
Blaberidae	0.1																			
Caenidae		0.1																		
Calopterygidae	0.4	7.4	1.9	1.6	4.5	1.4	0.1	0.1	0.3			0.5	2.7	4.3	0.9	1.1			0.3	0.1
Cambaridae						0.1														
Chironomidae	26.9	9.5	3.2	3.6	1.0	1.5	3.2	29.2	34.6	99.1	42.9	22.0	45.9	4.5	15.6	12.8	26.6	13.8	82.8	58.6
Coenagrionidae	10.6	1.1	0.2	0.4	2.1	3.1	0.9		1.6		1.1	3.3	5.9	6.1	0.6	10.0	0.9	0.1		0.4
Corbiculidae													6.9	0.1						1.3
Cordulegastridae							0.2													
Corixidae	1.0	0.1	1.4	7.3	0.1		0.2									5.0	2.2			
Corydalidae	6.3	6.4	3.6	2.9	0.5	2.4	6.4						0.3	1.2	1.1	7.2	0.6			1.0
Culicidae	2.8			0.2												2.2	20.8			
Dixidae							0.2									1.7				
Dryopidae		0.1	0.5	11.1	0.9	0.1	0.3								0.1					
Dytiscidae	0.5	0.2	0.2	0.7					0.1							6.7	2.3	0.9		
Elmidae	0.3	6.3	5.2	2.4	0.9	2.2	19.2		0.1				2.4	0.2	0.4	0.6	0.2	0.1		
Ephydriidae																				0.1
Glossosomatidae							0.3								0.1	0.4				
Gomphidae	0.1	0.9	1.0	1.4	0.9							0.1	1.9	0.1	0.1					0.1
Gordiidae		0.1					0.1									0.6				
Gyrinidae		0.5																		
Hebridae		0.1					1.8											0.2		
Helicopsychidae							0.6												0.1	
Heptageniidae							3.9													
Hirudinea	0.1	0.1			0.3	0.1	0.1	4.1	2.8		1.7	3.3	1.9	0.2	0.7				0.2	0.6
Hyalellidae									30.1		9.7	9.2							56.2	

Tabla 3 (continuación).

TAXA	CT1	CT2	CT3	CT4	CT5	CT6	AP1	AP2	AP3	AP4	AP5	AP6	AP7	AP8	AP9	AP10	AP11	AP12	AP13	AP14	
Hydrobiidae					0.2									0.6	0.2					0.6	
Hydrobiosidae					0.1		0.5														
Hydrophilidae	1.1	0.7	0.2	1.7	1.8	0.1	2.6		0.2		0.4	1.5	0.3	0.1		11.7	7.3	0.6		2.8	
Hydropsychidae	26.9	41.7	63.7	36.6	50.0	57.6	7.4			0.3	0.7	34.8	15.7	40.1	60.5	5.6		0.1	0.2	9.2	
Hydroptilidae														0.1							
Lepidostomatidae							0.2														
Leptohyphidae	0.7	0.3	9.1	7.6	16.7	11.2	0.5					3.5	2.7	8.5	6.7	3.3				1.0	
Leptophlebiidae	0.4		0.1	0.1	1.1	2.8	3.3						1.1	19.9	5.0					11.7	
Lestidae	0.1	0.1					2.5		0.1			0.1				3.9	2.5	2.9			
Libellulidae	1.4	1.7	1.1	1.5	1.4	0.6	0.2			0.0	0.5	0.2	0.3	0.5	0.1	0.6	0.1			1.0	
Muscidae																			0.1		
Naucoridae	0.1			0.1	0.1	0.1													0.1		
Nepidae																			0.1		
Notonectidae	0.1	0.1		0.3			0.5	0.1								1.1	1.6	0.6			
Oligochaeta	1.9	2.8	0.3	0.4	1.2	1.2	3.3	0.4	0.2	0.4	0.7	1.6	3.2	5.0	1.4	3.3	2.1	1.9	3.8	4.7	
Perlidae							1.6														
Philopotamidae					0.1		1.1														
Physidae	2.8	9.3	0.5	3.9	1.5	1.9		2.9	6.6		13.1	1.5	1.9	0.8	0.4				5.4	7.5	0.1
Planorbidae					0.1	0.9		0.1			0.2		0.3	0.1	0.2				0.2		
Polycentropodidae							3.8									2.8			0.4		
Pseudothelphusidae	0.1		0.1		0.3														0.6		
Psychodidae								0.4	0.1		0.2								0.1	0.1	
Ptilodactylidae			0.1		0.1																
Pyralidae		1.5	0.5	0.5										0.1							
Saldidae	0.1																				
Scathophagidae		0.1																			
Scirtidae				6.4																	
Simuliidae	0.9	2.9		0.4	3.9	4.1	10.3	1.3	0.1		1.6	0.5	1.6	0.2	1.3	13.9	23.2		4.8	0.3	
Sphaeriidae			0.1	2.2	0.1				0.3			0.1									
Staphylinidae		0.2	0.1				1.2					0.1	0.3	0.1	0.1		0.5				
Stratiomyidae					0.1						0.6								0.1		
Syrphidae										0.1	0.1						0.3				
Tabanidae	0.6	0.1	2.5	1.0	1.5	0.5								0.1		0.5					
Thiaridae		0.1			0.2	0.1							2.4	0.1	0.2				0.1	2.4	
Tipulidae	1.2	3.1		0.1			6.5	0.1			0.1					1.7	0.3		0.1		
Turbellaria	5.5	0.5	0.1	0.2	0.7	2.0	0.2	2.6	3.5		4.6	7.0			0.5			0.2			
Riqueza total	30	32	25	29	30	24	35	13	20	5	19	20	21	26	24	21	22	19	12	21	
Riqueza promedio	18	18	15	17	19	15	23	8	12	2	11	14	12	15	17	10	11	8	5	9	

Clave de localidades: El Arco (CT1), La Loma (CT2), El Platanar (CT3), Casa de la Escuela (CT4), Coatlán (CT5), Hacienda de Cuautlita (CT6), Las Truchas (AP1), El Pollo (AP2), El Rayo (AP3), El Encanto (AP4), Salida Panocheras (AP5), Xochitepec (AP6), Alpuyeca (AP7), Xoxocotla (AP8), Zacatepec (AP9), Buenavista 1 (AP10), Buenavista 2 (AP11), El Texcal (AP12), La Gachupina (AP13) y Las Juntas (AP14).



Figuras 4a-b. Valores del Índice de diversidad de Shannon-Wiener (a) y riqueza de familias (b) por sitio de estudio en subcuencas del Río Balsas, México. Los asteriscos representan diferencia significativa ($p < 0.05$). El Arco (CT1), La Loma (CT2), El Platanar (CT3), Casa de la Escuela (CT4), Coatlán (CT5), Hacienda de Cuautlita (CT6), Las Truchas (AP1), El Pollo (AP2), El Rayo (AP3), El Encanto (AP4), Salida Panocheras (AP5), Xochitepec (AP6), Alpuyeca (AP7), Xoxocotla (AP8), Zacatepec (AP9), Buenavista 1 (AP10), Buenavista 2 (AP11), El Texcal (AP12), La Gachupina (AP13) y Las Juntas (AP14).

con una alta proporción de uso de suelo agrícola, además de presentar valores de H' moderados y estar ubicados en la parte baja del cauce principal y en la parte media y baja del ramal oriental.

Los resultados del análisis de correlación de Pearson, derivados de la matriz de datos que incluyó los porcentajes de uso de suelo, el promedio de los parámetros fisicoquímicos, abundancia de IA y valores de H', se resumen en la Tabla 4, en la que se observa que las familias *Belostomatidae*, *Cordulegastridae*, *Corixidae*, *Corydalidae*, *Dryopidae*, *Elmidae*, *Hebridae*, *Helicopsychidae*, *Heptageniidae*, *Hydrobiosidae*, *Lepidostomatidae*, *Libellulidae*, *Perlidae*, *Philopotamidae*, *Polycentropodidae*, *Scirtidae*, *Staphylinidae* y *Tabanidae* presentaron una correlación positiva estadísticamente significativa ($p < 0.05$) con la cobertura natural de vegetación; por otro lado, las familias *Ancylidae*, *Asellidae*, *Chironomidae*, *Hyalellidae*, *Psychodidae* y la clase *Hirudinea* mostraron una correlación positiva y significativa ($p < 0.05$) con el uso de suelo correspondiente a zonas urbanas. Ninguna familia se correlacionó positivamente con el uso de suelo agrícola; sin embargo, se detectaron correlaciones negativas ($p < 0.05$) con las familias *Baetidae*, *Cordulegastriidae*, *Helicopsychidae*, *Heptageniidae*, *Lepidostomatidae* y *Perlidae*.

DISCUSIÓN

Análisis fisicoquímico. El ACP evidenció un gradiente de las condiciones fisicoquímicas de los sitios de estudio en asociación con los usos

del suelo y los parámetros de calidad del agua. Este análisis mostró que el único sitio con el mayor porcentaje de vegetación natural (Las Truchas) se asocia con el buen grado de conservación de la calidad del agua, que posee mayor concentración de oxígeno disuelto y menor concentración de nutrientes (compuestos nitrogenados y fósforo); a diferencia de El Texcal que, aunque es un manantial, se asoció con los sitios del río Chalma-Tembembe en los cuadrantes 3 y 4 del ACP, donde se denota una mayor carga de nutrientes. El ACP revela que los sitios influenciados por suelos agrícolas tienen una mayor carga de materia orgánica, al presentar los valores más altos de DBO_5 , color y coliformes, y la mayor concentración de nitratos, nitritos, nitrógeno amoniacal, nitrógeno total, ortofosfatos y fósforo total. Las zonas agrícolas suelen permitir una mayor erosión de suelos, lo que puede favorecer el ingreso de materia orgánica de la cuenca de captación y, como consecuencia, incrementar la DBO_5 y los nutrientes en el curso de los ríos, como lo han detectado Egler *et al.*, (2012) y Ribeiro *et al.* (2014); además, en este estudio, debido a que se incorporó a las zonas pecuarias dentro de la zonas agrícolas, el aumento de coliformes en éstas puede atribuirse a la actividad pecuaria. Por otra parte, los sitios con influencia urbana presentaron mayor conductividad, alcalinidad, dureza y concentración de cloruros. Los valores altos de H' en ríos poco perturbados, la alta concentración de nutrientes por el efecto de zonas agrícolas y la presencia de valores altos de conductividad y otros iones en ríos urbanos han sido reportados por otros autores para ríos de países como Corea

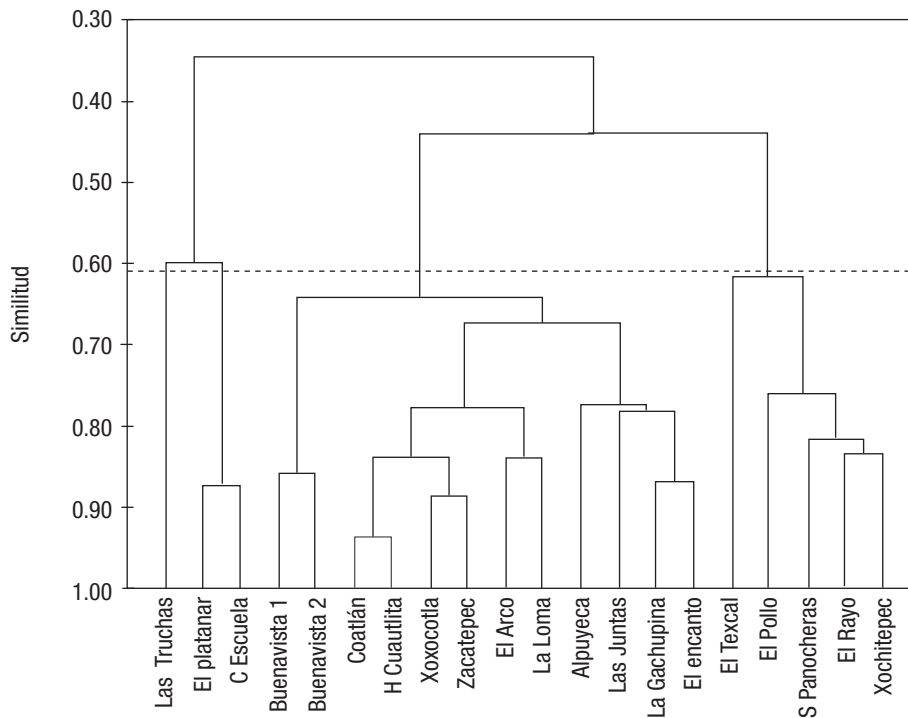


Figura 5. Análisis de agrupamiento para los sitios de estudio de los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe, México, empleando datos de los usos de suelo, abundancias de invertebrados acuáticos y valores del índice de diversidad (H').

Tabla 4. Análisis de correlación de Pearson de las familias de macroinvertebrados acuáticos y los parámetros fisicoquímicos con los usos de suelo para los Ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe, México. Los números en negrita representan significancia estadística ($p < 0.05$). El sombreado representa la correlación positiva con el uso de suelo.

Variables	Natural	Agrícola	Urbana	Variables	Natural	Agrícola	Urbana
Vegetación natural	1.00	-0.61	-0.31	Vegetación natural	1.00	-0.61	-0.31
Zona Agrícola	-0.61	1.00	-0.54	Zona Agrícola	-0.61	1.00	-0.54
Zona urbana	-0.31	-0.54	1.00	Zona urbana	-0.31	-0.54	1.00
Aeshnidae	0.33	-0.11	-0.18	Notonectidae	0.39	-0.24	-0.22
Ancyliidae	-0.27	-0.21	0.54	Oligochaeta	-0.07	0.25	-0.21
Asellidae	-0.28	-0.26	0.64	Perlidae	0.58	-0.45	-0.16
Baetidae	0.43	-0.52	0.21	Philopotamidae	0.58	-0.42	-0.20
Belostomatidae	0.64	-0.13	-0.55	Physidae	-0.07	-0.22	0.39
Blaberidae	0.01	0.17	-0.19	Planorbidae	-0.07	-0.01	0.11
Caenidae	-0.01	0.20	-0.27	Polycentropodidae	0.53	-0.42	-0.17
Calopterygidae	0.12	0.21	-0.36	Pseudothelphusidae	0.17	-0.25	0.07
Cambaridae	0.02	0.16	-0.18	Psychodidae	-0.29	-0.21	0.58
Chironomidae	-0.58	0.14	0.47	Ptilodactylidae	0.30	-0.07	-0.17
Coenagrionidae	-0.05	0.36	-0.32	Pyrilidae	0.44	-0.15	-0.27
Corbiculidae	-0.22	0.10	0.13	Saldidae	0.01	0.17	-0.19
Cordulegastridae	0.58	-0.45	-0.16	Scathophagidae	-0.01	0.20	-0.27
Corixidae	0.54	-0.15	-0.39	Scirtidae	0.45	-0.33	-0.07
Corydalidae	0.61	-0.01	-0.64	Simuliidae	0.06	0.20	-0.38
Culicidae	-0.01	0.32	-0.40	Sphaeriidae	0.38	-0.30	-0.03
Dixidae	0.24	-0.01	-0.32	Staphylinidae	0.46	-0.25	-0.27
Dryopidae	0.60	-0.35	-0.21	Stratiomyidae	0.16	-0.29	0.26
Dytiscidae	0.23	0.03	-0.32	Syrphidae	-0.14	0.24	-0.16
Elmidae	0.73	-0.35	-0.41	Tabanidae	0.51	-0.07	-0.42
Ephydriidae	-0.03	0.19	-0.14	Thiaridae	-0.27	0.26	-0.01
Glossosomatidae	0.05	-0.12	0.05	Tipulidae	0.42	-0.09	-0.43
Gomphidae	0.41	-0.15	-0.24	Turbellaria	-0.16	-0.08	0.33
Gordiidae	0.27	0.04	-0.43				
Gyrinidae	-0.01	0.20	-0.27	Nitratos	-0.52	0.07	0.53
Hebridae	0.55	-0.36	-0.25	Nitritos	-0.39	-0.14	0.64
Helicopsychidae	0.59	-0.55	-0.06	N amoniacal	-0.37	0.39	-0.14
Heptageniidae	0.58	-0.45	-0.16	N total	-0.45	0.31	0.13
Hirudinea	-0.46	-0.11	0.67	Ortofosfatos	-0.64	0.12	0.57
Hyalellidae	-0.09	-0.34	0.53	P total	-0.60	0.11	0.55
Hydrobiidae	-0.13	0.27	-0.12	Sulfatos	-0.57	0.25	0.38
Hydrobiosidae	0.57	-0.39	-0.23	Dureza	-0.36	0.28	0.13
Hydrophiliidae	0.41	0.05	-0.53	Color	-0.31	0.19	0.16
Hydropsychidae	0.33	0.08	-0.38	Alcalinidad	-0.40	0.49	-0.09
Hydroptilidae	-0.02	0.14	-0.07	Cloruros	-0.65	0.44	0.22
Lepidostomatidae	0.58	-0.45	-0.16	C totales	-0.51	0.65	-0.17
Leptohyphidae	0.28	0.04	-0.28	C fecales	-0.48	0.63	-0.18
Leptophlebiidae	0.08	0.16	-0.23	DBO ₅	-0.53	0.49	-0.06
Lestidae	0.33	-0.28	-0.13	OD	0.26	-0.40	0.26
Libellulidae	0.53	0.05	-0.53	pH	0.47	-0.02	-0.45
Muscidae	-0.06	0.25	-0.27	Conductividad	-0.49	0.34	0.20
Naucoridae	0.30	-0.14	-0.16	Temperatura	-0.44	0.32	0.20
Nepidae	-0.06	0.25	-0.27	H'	0.47	-0.20	-0.25

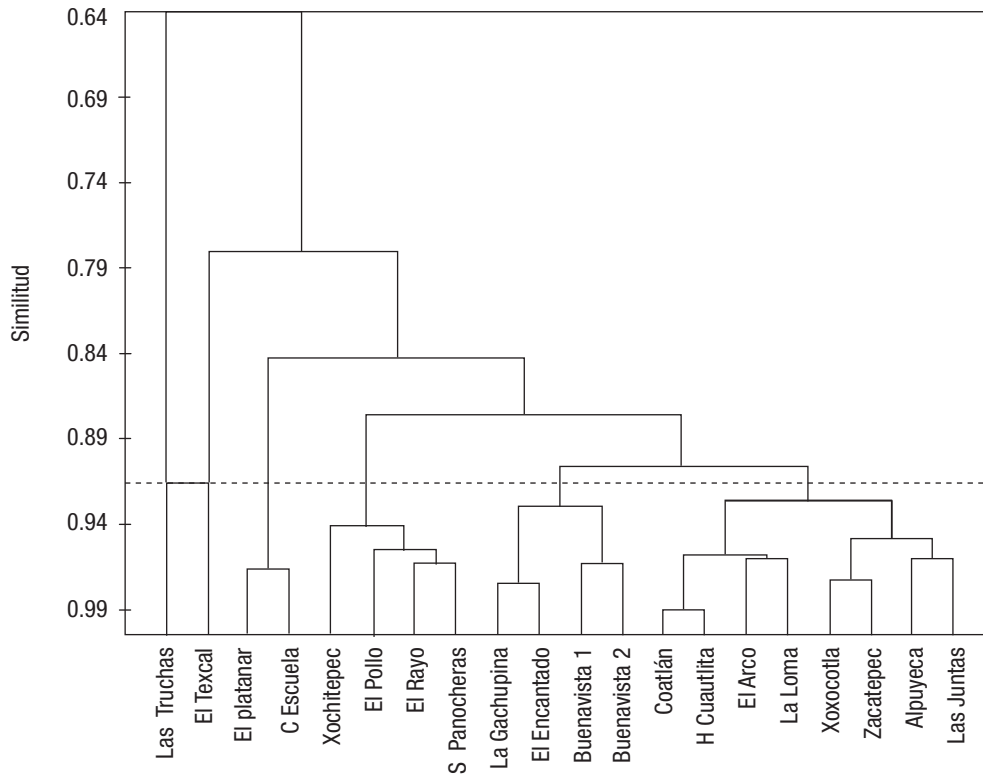


Figura 6. Análisis de agrupamiento para los sitios de estudio de los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe, empleando datos de los usos de suelo, parámetros fisicoquímicos, abundancias de invertebrados acuáticos y valores de H'.

(Yung-Chul *et al.*, 2011), Uganda (Kasangaki *et al.*, 2008), Etiopía (Mereta *et al.*, 2012), Italia (Ravera, 2001), La India (Singh *et al.*, 2005), entre otros.

Invertebrados acuáticos. Los valores obtenidos para el índice de diversidad de Shannon-Wiener mostraron variaciones significativas ($p < 0.05$) entre los sitios de estudio (particularmente en Las Truchas y El Encanto, que, a su vez, presentaron el máximo y el mínimo de riqueza de familias, respectivamente); estas diferencias pueden atribuirse al grado de impacto antropogénico (Latha & Thanga, 2010) ocasionado por el tipo de descargas que se vierten a los cuerpos de agua, así como por el tipo de uso de suelo predominante en sus áreas de impacto, lo cual influye en la calidad del agua y, por lo tanto, en la calidad del entorno para el desarrollo de los invertebrados acuáticos, favoreciendo a los organismos capaces de habitar en ambientes hostiles (Luna *et al.*, 2002; Azrina *et al.*, 2005; Kasangaki, *et al.*, 2008; Guevara, 2011).

Si comparamos los grupos obtenidos en el AJCP-I (usos de suelo + H' + abundancia de IA) con los del AJCP-II (usos de suelo + H' + abundancia de IA+ factores fisicoquímicos), encontramos que el segundo fue más eficiente al agrupar los sitios, ya que los grupos formados reflejaron de una manera más fiel las condiciones prevalientes en ambas subcuencas. De esta manera, en el río Apatlaco, el sitio de

Las Truchas (grupo I) se aisló de todos los demás sitios por poseer los valores más altos de H' y una mayor riqueza de familias de invertebrados acuáticos, incluyendo principalmente efemerópteros, plecópteros, tricópteros y coleópteros, lo cual refiere a una comunidad diversa y compleja, condición que se puede atribuir a la abundante cobertura vegetal en el sitio y que coincide con lo encontrado por Azrina *et al.* (2005) en un río de Malasia, por Guevara-Cardona *et al.* (2006) en Chile, y por Mereta *et al.* (2012) en un río de Etiopía, donde reportan valores altos de diversidad en zonas poco perturbadas. Posteriormente, El Texcal (grupo II) es un sitio muy particular del río Apatlaco, ya que presentó organismos característicos de aguas tranquilas, como los de las familias *Baetidae*, *Hyalellidae* y *Pseudothelphusidae*; su baja diversidad puede ser consecuencia de la canalización del agua para consumo humano, lo cual dificulta el desarrollo de una buena cobertura vegetal y la diversificación del hábitat (Aura *et al.*, 2010). En la parte media el río Chalma-Tembembe encontramos al grupo III, donde existe un porcentaje considerable de cobertura vegetal ($\approx 80\%$); sin embargo, no hubo mucha variación en cuanto a la composición del elenco taxonómico a lo largo de este río, y se observó, de manera general, una dominancia ($> 50\%$) de la familia *Hydropsychidae*, seguida en menor medida de la familia *Leptohyphidae* ($\approx 15\%$), pertenecientes a los órdenes *Trichoptera* y *Ephemeroptera*, respectivamente, ambos indicadores de buena calidad del agua (Gamboa *et al.*, 2008), además de algunos odonatos y

coleópteros, que son organismos capaces de habitar ambientes moderadamente perturbados (Kasangaki *et al.*, 2008).

Por otra parte, en el grupo IV predominaron organismos de las familias *Asellidae* y *Chironomidae*; además, tuvo presencia de los grupos *Hirudinea* (sanguijuelas), *Oligochaeta* (lombrices) y *Turbellaria* (planarias), característicos de ríos urbanos con un alto impacto ocasionado por los efluentes industriales y municipales, donde el agua presenta bajos niveles de oxígeno disuelto y altas concentraciones de materia orgánica (Alonso & Camargo, 2005; Naranjo & González, 2007), al igual que lo reportado por Vivas *et al.* (2002) para ríos mediterráneos. El grupo V estuvo casi exclusivamente dominado por la familia *Chironomidae* (>90%) en los sitios de El Encanto y La Gachupina, mientras que en Buenavista 1 y 2 se presentaron abundancias importantes de dípteros (principalmente quironómidos), hemípteros y algunos coleópteros. El grupo VI fue el más grande de todos, ya que asoció a los sitios por su actividad agrícola, contemplando cuatro sitios del río Chalma-Tembembe y cuatro del río Apatlaco: Xoxocotla, Zacatepec, Alpuyeca y Las Juntas, que son sitios de la parte baja del cauce principal del río; este grupo estuvo dominado por la familia *Hydropsychidae* (> 50%), con la presencia de la familia *Leptohyphidae*, de algunos moluscos y dípteros; el subgrupo b también presentó una gran abundancia para la familia *Hydropsychidae*, aunque aquí estuvieron mejor representados los efemerópteros y quironómidos y se encontró una mayor variedad y abundancia de odonatos. Las variaciones encontradas en los ensambles de IA y los valores de H' de los grupos V y VI parecen estar relacionadas con el grado de impacto del cuerpo de agua, como lo mencionan Misrendino *et al.*, (2008) y Guevara (2011), ya que cada taxa presenta una tolerancia diferente a la contaminación (Dang *et al.*, 2009). Lo anterior también se justifica con el análisis de correlación de Pearson, donde se observa una correlación positiva de las familias indicadoras de mala calidad del agua con la zona urbana y algunas de las familias ya reportadas como indicadores de buena calidad acuática, como es el caso de los efemerópteros, plecópteros y tricópteros.

De manera general, se puede apreciar que el río Apatlaco presenta un mayor grado de impacto debido a la combinación de usos de suelo que se encuentran a lo largo de su cauce y por el efecto de la conectividad de la cuenca de captación con el cuerpo de agua, de acuerdo con lo que señala Wohl (2014), ya sea longitudinal (con el arrastre de diversas sustancias río abajo, principalmente en la parte media del río) o lateral (por la escorrentía, que permite el acceso de diversos agentes provenientes de la cuenca de captación), lo cual genera un mosaico importante de características fisicoquímicas en el que, dependiendo de la porción del río, los invertebrados acuáticos pueden asentarse y desarrollarse. Sin embargo, a pesar del alto impacto que sufre en su parte media (El Pollo, El Rayo, El Encanto y La Gachupina, principalmente), se puede apreciar la capacidad de autodepuración que posee este cuerpo de agua cuando la presión ejercida por el tipo de uso de suelo disminuye su intensidad; por ejemplo, el cambio en el predominio de zonas urbanas a agrícolas en la parte media y baja del río, respectivamente, que se manifiesta con un incremento tanto en la riqueza como en la abundancia de algunas familias de invertebrados acuáticos en los sitios de Xochitepec, Alpuyeca, Xoxocotla y Zacatepec. Mientras que en el río Chalma-Tembembe las condiciones tanto fisicoquímicas como de uso de suelo son más estables, por lo cual la riqueza y abundancia de

su elenco de invertebrados acuáticos son poco variables a lo largo de su cauce. Estos resultados sugieren el potencial de recuperación que posee el río Apatlaco.

Los resultados obtenidos muestran que el uso de suelo circundante al curso de los ríos estudiados ejerce un efecto considerable en las características de calidad del agua y en la composición de las comunidades de invertebrados. En el presente estudio, el ensamble de las familias que se correlacionaron con ecosistemas sanos, como es el caso de Las Truchas, fueron *Belostomatidae*, *Cordulegastridae*, *Corydalidae*, *Dryopidae*, *Elmidae*, *Hebridae*, *Helicopsychidae*, *Heptageniidae*, *Hydrobiosidae*, *Lepidostomatidae*, *Libellulidae*, *Perlidae*, *Philopotamidae*, *Polycentropodidae*, *Scirtidae*, *Staphylinidae* y *Tabanidae*; por otro lado, el ensamble compuesto por las familias *Ancylidae*, *Asellidae*, *Chironomidae*, *Hyalellidae*, *Psychodidae* y la clase *Hirudinea* se correlacionó con ambientes altamente perturbados, como las zonas urbanas; mientras que los sitios con abundancias moderadas, pero con poca diversidad de organismos, pueden manifestar el impacto por actividades agrícolas. Por lo anterior, los ensambles de IA reflejan el grado de perturbación de los ecosistemas acuáticos.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo fue financiado por el fondo Mixto Fomix Conacyt Mor. (2011-173996) y por la Secretaría de Investigación y Posgrado del Instituto Politécnico Nacional (proyecto SIP 20121087).

REFERENCIAS

- ALBA-TERCEDOR, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *In: IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA) Vol. 2*. Almería. pp. 203-213.
- ALLAN, J. D. 2004. Landscapes and Riverscapes: The influence of land use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35: 257-284.
- ALONSO FERNÁNDEZ, A. & J. A. CAMARGO BENJUMEDA. 2005. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas* 14 (3): 87-99.
- ARCHAIMBAULT, V., P. USSEGLIO-POLATERA & J. P. V. BOSSCHE. 2005. Functional differences among benthic macroinvertebrate communities in reference streams of same order in a given biogeographic area. *Hydrobiologia* 551 (1): 171-182. DOI: 10.1007/s10750-005-4459-9
- AURA, C. M., P. O. RABURU & J. HERRMANN. 2010. A preliminary macroinvertebrate Index of Biotic Integrity for bioassessment of the Kipkaren and Sosiani Rivers, Nzoia River basin, Kenya. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 15: 119-128. DOI: 10.1111/j.1440-1770.2010.00432.x
- AZRINA, M. Z., C. K. YAP, A. R. ISMAIL, A. ISMAIL & S. G. TAN. 2005. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 64 (3): 337-347. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2005.04.003

- BINGHUI ZHENG, L. L. & L. LIU. 2010. Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. *Procedia Environmental Sciences* 2: 1510-1524. DOI: 10.1016/j.proenv.2010.10.164
- BONADA, N., M. RIERADEVALL & N. PRAT. 2007. Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia* 589 (1): 91-106. DOI: 10.1007/s10750-007-0723-5
- BROSSE, S., C. J. ARBUCKLE & C. R. TOWNSEND. 2003. Habitat scale and biodiversity: influence of catchment, stream reach and bedform scales on local invertebrate diversity. *Biodiversity and Conservation* 12 (10): 2057-2075. DOI: 10.1023/A:1024107915183
- CONAGUA. (Comisión Nacional del Agua). 2010. Programa hídrico visión 230 del estado de Morelos. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D. F.
- CONAGUA. (Comisión Nacional del Agua). 2012a. El saneamiento del río Apatlaco. De lo crítico a lo sustentable. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D. F. 50 p.
- CONAGUA. (Comisión Nacional del Agua). 2012b. Atlas del agua en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, DF.
- CZERNIAWSKA-KUSZA, I. 2005. Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment. *Limnologia* 35 (3): 169-176. DOI: 10.1016/j.limno.2005.05.003
- DANG, C. K., S. HARRISON, M. M. STURT, P. S. GILLER, & M. A. K. JANSEN. 2009. Is the elemental composition of stream invertebrates a determinant of tolerance to organic pollution? *Journal of the North American Benthological Society* 28 (4): 778-784. DOI: 10.1899/08-163.1
- DHEMBARE, A. J. 2011. Diversity and its Indices of Macroinvertebrates from Dynaneshwar Water Rahuri. *Advances in Applied Science Research* 2 (6): 223-228.
- EATON, A. D. 2005. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 21st ed. American Public Health Association (APHA). Washington, D.C. Folio variado.
- EGLER, M., D. F. BUSS, J. C. MOREIRA & D. F. BAPTISTA. 2012. Influence of agricultural land-use and pesticides on benthic macroinvertebrate assemblages in an agricultural river basin in southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 72 (3): 437-443. DOI: 10.1590/S1519-69842012000300004
- FELD, C. K. & D. HERING. 2007. Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. *Freshwater Biology* 52 (7): 1380-1399. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01749.x
- GAMBOA, M., R. REYES & J. ARRIVILLAGA. 2008. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Boletín de Malariaología y salud ambiental* 48 (2): 109-120.
- GUEVARA MORA, M. 2011. Insectos acuáticos y calidad del agua en la cuenca y embalse del río Peñas Blancas, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 59 (2): 635-654. DOI:10.15517/rbt.v0i0.3129
- GUEVARA-CARDONA, G., C. JARA, M. MERCADO & S. ELLIOTT. 2006. Comparación del macrozoobentos presente en arroyos con diferente tipo de vegetación ribereña en la reserva costera valdiviana, sur de Chile. *Asociación Colombiana de Limnología Neolimnos* 1: 98-105.
- GURTZ, M. E. & J. B. WALLACE. 1984. Substrate-mediated response of stream invertebrates to disturbance. *Ecology* 65 (5): 1556-1569. DOI: 10.2307/1939135
- HERING, D., R. K. JOHNSON, S. KRAMM, S. SCHMUTZ, K. SZOSZKIEWICZ & P. F. M. VERDONSCHOT. 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology* 51 (9): 1757-1785. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2006.01610.x
- HURTADO, S., F. GARCÍA-TREJO & P.J. GUTIÉRREZ-YURRITA. 2005. Importancia ecológica de los macroinvertebrados bentónicos de la subcuenca del río San Juan, Querétaro, México. *Folia Entomológica Mexicana* 44 (3): 271-286.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). Mapa digital 5 Acervo de información geográfica INEGI (Mapa Digital de México) Disponible en línea en: <http://gaia.inegi.org.mx/mdm6/?v=bGF00j-lzLjMyMDA4LGxvbjotMTAyLjE0NTY1LHo6MSxsOmMxMTFzZXJ2aWNpb3N8dGMxMTFzZXJ2aWNpb3M=>
- JOHNSON, L. B., C. RICHARDS, G. E. HOST & J. W. ARTHUR. 1997. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshwater Biology* 37 (1): 193-208. DOI: 10.1046/j.1365-2427.1997.d01-539.x
- KASANGAKI, A., D. BABAASA, J. EFITRE, A. McNEILAGE & R. BITARIHO. 2006. Links between anthropogenic perturbations and benthic macroinvertebrate assemblages in Afromontane forest streams in Uganda. *Hydrobiologia* 563 (1): 231-245. DOI: 10.1007/s10750-005-0009-8
- KASANGAKI, A., L. J. CHAPMAN & J. BALIRWA. 2008. Land use and the ecology of benthic macroinvertebrate assemblages of high-altitude rainforest streams in Uganda. *Freshwater Biology* 53 (4): 681-697. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01925.x
- LATHA, V. & V. S. G. THANGA. 2010. Macroinvertebrate diversity of Veli and Kadinamkulam lakes, South Kerala, India. *Journal of Environmental Biology* 31 (4): 543-547.
- LUNA, D. S., M. M. SALUSSO & L. B. MORAÑA. 2002. Procesos de Autodepuración en Ríos y Embalses del Noroeste Argentino (Salta y Tucumán). In: *Congreso Regional de Ciencia y Tecnología NOA 2002*. Secretaría de Ciencia y Tecnología, Universidad Nacional de Catamarca. Sección: Ciencias Naturales. pp. 1-12.
- LYTLE, D. A. 2002. Flash floods and aquatic insect life-history evolution: evaluation of multiple models. *Ecology* 83 (2): 370-385. DOI: 10.2307/2680021
- MERETA, S. T., P. BOETS, A. AMBELU BAYIH, A. MALU, Z. EPHREM, A. SISAY, H. ENDALE, M. YITBAREK, A. JEMAL, L. DE MEESTER & P. L. M. GOETHALS. 2012. Analysis of environmental factors determining the abundance and diversity of macroinvertebrate taxa in natural wetlands of Southwest

- Ethiopia. *Ecological Informatics* 7 (1): 52-61. DOI: 10.1016/j.eco-inf.2011.11.005
- MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & BERG, M. B. 2008. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall/ Hunt Publishing Company. USA, 1158 p.
- MISERENDINO, M. L., C. BRAND & C. Y. DI PRINZIO. 2008. Assessing Urban Impacts on Water Quality, Benthic Communities and Fish in Streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina). *Water, Air, and Soil Pollution* 194 (1): 91-110. DOI: 10.1007/s11270-008-9701-4
- MURALIDHARAN, M., C. SELVAKUMAR, S. SUNDAR & M. RAJA. 2010. Macroinvertebrates as potential indicators of environmental quality. *Indian Journal of Biotechnology* 1: 23-28.
- NARANJO-LÓPEZ, J. C., & D. GONZÁLEZ. 2007. El BMWP, Un Índice Biótico Promisorio. *Bioriente* 1: 9-12.
- QUINN, J. M. & M. J. STROUD. 2002. Water quality and sediment and nutrient export from New Zealand hill-land catchments of contrasting land use. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 36 (2): 409-429. DOI: 10.1080/00288330.2002.9517097
- RAVERA, O. 2001. A comparison between diversity, similarity and biotic indices applied to the macroinvertebrate community of a small stream: the Ravella river (Como Province, Northern Italy). *Aquatic Ecology* 35 (2): 97-107. DOI: 10.1023/A:1011433813309
- REECE, P. F. & J. S. RICHARDSON. 1999. Biomonitoring with the reference condition approach for the detection of aquatic ecosystems at risk. *Proc. Biology and Management of Species and Habitats at Risk, Kamloops, B.C.* 15-19.
- RIBEIRO, K. H., N. FAVARETTO, J. DIECKOW, L. C. DE PAULA SOUZA, J. P. GOMES MINNELLA, L. DE ALMEIDA, M. RIBEIRO RAMOS. 2014. Quality of surface water related to land use: a case study in a catchment with small farms and intensive vegetable crop production in southern Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 38 (2): 656-668. DOI: 10.1590/S0100-06832014000200030
- ROBINSON, C. T., N. SCHUWIRTH, S. BAUMGARTNER & C. STAMM. 2014. Spatial relationships between land-use, habitat, water quality and lotic macroinvertebrates in two Swiss catchments. *Aquatic Sciences* 76 (3): 375-392. DOI: 10.1007/s00027-014-0341-z
- RUTHERFORD, J. C., S. BLACKETT, C. BLACKETT, L. SAITO & R. J. DAVIES-COLLEY. 1997. Predicting the effects of shade on water temperature in small streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 31 (5): 707-721. DOI: 10.1080/00288330.1997.9516801
- SANDIN, L. & R. K. JOHNSON. 2000. Ecoregions and benthic macroinvertebrate assemblages of Swedish streams. *Journal of the North American Benthological Society* 19 (3): 462-474. DOI: 10.2307/1468107
- SEDEÑO-DÍAZ, J. E. & E. LÓPEZ-LÓPEZ. 2007. Water quality in the río Lerma, Mexico: an overview of the last quarter of the twentieth century. *Water Resources Management* 21 (10): 1797-1812. DOI: 10.1007/s11269-006-9128-x
- SINGH, K. P., A. MALIK & S. SINHA. 2005. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques a case study. *Analytica Chimica Acta* 538 (1): 355-374. DOI: 10.1016/j.aca.2005.02.006
- SMITH, T. M. & R. L. SMITH. 2007. *Ecología*. 6a ed. Pearson Educación. Madrid. 776 p.
- SOLDNER, M., I. STEPHEN, L. RAMOS, R. ANGUS, N. C. WELLS, A. GROSSO & M. CRANE. 2004. Relationship between macroinvertebrate fauna and environmental variables in small streams of the Dominican Republic. *Water Research* 38 (4): 863-874. DOI: 10.1016/S0043-1354(03)00406-8
- SPRINGER, M. 2010. Biomonitoring acuático. *Revista de Biología Tropical* 58 (4): 53-59.
- STEWART, J. S., L. WANG, J. LYONS, J. A. HORWATICH & R. BANNERMAN. 2001. Influences of watershed, riparian-corridor, and reach-scale characteristics on aquatic biota in agricultural watersheds. *Journal of the American Water Resources Association* 37: 1475-1487. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2001.tb03654.x
- THORP, J. H. & A. P. COVICH. 2001. *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. 3a ed. Academic Press, Elsevier. USA. 173 p.
- VANNOTE, R. L., G. W. MINSHALL, K. W. CUMMINS, J. R. SEDELL, C. E. CUSHING. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37 (1):130-137.
- WOHL, E. 2014. *Rivers in the landscape. Science and Management*. John Wiley & Sons. Singapore, 336 p.
- VIVAS, S., J. CASAS, I. PARDO, S. ROBLES, N. BONADA, A. MELLADO, N. PRAT, J. ALBA-TERCEDOR, M. ÁLVAREZ, M. M. BAYO, P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, M. L. SUÁREZ, M. TORO, M. R. VIDAL-ABARCA, C. ZAMORA-MUÑOZ & G. MOYÁ. 2002. Aproximación multivariante en la exploración de la tolerancia ambiental de las familias de macroinvertebrados de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. *Limnetica* 21 (3-4): 149-173
- WEIGEL, B. M., L. J. HENNE & L. M. MARTÍNEZ-RIVERA. 2002. Macroinvertebrate-based index of biotic integrity for protection of stream in west-central Mexico. *Journal of the North American Benthological Society* 21 (4): 686-700.
- YUNG-CHUL, J., K. NAN-YOUNG, K. SOON-JIK, H. SEUNG-CHUL, H. IN-CHUL, P. JAE-HEUNG, W. DOO-HEE, B. MYEONG-SEOP, K. HAK-YANG, L. JONG-EUN & H. SOON-JIN. 2011. Effects of land use on benthic macroinvertebrate communities: comparison of two mountain streams in Korea. *Anales de Limnologie-International Journal of Limnology* 47: 35-49. DOI: 10.1051/limn/2011018

Composición y estructura de la familia Baetidae (Insecta: Ephemeroptera) en una cuenca andina colombiana

Composition and structure of the Baetidae family (Insecta: Ephemeroptera) in a Colombian Andean basin

Adriana Marcela Forero-Céspedes¹, Carolina Gutiérrez¹⁻² y Gladys Reinoso-Flórez¹¹Grupo de Investigación en Zoología (GIZ), Facultad de Ciencias, Universidad del Tolima, Ibagué, Tolima, A. A. 546. Colombia²Graduate Degree Program in Ecology, Department of Biology, Colorado State University, Fort Collins, Colorado, 80523. USA
e-mail: adrianam@ut.edu.co**Recibido:** 21 de mayo de 2015.**Aceptado:** 11 de mayo de 2016.Forero-Céspedes A. M., C. Gutiérrez y G. Reinoso-Flórez. 2016. Composición y estructura de la familia Baetidae (Insecta: Ephemeroptera) en una cuenca andina colombiana. *Hidrobiológica* 26 (3): 459-474.**RESUMEN**

Antecedentes. La familia Baetidae (Insecta: Ephemeroptera) es abundante y diversa en los ecosistemas dulceacuícolas del mundo, particularmente en ambientes lóticos, sin embargo es limitada la información taxonómica a nivel de especie de este grupo en Colombia. **Objetivos.** Con base en lo anterior, el presente estudio, está encaminado a ampliar el conocimiento taxonómico y ecológico de la familia Baetidae en la cuenca del río Alvarado (Tolima, Colombia), y su asociación con los sustratos arena, grava/guijarro, hojarasca y roca, y con algunos parámetros fisicoquímicos. **Métodos.** Se hizo la colecta con red surber en los hábitats correspondientes en rápidos y remansos, en cuatro sustratos (roca, arena, grava/guijarro y hojarasca) y se evaluaron parámetros fisicoquímicos. **Resultados.** Se colectaron un total de 2386 individuos distribuidos en nueve géneros y 14 especies. *Baetodes* sp. (23.93%), *Camelobaetidius edmundsi* (19.70%), *Guajirolois queremba* (12.70%), y *Paracloeodes binodulus* (11.32%) fueron las especies más abundantes en la cuenca. A nivel espacial las estaciones QLCA, QCHU, RACV y RACH registraron la mayor densidad de organismos. En todas las estaciones el sustrato roca presentó la mayoría de las especies evaluadas. **Conclusiones.** La presencia de la familia Baetidae estuvo relacionada con el tipo de sustrato, y por la influencia de algunas variables fisicoquímicas y ambientales como pH, alcalinidad, dureza, sólidos totales, conductividad eléctrica, DBO5, oxígeno disuelto, caudal y nitratos; evidenciando en parte, la influencia de la urbanización y la agricultura en el establecimiento de las especies.

Palabras clave: Baetidae, fisicoquímicos, río Alvarado, sustrato.**ABSTRACT**

Background. The Baetidae family (Ephemeroptera: Insecta) is abundant and diverse in freshwater ecosystems, especially in lotic systems: Although, information on these groups in Colombia is still scarce. **Goals.** The present study was directed to increase the taxonomical and ecological knowledge of Baetidae family in Alvarado river basin (Tolima, Colombia), evaluating the substrates; sand, gravel/cobble, rock and leaf litter, and determining the possible relationships with some physicochemical parameters. **Methods.** The collection was made with a Surber net in rapids and backwaters, in four substrates (sand, gravel/cobble, rock and leaf litter) additionally physicochemical parameters were evaluated. **Results.** A total 2386 individuals were collected, distributed in nine genera and 14 species. *Baetodes* sp. (23.93%), *Camelobaetidius edmundsi* (19.70%), *Guajirolois queremba* (12.70%) and *Paracloeodes binodulus* (11.32%) were the most abundant species in the basin. The highest density of organisms was found in sampling sites QLCA, QCHU, RACV and RACH. Rock was the preferred substrate for colonization and establishment of most species in all sites. **Conclusions.** The family Baetidae was related with type of substrate, as well as variables such as; pH, alkalinity, hardness, total solids, electrical conductivity, BOD5, dissolved oxygen, water flow and nitrates, which suggest a potential influence of anthropogenic effects on species establishment.

Key words: Alvarado river, Baetidae, physicochemical, substrate.

INTRODUCCIÓN

Las acciones de los seres humanos afectan ostensiblemente a un sinnúmero de ecosistemas acuáticos y modifican su evolución natural a diferentes escalas (Mohammad *et al.*, 2005). Los asentamientos humanos, las actividades agropecuarias y las industrias ponen en riesgo la dinámica natural del ecosistema y la disponibilidad del recurso hídrico para las futuras generaciones. Por esta razón, existe un creciente interés por conocer y proteger los ecosistemas fluviales y estudiar sus cambios en el tiempo, por medio del desarrollo de criterios físicos, químicos y biológicos que permitan estimar el efecto y la magnitud de las intervenciones humanas (Norris & Hawkins, 2000).

En las últimas décadas, los macroinvertebrados acuáticos han sido considerados objetos de bioindicación por ser una herramienta eficaz para entender las variaciones ecológicas y establecer la calidad biológica del agua en las fuentes hídricas. Su uso se basa en el hecho de que dichos organismos están adaptados a un hábitat y a determinadas exigencias ambientales, por lo que cualquier cambio en las condiciones naturales se reflejará en la composición y estructura de las comunidades que allí habitan (Roldán & Ramírez, 2008).

Diversos estudios en Sudamérica han sido enfocados en ampliar el conocimiento taxonómico y ecológico de algunos grupos de macroinvertebrados, lo que ha permitido contar con mejores herramientas para evaluar la calidad del agua. Sin embargo, la mayoría de dichos estudios de biomonitorio se han basado en niveles taxonómicos supraespecíficos como familia (Buss & Salles, 2007). En Colombia, aún son escasas las evaluaciones detalladas a nivel taxonómico y ecológico sobre la biota de los ecosistemas acuáticos, particularmente a nivel de género y especie (Roldán, 2003). Para la implementación de programas de uso sostenible y conservación de los recursos hídricos es importante avanzar en el conocimiento taxonómico y ecológico de la comunidad de insectos acuáticos, ya que éstos son componentes importantes en la cadena trófica de los ríos y las quebradas (Dias *et al.*, 2009). Dentro de los macroinvertebrados acuáticos, el orden Ephemeroptera, por sus características biológicas, es uno de los más destacados como bioindicadores (Buss & Salles, 2007), ya que estos insectos pasan casi toda su vida (meses y hasta años) como ninfas acuáticas y sólo viven como adultos pocas horas o 2 o 3 días (Zúñiga & Rojas, 1995). Por lo tanto, en el manejo de los ecosistemas acuáticos, los efemerópteros son un importante grupo taxonómico que puede ser biomonitorio durante periodos más largos por medio de sus ninfas; es decir, se puede evaluar en épocas de sequía y altas lluvias, pues esto permite el registro de información contrastante a nivel temporal. Debido a la gran diversidad de hábitats que ocupan en los sistemas acuáticos, lo fácil y poco costoso que resulta su muestreo y los variados rangos de tolerancia a la contaminación que presentan las especies, los efemerópteros constituyen un importante grupo para estudios de impacto ambiental, de conservación y de biodiversidad en sentido general (González *et al.*, 2008). Las especies de Ephemeroptera presentan distintas respuestas a la degradación ambiental, por lo que estos organismos están dentro de los grupos más utilizados en los programas de biomonitorio de la calidad del agua (Salles *et al.*, 2004). Sin embargo, para apreciar detalladamente el orden como una herramienta bioindicadora, se requiere un buen conocimiento del grupo (Dominguez *et al.*, 2006).

En el orden Ephemeroptera, Baetidae es una de las familias más diversas y abundantes, con preferencia por sustratos específicos y alta

sensibilidad a los procesos de degradación e impacto antropogénico, aspectos que permiten postularla como una familia excelente como bioindicadora. Algunos estudios realizados en Brasil por Salles (2011), Souza *et al.* (2011), Buss y Salles (2007) y Goulart y Castillo (2005) han demostrado las ventajas del uso de esta familia en los biomonitoreos de la calidad del agua.

Con base en lo anterior, el presente estudio pretende contribuir al conocimiento ecológico de las especies de la familia Baetidae, sus posibles relaciones con algunas variables fisicoquímicas del agua de la cuenca del río Alvarado y establecer qué factores naturales (caudal, sustratos, precipitaciones) o antropogénicos (urbanización y agricultura) determinan la presencia de cada especie a lo largo de la cuenca. Los resultados obtenidos son un aporte importante al conocimiento de los requerimientos ecológicos de cada especie de la familia Baetidae, ya que generan información base para el desarrollo de futuros modelos de bioindicación, que se adapten a las características de las cuencas de la región andina.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. La cuenca del río Alvarado forma parte de la cuenca mayor del río Totare, en el departamento del Tolima, Colombia. Presenta un área de 29 988,14 ha, un perímetro de 91,66 km y una longitud del cauce de 55,06 km, y registra una clasificación climatológica de cálido semiárido, con un régimen hidrológico bimodal: dos temporadas de sequía (diciembre-febrero y junio-agosto) y dos de lluvia (marzo-mayo y septiembre-noviembre) (CORTOLIMA, 2009). Presenta una orientación nororiental y forma parte de la comúnmente denominada terraza de Ibagué, en la zona centro del país. Geológicamente, la mayor parte de la cuenca está compuesta por materiales sedimentarios procedentes de la Cordillera Central y, en menor cantidad, por rocas ígneas y metamórficas (Reinoso, 2001). Distribuida en la zona de bosque seco tropical del bajo Magdalena, esta cuenca presenta suelos fértiles y condiciones ecológicas particulares que han permitido, a lo largo del tiempo, el establecimiento de grandes zonas de cultivo, pastos para ganadería y urbanización (CORTOLIMA, 2009). Se establecieron nueve estaciones de muestreo a lo largo de la cuenca, localizadas entre 351 y 1 057 m s.n.m. (tabla 1, figura 1), donde se tomaron muestras trimensuales por un año (de junio de 2012 a abril de 2013), incluyendo periodos de sequía, invierno y transiciones con base en los registros pluviométricos de los últimos 20 años reportados por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (CORTOLIMA, 2009). Por lo tanto, se consideraron los muestreos bajo el siguiente esquema: M1 (sequía) = junio 2012; M2 (invierno) = septiembre 2012; M3 (invierno) = diciembre 2012; M4 (sequía) = abril 2013.

Colecta y determinación de los especímenes. La colecta se realizó con base en el método propuesto por Buss y Salles (2007); se empleó una red Surber (perímetro 30 cm x 30 cm, área 0.09 m² y luz de malla 250 micras) en los hábitats correspondientes en rápidos y remansos, teniendo en cuenta la disponibilidad de hábitat (arena, roca, grava/guijarro y hojarasca). En cada estación de muestreo, se tomaron tres submuestras aleatorias por sustrato a lo largo y ancho del tramo, y se integraron en una sola, para un área total de muestreo de 1.08 m², según la disponibilidad de hábitat referenciados dentro del cauce. El material se depositó en frascos plásticos debidamente etiquetados y se fijó con alcohol (70%).

Tabla 2. Abundancia relativa (%) de los taxones y especies de la familia Baetidae registrados en nueve estaciones de la cuenca del río Alvarado, Colombia, durante un ciclo anual.

Género (%)	Especie	% Abundancia
<i>Americabaetis</i> (9.47)	<i>A. robacki</i>	9.47
<i>Baetodes</i> (39.48)	<i>B. awa</i>	7.38
	<i>B. pseudospinae</i>	3.39
	<i>B. spinae</i>	4.78
	<i>Baetodes</i> sp.	23.93
<i>Camelobaetidius</i> (23.22)	<i>C. edmundsi</i>	19.70
	<i>C. patricki</i>	3.52
<i>Cloeodes</i> (0.88)	<i>C. redactus</i>	0.88
<i>Guajirulus</i> (12.70)	<i>G. queremba</i>	12.70
<i>Nanomis</i> (1.13)	<i>Nanomis</i> sp.	1.13
<i>Paracloeodes</i> (11.32)	<i>P. binodulus</i>	11.32
<i>Prebaetodes</i> (0.17)	<i>Prebaetodes</i> sp.	0.17
<i>Varipes</i> (1.63)	<i>V. minutus</i>	1.30
	<i>V. singuil</i>	0.34

Variables físicas, químicas y bacteriológicas. En cada sitio de muestreo se determinaron *in situ* la temperatura del agua (°C) y la conductividad eléctrica (µS/cm) con un equipo multiparámetro portátil handylab multi12/Set marca SCHOTT. Asimismo, se determinó la velocidad de la corriente y el caudal de acuerdo con la metodología propuesta por Elosegi y Sabater (2009). En el Laboratorio de Servicios de Extensión en Análisis Químico (Laserex) de la Universidad del Tolima, se evaluó: pH (unidades de pH), conductividad eléctrica (µS/cm), oxígeno disuelto (mgO₂/L), porcentaje de saturación de oxígeno (% Sat. O₂), turbiedad (UNT), alcalinidad total y dureza (mgCaCO₃/L), cloruros (mg Cl/L), nitratos (mgNO₃/L), fosfatos (mg PO₄/L), fósforo total (mg P/L), sólidos suspendidos y sólidos totales (mg/L), DBO5 y DQO (mgO₂/L) y parámetros bacteriológicos como coliformes totales y fecales.

Análisis de datos. Se utilizaron matrices con información de la abundancia de especies por localidad, sustrato (roca, grava, arena y hojarasca) y muestreo para comparar la densidad (n/m²) con los posibles efectos del periodo climático e influencia antrópica. Se calcularon los índices de riqueza de Margalef (Mgf) y diversidad de Shannon-Wiener (H') con el paquete estadístico Past, versión 2.13 (Hammer *et al.*, 2001) para comparar la diversidad entre estaciones, muestreos y sustratos. La representatividad del muestreo fue evaluada estimando el número de especies esperadas por medio de la curva de acumulación de especies, con el empleo de los estimadores Chao 1, ACE y Cole mediante el programa EstimateS 9.0 (Villarreal *et al.*, 2004).

Para explorar las relaciones de similitud entre la abundancia y la composición de especies por sustrato, se realizó un análisis de agrupamiento con la prueba de similitud no paramétrica Anosim. Para determinar diferencias en la composición de los taxones entre sitios y sustratos, dicha matriz de densidad se transformó con la función log(n+1) para homogeneizar valores muy altos respecto de muy bajos, y posteriormente, teniendo como criterio de separación el índice de similitud de Bray-Curtis, se realizó una ordenación NMDS (Non-metric multidimensional scaling) con el software PRIMER 6 (PRIMER-E, 2006.). Se realizó también un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) para determinar las relaciones entre las variables ambientales y los respectivos componentes bióticos, con el programa Canoco versión 4.5 (Braak & Smilauer, 2009). Para este análisis se requirió transformar los datos de las variables fisicoquímicas (excepto pH) utilizando log n+1, y los de la matriz de los taxones a partir de la raíz cuadrada (\sqrt{x}).

RESULTADOS

Durante el periodo de estudio se colectó un total de 2386 organismos, distribuidos en 9 géneros y 14 especies. Las especies encontradas fueron: *Americabaetis robacki* (Lugo-Ortiz & McCafferty, 1996d), *Baetodes awa* (Salinas *et al.*, 2011), *Baetodes pseudospinae* (Salinas *et al.*, 2011), *Baetodes spinae* (Mayo, 1968), *Camelobaetidius edmundsi* (Dominique *et al.*, 2001), *Camelobaetidius patricki* (Dominique *et al.*, 2001), *Cloeodes redactus* (C. Waltz & McCafferty, 1987), *Guajirulus*

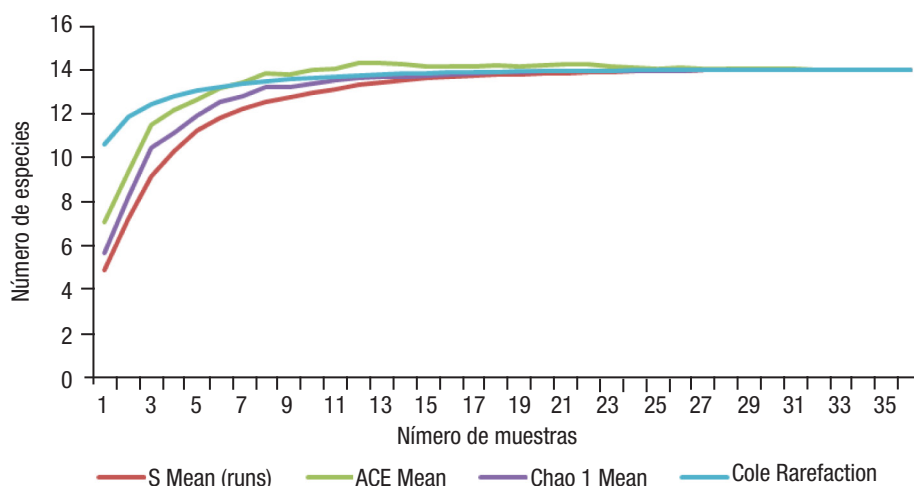


Figura 2. Estimación de la riqueza de especies de insectos de la familia Baetidae en nueve estaciones durante cuatro muestreos en la cuenca del río Alvarado, Colombia.

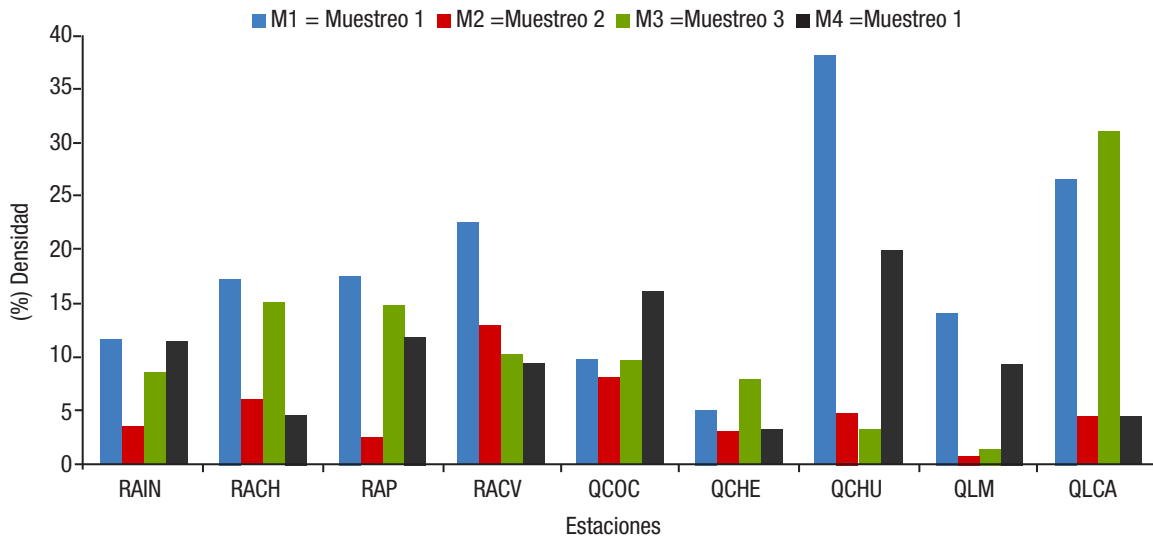


Figura 3. Porcentaje de densidad a nivel espacial y temporal de las especies de insectos de la familia Baetidae registrada durante cuatro muestreos en la cuenta del río Alvarado, Colombia. M1 = junio 2012; M2 = septiembre 2012; M3 = diciembre 2012; M4 = abril 2013. Para conocer los nombres de las estaciones ver tabla 1.

queremba (Nieto, 2003b), *Guajirolo queremba* (Nieto, 2003b), *Varipes minutus* (Nieto, 2004c), *Varipes singuil* (Nieto, 2004c), *Baetodes* sp., *Nanomis* sp. y *Prebaetodes* sp. En cuanto los estimadores de riqueza, se registró un número total de 14 especies observadas (Sobs) en las 9 estaciones evaluadas, lo que correspondió a 100% del valor esperado para los estimadores de riqueza Chao 1, ACE Cole y Rarefacción (Fig. 2); por lo anterior, puede asumirse que existe una buena representatividad de las especies de bétidos en las estaciones evaluadas durante los muestreos.

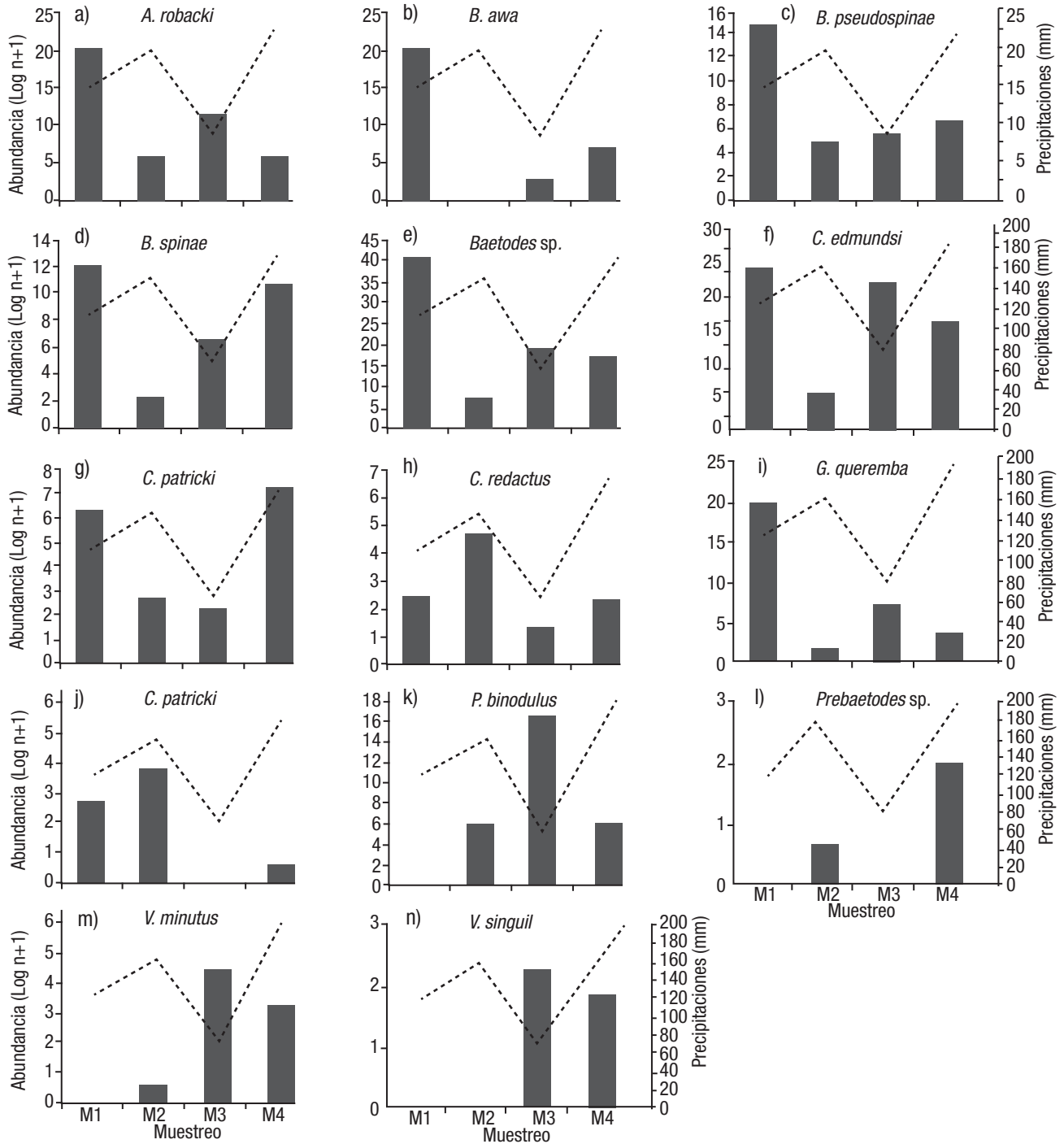
Distribución temporal y espacial de la familia Baetidae. Los géneros más abundantes fueron *Baetodes* (39.48%), *Camelobaetidius*

(23.22%), *Guajirolo* (12.70%) y *Paracloedes* (11.32%), mientras que las especies más abundantes fueron *Baetodes* sp. (23.93%), *Camelobaetidius edmundsi* (19.70%), *Guajirolo queremba* (12.70%) y *Paracloedes binodulus* (11.32%) (tabla 2). Del total de organismos colectados en el estudio, el mayor porcentaje de densidad se registró en el primer muestreo (M1 = 68.47%), mientras que en el segundo se registró el porcentaje más bajo (M2 = 3.85%). A nivel temporal, se encontró que las especies *A. robacki*, *B. pseudospinae*, *B. spinae*, *Baetodes* sp., *C. edmundsi*, *C. patricki*, *C. redactus* y *G. queremba* fueron las más abundantes en todos los periodos de estudio; contrario a esto, *Prebaetodes* sp. y *V. singuil* se registraron solamente en dos épocas de estudio (tabla 3, Fig. 3).

Tabla 3. Densidad de especies de insectos de la familia Baetidae colectados durante cuatro periodos de estudio en la cuenca del río Alvarado, (Tolima, Colombia). Mx: muestreos realizados. Se indica el valor total y el porcentaje respectivo entre paréntesis (%).

Taxón	Densidad (n total/m ²)			
	M1	M2	M3	M4
<i>Americabaetis robacki</i> Lugo-Ortiz y McCafferty (1996d)	1222.22 (7.52)	77.78 (0.48)	207.41 (1.28)	144.44 (0.89)
<i>Baetodes awa</i> Salinas, Dias, Salles, &. Bacca (2011)	633.33 (3.90)	0.00	22.22 (0.14)	418.52 (2.57)
<i>Baetodes pseudospinae</i> Salinas, Dias, Salles, &. Bacca (2011)	433.33 (2.67)	40.74 (0.25)	48.15 (0.30)	66.67 (0.41)
<i>Baetodes spinae</i> Mayo (1968)	577.78 (3.55)	14.81 (0.09)	48.15 (0.30)	166.67 (1.03)
<i>Baetodes</i> sp.	3677.78 (22.62)	118.52 (0.73)	481.48 (2.96)	288.89 (1.78)
<i>Camelobaetidius edmundsi</i> Dominique, Mathuriau & Thomas. (2001)	1577.78 (9.70)	48.15 (0.30)	877.78 (5.40)	288.89 (1.78)
<i>Camelobaetidius patricki</i> Dominique y Thomas (En Dominique <i>et al.</i> , 2001)	288.89 (1.78)	25.93 (0.16)	14.81 (0.09)	174.07 (1.07)
<i>Cloeodes redactus</i> Waltz y McCafferty (1987)	33.33 (0.21)	40.74 (0.25)	7.41 (0.05)	18.52 (0.11)
<i>Guajirolo queremba</i> Nieto (2003b)	2633.33 (16.20)	14.81 (0.09)	144.44 (0.89)	85.19 (0.52)
<i>Nanomis</i> sp.	55.56 (0.34)	77.78 (0.48)	0.00	3.70 (0.02)
<i>Paracloedes binodulus</i> Lugo-Ortiz y McCafferty (1996b)	0.00	159.26 (0.98)	785.19 (4.83)	55.56 (0.34)
<i>Prebaetodes</i> sp.	0.00	3.70 (0.02)	0.00	11.11 (0.07)
<i>Varipes minutus</i> Nieto (2004c)	0.00	3.70 (0.02)	66.67 (0.41)	44.44 (0.27)
<i>Varipes singuil</i> Nieto (2004c)	0.00	0.00	14.81 (0.09)	14.81 (0.09)
TOTAL	11133.33 (68.47)	625.93 (3.85)	2718.52 (16.72)	1781.5 (10.96)

M1= junio 2012; M2 = septiembre 2012; M3= diciembre 2012; M4= abril 2013 los valores que están entre paréntesis equivalen al porcentaje (%) de densidad.



Figuras 4a-n. Variación temporal de la abundancia (Log n+1) de las especies de insectos acuáticos de la familia Baetidae registradas durante cuatro muestreos en la cuenca del río Alvarado (Tolima, Colombia), vs. precipitación (mm) (---) media anual registrada en la zona. M1= M2= M3= M4=

Al comparar la abundancia de cada una de las especies con la precipitación media mensual para cada uno de los muestreos, se observó que la mayoría de organismos presentaron los mayores valores durante el primer periodo de estudio (M1) correspondiente a sequía. Asimismo, especies como *Prebaetodes* sp., *Varipes minutus* y *Varipes singuil* fueron más abundantes en el cuarto periodo de estudio (M4), el cual está relacionado con la época de invierno, y no se registraron durante el primer periodo de colecta (M1) (Fig. 4).

Con respecto a la distribución espacial, se encontró, en general, que tanto las estaciones a nivel del río RACV y RACH como las quebradas QLCA y QCHU registraron los mayores porcentajes de densidad de organismos (19.07% y 11.37% y 33.03% y 16.56%, respectivamente). Contrario a lo anterior, los menores porcentajes de densidad se registraron en las estaciones RAIN (3.19%) y QCHE (1.12%) (Fig. 5).

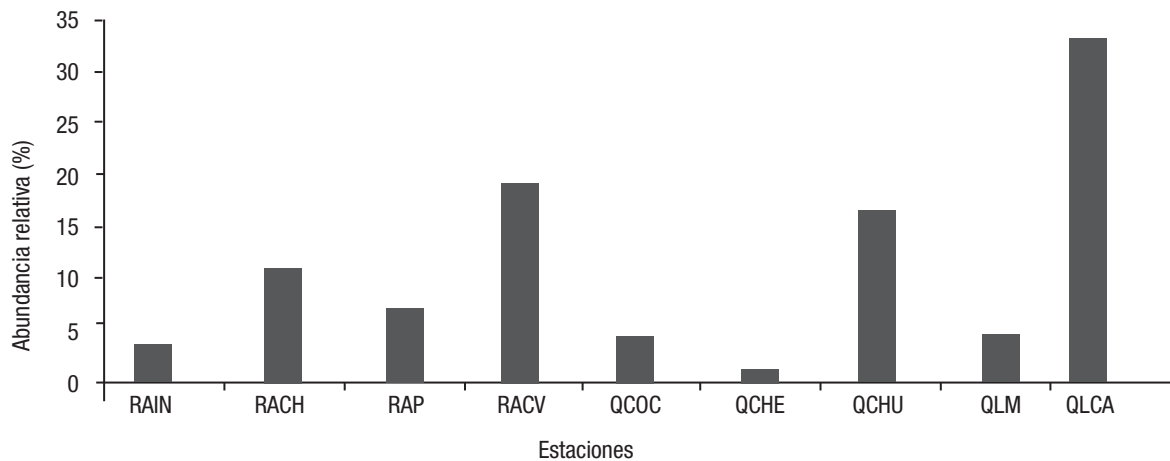


Figura 5. Porcentaje de densidad total de las especies de insectos acuáticos de la familia Baetidae en las estaciones evaluadas en el río Alvarado (Tolima, Colombia). Para conocer los nombres de las estaciones ver tabla 1.

A nivel de sustrato, se encontraron diferencias significativas (Anosim, $R = 0.07087$; $p < 0.05$). La mayoría de las estaciones del estudio presentaron los cuatro sustratos evaluados (roca, grava/guijarro, hojarasca y arena), y se registraron las mayores densidades de bétidos en roca y grava/guijarro, y en arena, los valores más bajos (Fig. 5).

La mayoría de especies de Baetidae se registraron en los cuatro sustratos evaluados, tal como *B. pseudospinae*, *B. spinae*, *Baetodes* sp., *C. edmundsi*, *C. patricki*, *C. redactus*, *P. binodulus* y *Prebaetodes* sp. con mayores densidades en grava y roca. Las especies *A. robacki*, *B. awa* y *G. queremba* estuvieron presentes en roca, grava/guijarro y hojarasca, y ausentes en el sustrato arena; *V. minutus* y *V. singuil* se encontraron en roca, grava/guijarro y arena, y *Nanomis* sp. se registró en roca y grava (tabla 4, figura 6).

Tabla 4. Porcentaje de densidad (%) de los géneros de la familia Baetidae en los sustratos evaluados, en la cuenca del río Alvarado, (Tolima, Colombia).

Especie	Arena	Grava/ Guijarro	Hojarasca	Roca
<i>Americabaetis robacki</i>	0.00	17.71	63.45	18.83
<i>Baetodes awa</i>	0.00	30.00	11.03	58.97
<i>Baetodes pseudospinae</i>	1.89	28.30	45.91	23.90
<i>Baetodes spinae</i>	6.42	20.18	48.17	25.23
<i>Baetodes</i> sp.	1.14	18.73	20.52	59.61
<i>Camelobaetidius edmundsi</i>	3.05	21.09	11.80	64.06
<i>Camelobaetidius patricki</i>	4.41	53.68	13.97	27.94
<i>Camelobaetidius redactus</i>	14.81	33.33	3.70	48.15
<i>Camelobaetidius queremba</i>	0.00	35.01	34.36	30.63
<i>Nanomis</i> sp.	0.00	24.32	0.00	75.68
<i>Paracloeodes binodulus</i>	33.33	35.93	1.85	28.89
<i>Prebaetodes</i> sp.	25.00	25.00	25.00	25.00
<i>Varipes minutus</i>	25.81	67.74	0.00	6.45
<i>Varipes singuil</i>	25.00	37.50	0.00	37.50

Diversidad de especies de la familia Baetidae por muestreo, tramo y hábitat. En el primer periodo de estudio (M1), correspondiente a bajas precipitaciones, se registró la mayor diversidad y riqueza de organismos para todas las estaciones evaluadas, mientras que en el segundo periodo (M2), en el que se prolongó el verano hasta la época de transición a lluvias y lluvias (agosto a septiembre de 2012), los valores de riqueza y diversidad disminuyeron drásticamente. Es importante resaltar que los dos siguientes periodos (M3 y M4) registraron alta diversidad y riqueza, a pesar de registrarse precipitaciones durante los muestreos (Fig. 7).

A nivel espacial, las estaciones QCHU, RACV y RAIN presentaron las diversidades y riquezas más altas en los cuatro periodos de estudio. Los sustratos roca y grava registraron los valores más altos de diversidad y riqueza en todas las estaciones y periodos de estudio, mientras que el sustrato arena, los valores más bajos (Fig. 7).

Ensamblaje de las especies de la familia Baetidae. La ordenación NMDS indicó cómo los diferentes sustratos se encuentran ubicados indistintamente en el plano sin mostrar agrupamientos (Fig. 8 a). Contrario a lo anterior, a nivel de estaciones se observan dos grupos: uno conformado por las estaciones que registran una influencia directa de la urbanización, como RAIN, QCOC y QCHE, y otro, por estaciones que presentan una fuerte influencia de la agricultura, como RACH, RACV, RAP, QLCA, y QLM. La estación QCHU se encuentra ubicada en el grupo con influencia agrícola y en el grupo con influencia de la urbanización (Fig. 8 b).

Asociación de las especies de la familia Baetidae con variables fisicoquímicas y ambientales. Con respecto a las variables fisicoquímicas y ambientales, el análisis de correspondencia canónica (ACC) explicó el 68% de la variación total de los datos; el primer factor explicó el 44.6%, y el segundo, el 24.2%. De acuerdo con el análisis de ordenación ACC, se puede deducir que la presencia de especies como *Americabaetis robacki*, *Baetodes* sp. y *Cloeodes redactus* se encuentra asociada con variables como alcalinidad, dureza, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, temperatura del agua, sólidos totales y fosfatos. La estación RAIN se relacionó mayormente con la presencia de materia orgánica. Especies como *Camelobaetidius edmundsi* y *Varipes singuil* se encontraron relacionadas con variables como DBO5, profundidad y

caudal. Y la especie *Camelobaetidium patricki* también se relacionó con variables como coliformes totales, DQO y turbiedad, las cuales se asocian con la presencia de materia orgánica (Fig. 9).

DISCUSIÓN

Composición y estructura de la familia Baetidae. El conocimiento de la diversidad de los artrópodos acuáticos en América del Sur es aún bajo, a pesar de los esfuerzos y las contribuciones aportadas por varios investigadores (Dominguez & Fernández, 2009). La fauna de efemerópteros reportada para el río Alvarado en el presente estudio es diversa, y los resultados coinciden con lo registrado a nivel de género por Vásquez y Reinoso (2012) para esta cuenca, en donde los géneros *Baetodes*, *Camelobaetidium* y *Paracloeodes* registraron la mayor cantidad de individuos. La identificación a nivel de especies es el nivel taxonómico apropiado para estudios ecológicos particulares que permiten avanzar en el conocimiento integral de éstas (Merritt *et al.*, 2008), ya que de este nivel taxonómico específico los estudios de referencia son escasos en Colombia (Roldán, 2003).

Para el departamento del Tolima no se tienen reportes a nivel específico de los bétidos (Dias *et al.*, 2009), aspecto que releva la importancia de los resultados del presente estudio, el cual demuestra que las 14 especies registradas representan un avance importante en el conocimiento taxonómico y ecológico de la fauna de la familia Baetidae en la región.

En cuanto al análisis de abundancia y densidad de la fauna de bétidos se encontró que *Baetodes* sp., *Camelobaetidium edmundsi*, *Guañiolus queremba* y *Paracloeodes binodulus* presentaron las mayores abundancias. Estas especies, como menciona Roldán (1996), colonizan una mayor diversidad de hábitats y son mayormente tolerantes al impacto humano. Contrario a lo anterior, las especies *C. redactus*, *Prebaetodes* sp. y *V. Singuil* fueron las menos abundantes durante el estudio, resultados que muestran que estas especies poseen requerimientos de hábitat muy particulares para el proceso de establecimiento y colonización, o que su presencia se encuentra restringida por la calidad

de los hábitats, el régimen de precipitación o la influencia de factores antrópicos (Roldán & Ramírez, 2008).

Se registró la mayor abundancia durante el primer periodo de estudio, correspondiente a la época histórica de bajas precipitaciones (junio), situación que se ha encontrado en otros estudios, relacionada con la mayor estabilidad y disponibilidad del hábitat, que facilita los procesos de colonización de sustratos (Baptista *et al.*, 2000). Es importante mencionar que durante el periodo de estudio (junio-septiembre) se prolongó el verano hasta la época de invierno (agosto a septiembre de 2012), lo que hizo que disminuyeran drásticamente el caudal, la velocidad de la corriente y los hábitats en esta época, lo cual influyó en la baja abundancia de bétidos, pues estas variables son factores estructuradores de los macroinvertebrados en ríos tropicales de zonas bajas (Vásquez *et al.*, 2013).

Un número importante de organismos de la familia Baetidae fue colectado en hábitats que se encuentran en el flujo rápido de la corriente y caudales de moderados a rápidos (Baptista *et al.*, 2000; Domínguez *et al.*, 2009), ambientes con altas concentraciones de oxígeno disuelto y ricos en nutrientes que facilitan el establecimiento de una fauna béntica diversa (Baptista *et al.*, 2000). Durante el tercer muestreo (diciembre), se reportaron dos especies más con relación al primero, situación que fue favorecida por las lluvias atípicas que se registraron en esta época del año, las cuales incrementaron el caudal, la velocidad de la corriente y la oferta de nutrientes (Vásquez *et al.*, 2014). Durante el cuarto muestreo (abril, correspondiente a la época histórica de altas lluvias), se registraron cambios importantes en la abundancia y los reportes de especies; aumentó la presencia de *B. awa*, *B. pseudospinae*, *B. spinae*, *Baetodes* sp., *C. patricki*, *C. redactus*, y *Nanomis* sp., y se redujo el número de organismos de las especies *A. robacki*, *C. edmundsi*, *G. queremba*, *P. Binodulus*, *V. minutus* y *V. singuil*. Estos resultados son similares a lo reportado por Baptista *et al.* (2000), quienes mencionan que la abundancia de la fauna de macroinvertebrados es afectada por los periodos de lluvia. Con relación al orden Ephemeroptera, Pérez y Segnini (2005) resaltan que generalmente esta biota es abundante en ríos y quebradas en periodos de lluvias altas y bajas.

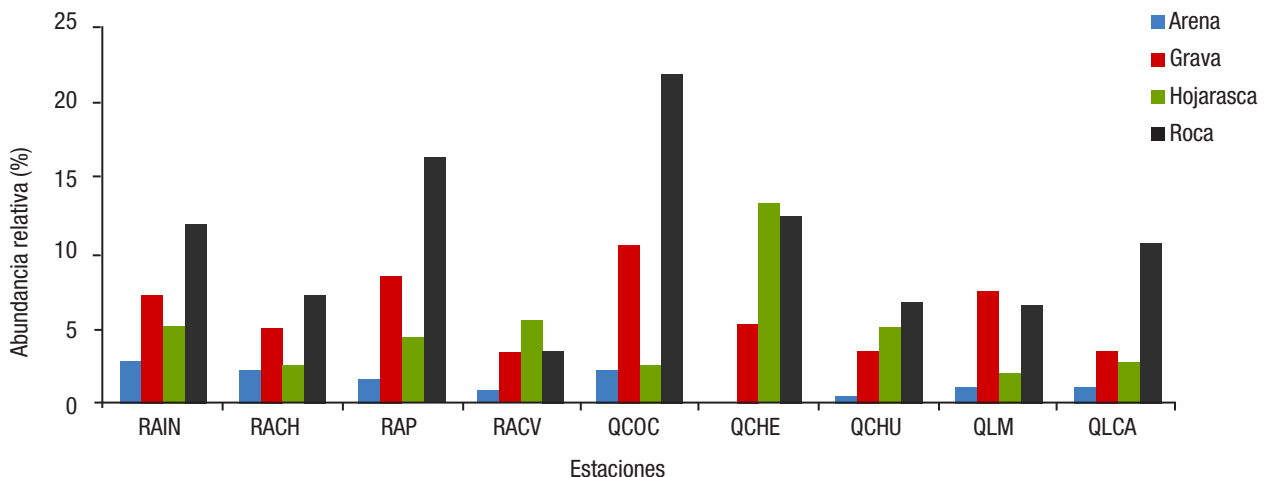
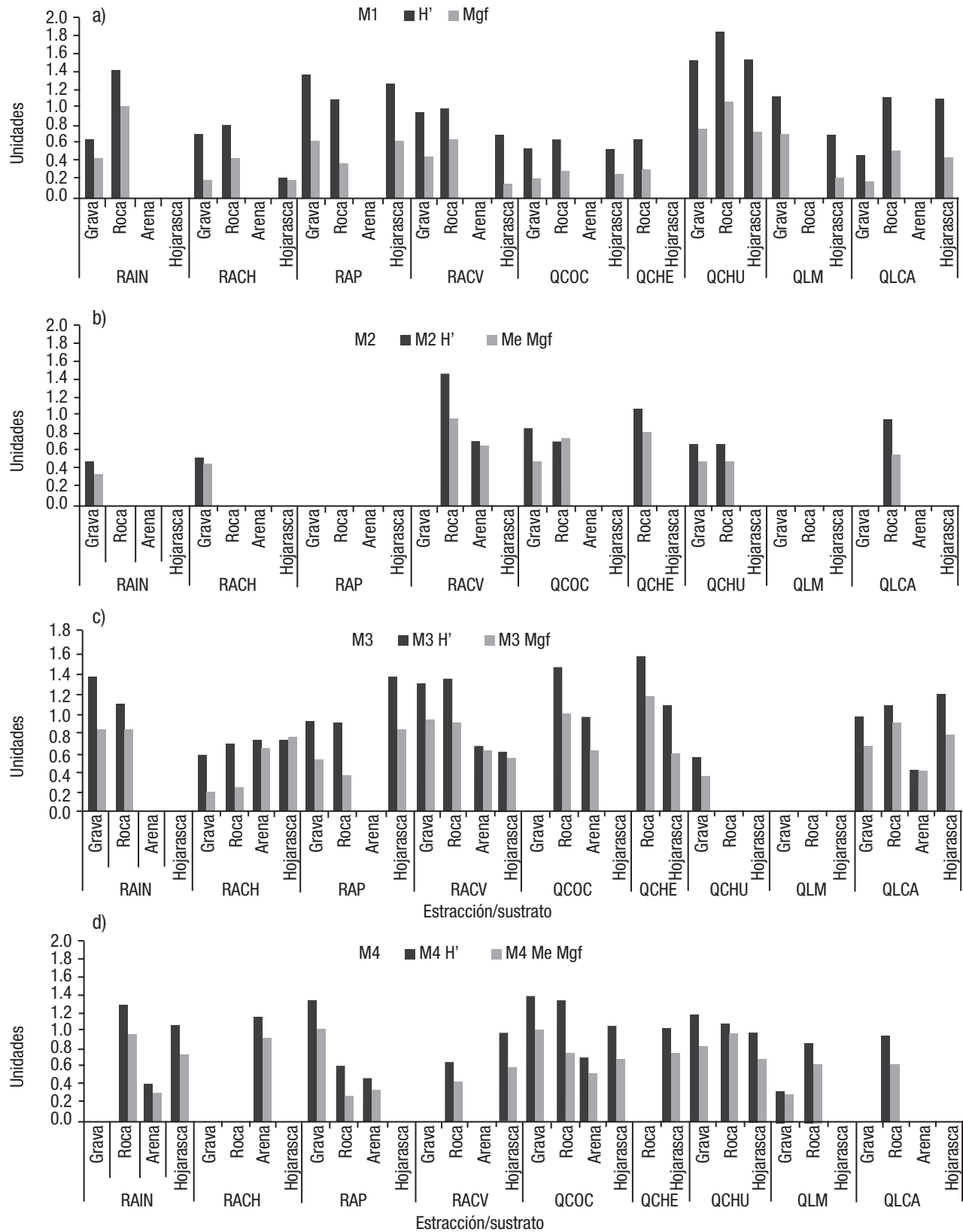


Figura 6. Abundancia relativa de la familia Baetidae por estación y microhábitat durante cuatro muestreos realizados en la cuenca del río Alvarado (Tolima, Colombia).

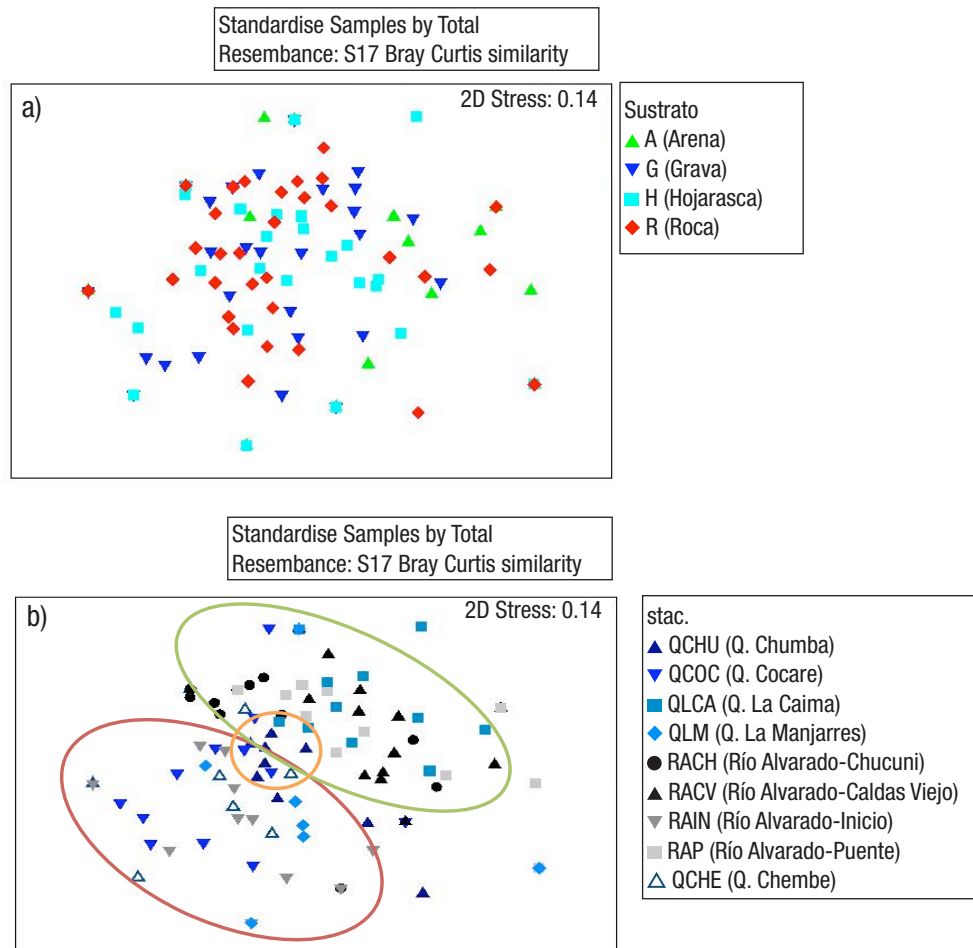


Figuras 7a-d. Valores de diversidad de Shannon-Wiener (H') y riqueza de Margalef (Mgf) de las especies de la familia Baetidae registrados en los sustratos encontrados en las estaciones de muestreo en el río Alvarado (Tolima, Colombia), durante cuatro periodos de estudio. M1= junio 2012; M2= septiembre 2012; M3= diciembre 2012; M4= abril 2013. Para conocer los nombres de las estaciones de muestreo ver tabla 1.

A nivel espacial, las estaciones RACV, en el cauce principal, y la QLCA presentaron las mayores densidades de organismos. A pesar de que estas dos estaciones se localizan en la parte más baja de la cuenca, cerca de la desembocadura donde se produce deterioro en la calidad de las aguas producto de los múltiples efluentes recibidos (Ramírez & Viña, 1998), la presencia de la fauna de bétidos fue relevante en ambas, porque las quebradas tributarias aportan su biota, nutrientes y un volumen importante de agua, facilitando el establecimiento y la colonización de esta fauna béntica (Reinoso, 2001; Vásquez *et al.*, 2010). Contrario a lo anterior, la estación RAIN, en el cauce principal, y la QCHE (quebrada tributaria) presentaron la densidad más baja de organismos. Estas estaciones se encuentran expuestas a una fuerte intervención antrópica que se refleja en las descargas de aguas residuales domésticas, la presencia de basura y la extracción de arena, condición que altera el tipo y la calidad del hábitat para el desarrollo de esta fauna, la cual puede verse afectada de manera importante a medida que recibe las descargas de desechos domésticos y agrícolas (Roldán, 2003; Roldán & Ramírez, 2008).

A pesar de que la fauna de la familia Baetidae puede desarrollarse en diferentes sustratos, como roca, arena, barro, entre otros (Springer, 2010), en la cuenca del río Alvarado se registraron las más altas densidades de individuos en el sustrato roca. La mayoría de ninfas de bétidos son raspadoras o recolectoras de detritus (Springer, 2010) y presentan patas robustas y uñas con numerosos denticulos, lo cual facilita la colecta del alimento que se encuentra en el sustrato roca.

Es importante mencionar que la mayoría de las especies que fueron abundantes en el sustrato roca y en grava han sido reportadas como especies con adaptaciones morfológicas para resistir la presión hidráulica, como presencia de tubérculos en el abdomen y reducción del filamento medio, tal como lo evidencian *Baetodes* sp., *B. spinae*, *B. Seudospinae* y *B. awa*; (Buss & Salles, 2007; Domínguez *et al.*, 2006), y la presencia de uñas con numerosos denticulos, como en el caso de *C. Edmunsy* y *C. patricki*; *A. robacki*, *V. minutus*, *V. singuil*, *P. binodulus*, *Nanomis* sp., *G. queremba* y *Prebaetodes* sp. (Buss & Salles, 2007). Por el contrario, la especie *C. redactus* no presenta características morfológicas para resistir la corriente de agua rápida y colonizar fácilmente



Figuras 8a-b. Diagramas de ordenación NMDS basados en las abundancias de las especies de insectos acuáticos de la familia Baetidae registradas en cuatro muestreos en el río Alvarado (Tolima, Colombia). a) escala de sustrato. b) Ordenación a nivel de estación.

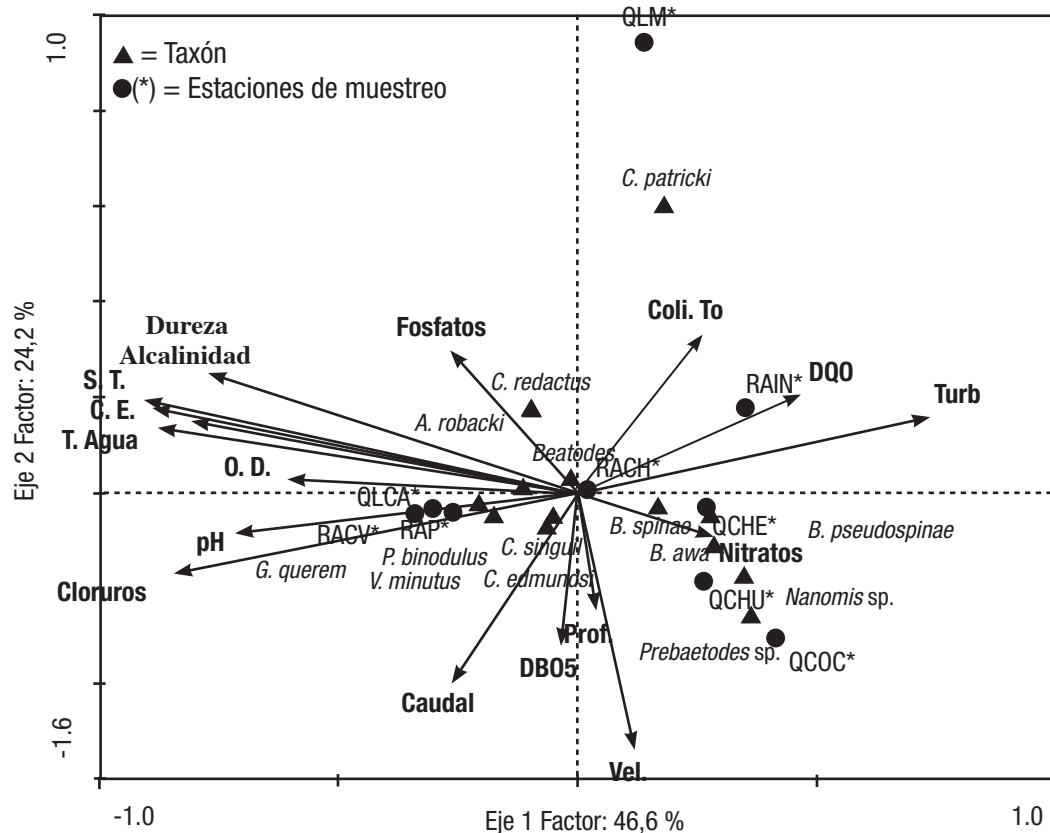


Figura 9. Diagrama de ordenación canónica de las especies de insectos acuáticos de la familia Baetidae en el río Alvarado (Tolima, Colombia), con relación a las variables fisicoquímicas y ambientales en las estaciones evaluadas. Donde Triángulo = Especies / Círculo = Estaciones. S. T. = Sólidos Totales, C. E. = Conductividad eléctrica, T. Agua = Temperatura del agua, DBO5 = Demanda Biológica de oxígeno, Coli. To = Coliformes Totales, DQO = Demanda química de oxígeno, Turb. = Turbiedad, Vel. = Velocidad de la corriente, Prof. = Profundidad. Para conocer el significado de las abreviaturas de las estaciones de muestreo consultar Tabla 1.

el sustrato roca y grava, ya que tiene piernas estrechas y garras sin denticulos (Domínguez *et al.*, 2006; Buss & Salles, 2007). El sustrato hojarasca también fue preferido por las especies *A. robacki*, *B. pseudospinae*, *B. spinae*, *G. Quereza* y *Prebaetodes* sp., ya que ofrece buenas condiciones de refugio y alimentación dada la alta heterogeneidad de hábitat y la alta riqueza de flora perifítica (Vásquez & Reinoso, 2012). A diferencia de lo anterior, el sustrato arena registró una densidad limitada de organismos. Generalmente este sustrato es inestable y presenta baja disponibilidad de materia orgánica que puede, en parte, conducir a una baja diversidad y riqueza de individuos (Hawkins, 1984).

Diversidad de la fauna de la familia Baetidae. En el presente estudio, los valores más altos de riqueza y diversidad para los cuatro periodos evaluados se encontraron en las estaciones RAIN, RACH y QCHU, las cuales reciben una fuerte influencia tanto de la urbanización como de la agricultura. Estos resultados contrastan con lo mencionado por Moore y Palmer (2005), quienes afirman que la mayor diversidad y riqueza de invertebrados se encuentra generalmente en sitios con influencia agrícola más que en sitios urbanizados. Por otra parte, la riqueza de invertebrados en las corrientes es estructurada puntualmente por eventos históricos y por las condiciones físicas y químicas únicas de cada lugar (Vinson & Hawkins, 1998). La alta diversidad se vio favorecida por la disponibilidad de sustrato, vegetación ribereña, entre otros (Vásquez & Reinoso, 2012).

Es de relevancia que estaciones como QCHE y QLM, donde se evidenció perturbación directa y continua, como extracción de arena, canalización y descarga de desechos domésticos, registraron los valores más bajos de riqueza y diversidad en todo el periodo de estudio. Se ha encontrado que la degradación de los ambientes lóticos por efectos antropogénicos (canalización, riego, embalses, entre otros) conduce por lo general a deficiencias o a la pérdida completa de las características de las estructuras naturales, creando uniformidad del medio ambiente y afectando de manera importante la diversidad y abundancia de su biota (Bauernfeind & Moog, 2000). Situación similar se registra en el presente estudio, donde la fauna Ephemeroptera se ve influenciada por las actividades antropogénicas a lo largo de la cuenca del río Alvarado.

Las diferencias en registro de especies y sus abundancias presentadas en el presente estudio a nivel temporal muestran que el caudal, el flujo de la corriente y la diversidad de sustratos influyen en la presencia de esta biota. Se ha encontrado que los valores altos de riqueza y diversidad de la fauna béntica se encuentran generalmente relacionados con el flujo rápido superficial sobre tramos rápidos y rocosos (Boyero & Bosch 2004; Vásquez & Reinoso, 2012). Durante la época de sequía (M1 y M3), se registraron los valores más altos de riqueza y diversidad, coincidiendo con los resultados de Baptista *et al.* (2000), quienes reportaron en ríos tropicales la mayor riqueza y diversidad en periodos de bajas precipitaciones. Entre tanto, durante el periodo co-

respondiente a lluvias (M4) disminuyó la riqueza y diversidad debido, en parte, a las fuertes crecientes presentadas antes y durante el muestreo, pues influyó de manera importante en la baja oferta de sustratos, zonas de rápidos fuertes y aumento de la velocidad. Varios trabajos han reportado una reducción en la abundancia de la fauna acuática durante periodos de lluvias; se destacan los de Baptista *et al.* (2000), Buss *et al.* (2004), Pérez y Segnini (2005) y Mesa (2010), quienes hallaron variaciones temporales en la abundancia y composición de los ensamblajes de macroinvertebrados acuáticos en los periodos de altas y bajas precipitaciones, al existir influencia negativa sobre esta fauna en los periodos de altas precipitaciones.

A nivel de sustrato, la mayor riqueza y diversidad se registró en roca y grava, sustratos preferidos por la mayoría de los efemerópteros (Baptista *et al.*, 2000; Buss & Salles, 2007), resultados que se pueden corroborar con los reportados por Pérez y Segnini (2005), Buss y Salles (2007) y Vásquez *et al.* (2012), quienes registraron los mismos valores en dichos sustratos. Estos datos pueden estar relacionados con la disponibilidad permanente de una variedad de sustratos que permiten el establecimiento y la colonización de una fauna béntica abundante y diversa (Bispo *et al.*, 2006; Boyero & Bosch, 2004; Buss *et al.*, 2004). Asimismo, Baptista (2000) relaciona estos sustratos con una alta disponibilidad de concentraciones de oxígeno disuelto. El sustrato arena registró la riqueza y diversidad más baja, lo cual coincide con los estudios de Vásquez *et al.* (2012) para la familia Baetidae. Es relevante mencionar que este sustrato es generalmente inestable y presenta baja disponibilidad de materia orgánica que puede en parte conducir a una baja diversidad y riqueza de individuos (Hawkins, 1984).

Ensamblaje de las especies de la familia Baetidae y asociación con variables fisicoquímicas y ambientales La familia Baetidae posee adaptaciones a los diferentes hábitats de los cuerpos de agua (Zúñiga *et al.*, 2004). La prueba de ordenación NMDS no mostró ningún agrupamiento que permitiera visualizar diferencias en la composición de especies por microhábitat, así que esto evidencia que no se registraron correlaciones significativas con respecto a la composición y estructura de la fauna de la familia Baetidae en cada sustrato, y las especies se distribuyen indistintamente en arena, roca, hojarasca y grava/guijarro. Posiblemente esto esté relacionado con lo mencionado por Allan (1995, citado por Pérez & Segnini, 2005), quien expuso que los hábitats con predominancia de sustratos rocosos de variado tamaño deben tener mayor diversidad de especies que los hábitats con sustratos arenosos, pero si ambos contienen grava las diferencias en la diversidad son realmente muy bajas.

A nivel espacial, la prueba de ordenación NMDS mostró dos agrupamientos; el primero reúne las estaciones donde predomina el impacto agrícola (RAP, RACV, QLCA, RACHU), y el segundo donde predomina el impacto de la urbanización (RAIN, QCOC, QCHE); mientras que la estación QCHU, localizada entre los dos grupos, es una estación ubicada en la parte media de la cuenca, con un mayor impacto agrícola que urbanístico. Estos resultados permiten visualizar diferencias en la composición de especies por estación y evidencian que existen correlaciones significativas con respecto a la composición y estructura de la fauna de la familia Baetidae en cada estación, mostrando en parte que las especies se distribuyen según el tipo de impacto recibido (Vásquez *et al.*, 2013; Forero & Reinoso, 2013).

Al relacionar las variables ambientales con la fauna de la familia Baetidae registrada en este estudio, se encontró que las especies

A. robacki, *C. redactus* y *Baetodes* sp. están relacionadas con altos valores de dureza, alcalinidad, conductividad eléctrica, sólidos totales, temperatura del agua, oxígeno disuelto y fosfatos, lo cual denota que su presencia está restringida a estas variables asociadas con procesos de mineralización (Ramírez & Viña, 1998).

Por otro lado, las especies *B. awa*, *B. pseudospinae*, *B. spinae*, *Nanomis* sp. y *Prebaetodes* sp. se encontraron relacionadas positivamente con valores medios de nitratos y negativamente con los fosfatos. Estas especies fueron registradas en las estaciones RACHU, QCHE, QCHU y QCOC, de gran influencia antrópica, lo cual evidencia que los impactos humanos influyen sobre las características fisicoquímicas de las corrientes; en particular, los nitratos se han encontrado relacionados a cuencas con una fuerte influencia de la urbanización y la agricultura, situación que influye sobre la composición y estructura de la fauna acuática (Mesa, 2010; Forero *et al.*, 2013; Vásquez *et al.*, 2014).

Es importante mencionar que la especie *Prebaetodes* sp., en el análisis ACC, se localizó entre las estaciones QCOC y QCHU, ya que sólo se registró en éstas. Igualmente, las mayores abundancias de las especies *Nanomis* sp., *B. awa*, *B. pseudospinae* y *B. spinae*, se encontraron en dichas estaciones. Estas quebradas tributarias del río Alvarado registran altas concentraciones de oxígeno disuelto, abundante vegetación riparia y oferta de los cuatro sustratos evaluados, aspectos que contribuyen de manera importante a la presencia de esta biota, que ha sido registrada en otros estudios en zonas poco intervenidas (Dominguez *et al.*, 2006).

La especie *C. patricki* se encontró relacionada con las variables coliformes totales, DQO y turbiedad, las cuales son propias de procesos de oxidación-reducción de la materia orgánica, lo cual refleja una fuerte intervención antrópica (Ramírez & Viña, 1998). Cabe resaltar que esta especie se encontró en las estaciones QLM y RAIN, las cuales evidenciaron descargas directas de aguas residuales domésticas, basura y procesos de extracción de arena. Su presencia en estas estaciones denota su tolerancia a los impactos antropogénicos. El género *Camelobaetidius* ha sido reportado en diferentes tipos de hábitats a lo largo de los ecosistemas acuáticos (Dominguez *et al.*, 2006). Entre tanto, las especies *V. minutus*, *V. singuil*, *P. binodulus*, *G. queremba* y *C. edmundsi* se encontraron relacionadas con las variables pH, oxígeno disuelto, cloruros, DBO5 y caudal; estas variables fisicoquímicas generalmente se relacionan con la presencia de materia orgánica (Ramírez & Viña, 1998; Roldán & Ramírez, 2008), características presentadas por las estaciones QLCA, RACV y RAP (con fuerte intervención agrícola y sustratos arenosos y rocosos), donde se registraron las especies, evidenciando tolerancia a cambios en sus microambientes. Hay que resaltar que tanto el género *Varipes* como el *Guajirolus* y *Camelobaetidius* han sido colectados en diferentes tipos de ambientes con variedad de sustrato (Dominguez *et al.*, 2006). Las actividades antropogénicas aportan una alta concentración de materia orgánica e iones que influyen en la determinación de los ensamblajes de los bétidos a lo largo de la cuenca. Algunos estudios han mostrado que, en general, la familia Baetidae se relaciona con aguas de buena calidad (Roldán, 2003; Zúñiga *et al.*, 2004; Domínguez *et al.*, 2006; Gutiérrez & Reinoso, 2010); sin embargo, los resultados de este estudio ponen de manifiesto que es a nivel de especie que se puede evaluar con más solidez la calidad del agua, ya que la respuesta de las especies a factores como precipitaciones, uso del suelo, caudales, variables fisicoquímicas y ambientales difieren en la mayoría de los casos. Tal como se detectó en los organismos del

género *Camelobaetidius*, en donde la especie *C. edmundsi* se encontró relacionada con las variables oxígeno disuelto, pH, cloruros, caudal y DBO5, mientras que *C. patricki* estuvo relacionado con las variables pH, turbiedad y coliformes totales. Lo anteriormente mencionado evidencia la necesidad de llegar a niveles específicos en la taxonomía de Baetidae para establecer los requerimientos ecológicos de cada especie en particular.

En el ecosistema acuático, cada especie en particular vive en un medio determinado y está “adaptada” a las condiciones ambientales propias de ese medio; por lo tanto, cualquier alteración de alguno de los factores de su entorno puede afectarla de manera directa e indirecta, e incluso provocar su desaparición (Roldán & Ramírez, 2008). Cuando llega una fuente de contaminación al ecosistema, ya sea doméstica, agrícola o industrial, las condiciones fisicoquímicas del agua cambian, y para muchas especies la única alternativa es adaptarse, y las que no se adaptan mueren (Roldán & Ramírez, 2008).

Los resultados obtenidos permiten evidenciar cómo la composición y estructura de la familia Baetidae depende de diversos factores, como disponibilidad y calidad de los microhábitats, régimen de precipitación, variables fisicoquímicas y ambientales, entre otros, los cuales son fundamentales en la determinación de los ensamblajes de macroinvertebrados acuáticos. Se evidencia además cómo estos factores y la intervención humana pueden influir de manera marcada en la dinámica ecológica de las especies (Buss *et al.*, 2004). La dramática pérdida de la biodiversidad global motiva a aunar esfuerzos de científicos e instituciones ambientales para la preservación de estas comunidades (Galbraith *et al.*, 2008, citado por Vásquez, 2012).

AGRADECIMIENTOS

Las autoras agradecen al Comité Central de Investigaciones y al Grupo de Investigación en Zoología de la Universidad del Tolima por el soporte financiero. De manera especial, a los doctores Rafael Boldrini, Luke Jacobus y Boris Kondratieff, por el apoyo en la confirmación taxonómica de los organismos. A Francisco Villa, Jesús Vásquez, Tatiana Parra, Edison Duarte, Leonardo Lozano, Laura Rojas, Diana Jiménez, Jonathan Gordillo, Gabriel Albornoz y Cristhian Conde, por su apoyo en campo y laboratorio. La primera autora agradece a Colciencias por la beca 525-2011 y 566-2012 del programa Jóvenes Investigadores e Innovadores “Virginia Gutiérrez de Pineda”, contribución 471 del Grupo de Investigación en Zoología de la Universidad del Tolima.

REFERENCIAS

- ALLAN, D. J. 1995. Stream ecology. Structure and function. Chapman and Hall. London. 388 p.
- BACCA, T., G. CASTILLO, M. RODRÍGUEZ & L. G. DIAS. 2008. Inventarios de los Ephemeroptera de Nariño. *In*: Resúmenes del XXXV Congreso de la Sociedad Colombiana de Entomología-SOCOLEN. Santiago de Cali, Colombia.
- BAPTISTA, D. F., D. F. BUSS, L. F. M. DORVILLE & J. NESSIMIAN. 2001. Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé river basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 61 (2): 249-258. DOI: 10.1590/S0034-71082001000200007
- BAUERNFEIND, E. & O. MOOG. 2000. Mayflies (Insecta: Ephemeroptera) and the assessment of ecological integrity: a methodological approach. *Hydrobiologia* 422 (423): 71-83. DOI: 10.1007/978-94-011-4164-2_6
- BISPO, P. C., L. G. OLIVEIRA, L. M. BINI & K. G. SOUSA. 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. *Brazilian journal of biology Revista Brasileira de Biologia*, 66 (2B): 611-622. DOI: 10.1590/S1519-69842006000400005
- BOLDRINI, R., P. V. CRUZ, F. F. SALLES, E. L. BELMONT & N. HAMADA. 2012. Baetidae (Insecta: Ephemeroptera) from northeastern Brazil. *Check List*, 8 (1): 88-94. DOI: 10.15560/8.1.088
- BOYERO, L. & J. BOSCH. 2004. The effect of riffle-scale environmental variability on macroinvertebrate assemblages in a tropical stream. *Hydrobiologia* 524 (1): 125-132. DOI: 10.1023/B:HYDR.0000036127.94781.3c
- TER BRAAK, C. J. F. & P. SMILAUER. 2009. Canoco. Wageningen: Biometris-Plant Research International.
- BUSS, D. F., D. F. BAPTISTA, J. L. NESSIMIAN, & M. EGLER. 2004. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia* 518 (1-3): 179-188. DOI: 10.1023/B:HYDR.0000025067.66126.1c
- BUSS, D. F. & F. F. SALLES. 2007. Using Baetidae species as biological indicators of environmental degradation in a Brazilian River Basin. *Environmental Monitoring and Assessment* 130 (1-3): 365-372. DOI: 10.1007/s10661-006-9403-6
- CORTOLIMA. 2009. Plan de ordenación y manejo de la Cuenca hidrográfica mayor del río Totare, convenio CORTOLIMA, CORPOICA, SENA y UNIVERSIDAD DEL TOLIMA. Disponible en línea en: <http://www.cortolima.gov.co/cuenca-gual/gesti-n-integral-recurso-h-drico>.
- DE SOUZA, M. R., F. F. SALLES & J. L. NESSIMIAN. 2011. Three new species of *Baetodes* Needham & Murphy (Ephemeroptera: Baetidae) from Espírito Santo State, Brazil. *Aquatic Insects* 33 (2): 93-104. DOI: 10.1080/01650424.2011.576118
- DIAS, L., M. C. ZÚÑIGA & T. BACCA. 2009. Estado actual del conocimiento del orden Ephemeroptera en Colombia. *In*: Memorias XXXVI Congreso Sociedad Colombiana de Entomología-SOCOLEN. Simposio de Invertebrados. Medellín, Colombia. pp. 236-253.
- DOMÍNGUEZ, E. & H. R. FERNÁNDEZ (Eds.). 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología*. 1a. Ed. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina. 656 p.
- DOMÍNGUEZ, E., M. DEL CARMEN ZÚÑIGA & C. MOLINERI. 2002. Estado actual del conocimiento y distribución del Orden Ephemeroptera (Insecta) en la región amazónica. *Caldasia*. 24 (2): 459- 469.
- DOMÍNGUEZ, E., C. MOLINERI, M. PESCADOR, M. HUBBARD, & C. NIETO. 2006. *Ephemeroptera of South America*. Pensoft Publishers. 646 p.
- DOMÍNGUEZ, E. C. MOLINERI, & C. NIETO. 2009. Ephemeroptera. *In*: Domínguez, E. y H. R. Fernández (Eds.). *Macroinvertebrados bentónicos*

- sudamericanos: sistemática y biología*. 1a ed. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina. pp. 55-93.
- DOMINIQUE, Y., C. MATHURIAU, & A. THOMAS. 2001. Étude systématique du genre *Camelobaetidium* Demoulin, 1966 en Colombie [Ephemeroptera, Baetidae]. *Bulletin de la Société d'histoire naturelle de Toulouse* 137: 17-32.
- ELOSEGI, A., S. SABATER. (Eds.) 2009. *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA. 448 p.
- FERNÁNDEZ, H. & E. DOMÍNGUEZ. 2001. *Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos*. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán. Tucumán, Argentina. 282 p.
- FLOWERS, R. W. 1985. *Guajirulus*, a new genus of Neotropical Baetidae (Ephemeroptera). *Studies on the Neotropical Fauna and Environment* 20 (1): 27-31. DOI: 10.1080/01650528509360667
- FORERO-CÉSPEDES, A. M. & G. REINOSO-FLÓREZ. 2013. Estudio de la familia Baetidae (Ephemeroptera: Insecta) en una cuenca con influencia de la urbanización y agricultura: río Alvarado-Tolima. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas* 25: 12-21.
- GALBRAITH, H. S., C. C. VAUGHN, & C. K. MEIER. 2008. Environmental variables interact across spatial scales to structure trichopteran assemblages in Ouachita Mountain rivers. *Hydrobiologia* 596 (1): 401-411. DOI: 10.1007/s10750-007-9124-z
- GOULART, M. & M. CALLISTO. 2005. Mayfly diversity in the Brazilian tropical Headwaters of Serra do Cipó. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 48 (6): 983-996. DOI: 10.1590/S1516-89132005000800015
- GUTIÉRREZ, C. & G. REINOSO. 2010. Géneros de ninfas del orden Ephemeroptera (Insecta) del departamento del Tolima, Colombia: listado preliminar. *Biota Colombiana* 11 (1-2): 23-32.
- GUTIÉRREZ, Y., L. G. DIAS & F. F. SALLES. 2013. *Paracloeodes caldensis* (Ephemeroptera: Baetidae), an atypical new species from the Colombian Andes. *Zootaxa* 3721 (3): 291-295. DOI: 10.11646/zootaxa.3721.3.6
- HAMMER, Ø., D. A. T. HARPER & P. D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological Statistics software: Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4 (1): 1-9.
- HAWKINS, C. P. 1984. Substrate associations and longitudinal distributions in species of Ephemerellidae (Ephemeroptera: Insecta) from western Oregon. *Freshwater Invertebrate Biology* 3 (4):181-188. DOI: 10.2307/1467122
- LUGO-ORTIZ, C. R. & W. P. McCAFFERTY. 1996a. *Aturbina georgei* gen et sp.-n.: A small minnow mayfly (Ephemeroptera: Baetidae) without turbinate eyes. *Aquatic Insects* 18 (3): 175-183. DOI: 10.1080/01650429609361619
- LUGO-ORTIZ, C. R. & W. P. McCAFFERTY. 1996b. The genus *Paracloeodes* (Insecta: Ephemeroptera: Baetidae) and its presence in South America. *Annales de Limnologie* 32 (3): 161-169. DOI: 10.1051/limn/1996015
- LUGO-ORTIZ, C. R. & W. P. McCAFFERTY. 1996c. Phylogeny and classification of the *Baetodes* complex (Ephemeroptera: Baetidae), with description of new genus. *Journal of the North American Benthological Society* 15 (3): 367-380. DOI: 10.2307/1467283
- LUGO-ORTIZ, C. R. & W. P. McCAFFERTY. 1996d. Taxonomy of the neotropical genus *Americabaetis*, new status (Insecta: Ephemeroptera: Baetidae). *Studies Neotropical Fauna and Environment* 31 (3-4): 156-169. DOI: 10.1076/snfe.31.3.156.13341
- LUGO-ORTIZ, C. R. & W. P. McCAFFERTY. 1998. Five new genera of Baetidae (Insecta: Ephemeroptera) from South America. *Annales de Limnologie* 34 (1): 57-73. DOI: 10.1051/limn/1998007
- LUGO-ORTIZ, C. R. & W. P. McCAFFERTY. 1999. Three new genera of small minnow mayflies (Insecta: Ephemeroptera: Baetidae) from the Andes and Patagonia. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 34 (2): 88-104. DOI: 10.1076/snfe.34.2.88.2102
- MAYO, V. K. 1968. Two new species of the genus *Baetodes* from Ecuador (Ephemeroptera: Baetidae). *Pan-Pacific Entomologist* 44 (3): 251-257.
- MAYO, V. K. 1973. Four new species of the genus *Baetodes* (Ephemeroptera: Baetidae). *Pan-Pacific Entomologist* 49 (4): 308-314.
- MESA, L. M. 2010. Effect of spates and land use on macroinvertebrate community in Neotropical Andean streams. *Hydrobiologia* 641 (1): 85-95. DOI: 10.1007/s10750-009-0059-4
- MERRITT, W., W. CUMMINS & M. B. BERG (Eds.). 2008. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. 4^{ta} Ed. Kendall/Hunt Publishing Company. 1157 p.
- MOHAMMAD, B., R. GARZA, V. GARZA, & J. LANDEROS. 2005. Los Indicadores Biológicos en la Evaluación de la Contaminación por Agroquímicos en Ecosistemas Acuáticos y Asociados. *Centro Universitario de Investigación Científica y Tecnológica (CUICyT)* 6: 4-20.
- MOORE, A. A. & M. A. PALMER. 2005. Invertebrate biodiversity in agricultural and urban headwater streams: Implications for conservation and management. *Ecological Applications* 15 (4): 1169-1177. DOI: 10.1890/04-1484
- MUÑOZ, D. & R. OSPINA. 1999. Guía para la identificación genérica de los Ephemeropteros de la Sabana de Bogotá, Colombia, Ninfas y algunos géneros de adultos. *Actualidades Biológicas* 21 (70): 47-60.
- FALCÃO, J. N., F. F. SALLES & N. HAMADA. 2011. Baetidae (Insecta, Ephemeroptera) ocorrentes em Roraima, Brasil: novos registros e chaves para gêneros e espécies no estágio ninfal. *Revista Brasileira de Entomologia* 55 (4): 516-548. DOI: 10.1590/S0085-56262011005000048
- NIETO, C. 2003a. El género *Camelobaetidium* (Ephemeroptera: Baetidae) en la Argentina. *Acta Zoológica Mexicana* 88: 233-255.
- NIETO, C. 2003b. A new species of *Guajirulus* (Ephemeroptera: Baetidae) from Argentina and description of a new genus from Bolivia. *Systematics, Taxonomy and Phylogeny of Ephemeroptera* 153-158.
- NIETO, C. 2004a. The Genus *Baetodes* (Ephemeroptera: Baetidae) in South America with the Description of New Species from Argentina, Bolivia and Peru. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 39 (1): 63-79. DOI: 10.1080/01650520412331270990

- NIETO, C. 2004b. South American Baetidae (Ephemeroptera): a New Generic Synonymy. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 39 (2): 95-101. DOI: 10.1080/01650520412331333747
- NIETO, C. 2004c. Redescription of *Varipes* (Ephemeroptera: Baetidae), with the description of new species from Bolivia and Argentina. *Aquatic Insects* 26 (3-4): 161-173. DOI: 10.1080/01650420412331327240
- NIETO, C. & F. F. SALLES. 2006. Revision of the Genus *Paracloeodes* (Ephemeroptera: Baetidae) in South America. *Zootaxa* 1303: 1-33.
- NIETO, C. 2010. Cladistic analysis of the family Baetidae (Insecta: Ephemeroptera) in South America. *Systematic Entomology* 35 (3): 512-525. DOI: 10.1111/j.1365-3113.2010.00523.x
- NORRIS, R. H. & C. P. HAWKINS. 2000. Monitoring river health. *Hydrobiología* 435 (1-3): 5-17.
- PÉREZ, B. & S. SEGNINI. 2005. Variación espacial de la composición y diversidad de géneros de Ephemeroptera (Insecta) en un río tropical altianoandino. *Entomotropica* 20 (1): 49-57.
- RAMÍREZ GONZÁLEZ, A. & G. VIÑA VIZCAÍNO. 1998. *Limnología Colombiana: aportes a su conocimiento y estadística de análisis*. Fundación universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá. 293 p.
- REINOSO, G. 2001. *Estudio bioecológico de los tricópteros del río Alvarado en el trayecto comprendido entre El Salado y Alvarado Tolima*. Universidad del Tolima, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología. 79 p.
- ROLDÁN PÉREZ, G. 2003. *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: Uso del método BMWP/Col*. Editorial Universidad Antioquia. Medellín, Colombia. 170 p.
- ROLDÁN PÉREZ, G. & J. J. RAMÍREZ RESTREPO. 2008. *Fundamentos de Limnología neotropical*. 2ª ed. Editorial Universidad de Antioquia. Medellín. 440 p. Salinas, L. G., L. G. Dias, F. F. Salles, & T. Bacca. 2011. Three new species of Baetodes Needham & Murphy (Ephemeroptera: Baetidae) from Colombia. *Zootaxa* 3110: 61-68.
- SALLES, F. F. & C. R. LUGO-ORTIZ. 2003a. Um novo gênero e espécie de Baetidae (Ephemeroptera) do Estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. *Iheringia Série Zoologia* 93 (2): 201-206. DOI: 10.1590/S0073-47212003000200012
- SALLES, F. F. & C. R. LUGO-ORTIZ. 2003b. Nova Espécie de *Cloeodes* Traver (Ephemeroptera: Baetidae) do Estado do Rio de Janeiro. *Neotropical Entomology* 32 (3): 449-452. DOI: 10.1590/S1519-566X2003000300011
- SALLES, F. F., C. N. FRANCISCHETTI, F. O. ROQUE, M. PEPINELLI & S. TRIVINHO STRIXINO. 2003a. Levantamento preliminar dos gêneros e espécies de baetidae (Insecta: Ephemeroptera) do estado de são paulo, com ênfase em coletas realizadas em córregos florestados de baixa ordem. *Biota Neotropica* 3 (2): 1-7. DOI: 10.1590/S1676-06032003000200011
- SALLES, F. F., E. R. DA-SILVA & C. R. LUGO-ORTIZ. 2003b. Descrição da ninfa e redescricao dos adultos de *Callibaetis radiatus* Navás (Insecta: Ephemeroptera: Baetidae). *Lundiana* 4 (1): 13-18.
- SALLES, F. F. & L. G. DIAS. 2004. Descrição dos adultos de *Camelobaetidius billi* (Ephemeroptera, Baetidae). *Iheringia Série Zoologia* 94 (3): 269-270. DOI: 10.1590/S0073-47212004000300007
- SALLES, F. F. & C. N. FRANCISCHETTI. 2004. *Cryptonympha* dasilvai sp. nov. (Ephemeroptera: Baetidae) do Brasil. *Neotropical Entomology* 33 (2): 213-216. DOI: 10.1590/S1519-566X2004000200011
- SALLES, F. F., E. R. DA-SILVA, M. D. HUBBARD & J. E. SERRÃO. 2004a. As espécies de Ephemeroptera (Insecta) registradas para O Brasil. *Biota Neotropica* 4 (2): 1-34. DOI: 10.1590/S1676-06032004000200011
- SALLES, F. F., J. D. BATISTA, & H. R. S. CABETTE. 2004b. Baetidae (Insecta: Ephemeroptera) de Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil: Novos registros e descrição de uma nova espécie de *Cloeodes* Traver. *Biota Neotropica* 4 (2): 1-8. DOI: 10.1590/S1676-06032004000200004
- SALLES, F. F., E. R. DA-SILVA, J. E. SERRÃO & C. N. FRANCISCHETTI. 2004c. Baetidae (Ephemeroptera) from Southeastern Brazil: New records and key to nymph genera. *Neotropical Entomology* 33 (6): 725-735. DOI: 10.1590/S1519-566X2004000600010
- SALLES, F. F., & J. E. SERRÃO. 2005. The nymphs of the genus *Camelobaetidius* Demoulin (Ephemeroptera : Baetidae) in Brazil : new species, new records, and key for the identification of the species. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* 41 (4): 267-279. DOI: 10.1051/limn/2005014
- SALLES, F. F., M. B. ANDRADE & E. R. DA-SILVA. 2005a. *Camelobaetidius franciscchetti*: a new species of Baetidae (Ephemeroptera) from Brazil. *Zootaxa* 1027: 47-53.
- SALLES, F. F. 2011. Uso da família Baetidae (Ephemeroptera) como bioindicador no Brasil. In: Memórias Congresso XXXVIII. Congresso Sociedade Colombiana de Entomologia-SOCOLEN.
- SALLES, F. F., S. M. PEREIRA, J. E. SERRÃO. 2005b. Redescription of *Camelobaetidius* leentvaari Demoulin, 1966 from Suriname and Brazil [Ephemeroptera: Baetidae]. *Ephemera* 5 (2): 69-75.
- SALLES, F. F. 2007. The presence of Chane Nieto and Guajirolus Flowers (Ephemeroptera, Baetidae) in Brazil with the description of a new species. *Revista Brasileira de Entomologia* 51 (4): 404-409. DOI: 10.1590/S0085-56262007000400002
- SALLES, F. F. & C. M. POLEGATTO. 2008. Two new species of *Baetodes* Needham & Murphy (Ephemeroptera: Baetidae) from Brazil. *Zootaxa* 1851: 43-40.
- SALLES, F. F. & R. BOLDRINI. 2008. Male Imago Description of *Americabaetis* longetron Lugo-Ortiz & McCafferty (Ephemeroptera: Baetidae), and First Key to Adults of the Genus. *Neotropical Entomology* 37 (5): 564-566. DOI: 10.1590/S1519-566X2008000500010
- SALLES, F. F. & C. NIETO. 2008. Los estados adultos de *Nanomis* y *Spiritiops* (Ephemeroptera: Baetidae). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 67 (1-2): 35-39.
- SALLES, F. F. & J. M. CAVALCANTE DO NASCIMENTO. 2009. The genus *Rivudiva* Lugo-Ortiz and McCafferty (Ephemeroptera: Baetidae): First generic description of adults, new combinations, and notes on the nymphs. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 45 (4): 231-235. DOI: 10.1051/limn/2009023
- SALLES, F. F., E. A. RAIMUNDI, R. BOLDRINI & G. M. SOUZA-FRANCO. 2010a. The genus *Americabaetis* Kluge (Ephemeroptera: Baetidae) in Brazil: new species, stage description, and key to nymphs. *Zootaxa* 2560: 16-28.

- SALLES, F. F., J. M. CAVALCANTE DO NASCIMENTO, F. C. MASSARIOL, K. B. ANGELI, P. BARCELOS ESILVA, J. A. RÚDIO, & R. BOLDRINI. 2010b. Primeiro levantamento da fauna de Ephemeroptera (Insecta) do Espírito Santo, Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 10 (1): 293-307. DOI: 10.1590/S1676-06032010000100025.
- SOUZA, H. D. L., L. JÜEN, & H. S. R. CABBETTE. 2011. Diversidade Beta de Baetidae (Ephemeroptera) em Córregos da Bacia Hidrográfica do Rio Pindaíba (MT). In: Dos Santos, J. E., C. Galbiati, L. E. Moschini (Org). *Gestão e educação ambiental: Água, Biodiversidade e Cultura*. Vol. 3. Rima Editora. São Carlos. pp. 109-123.
- SPRINGER, M. 2010. Biomonitorio acuático. *Revista de Biología Tropical* 58 (4): 53-59.
- VÁSQUEZ-RAMOS, J. M. & G. REINOSO FLÓREZ. 2012. Estructura de la fauna bética en corrientes de los Andes colombianos. *Revista Colombiana de Entomología* 38 (2): 351-358.
- VÁSQUEZ-RAMOS, J. M., G. GUEVARA-CARDONA & G. REINOSO-FLÓREZ. 2013. Impactos de la urbanización y agricultura en cuencas con bosque seco tropical: influencia sobre la composición y estructura de larvas de Tricópteros. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas* 25: 61-70.
- VÁSQUEZ-RAMOS, J. M., G. GUEVARA-CARDONA & G. REINOSO-FLÓREZ. 2014. Factores ambientales asociados con la preferencia de hábitat de larvas de tricópteros en cuencas con bosque seco tropical (Tolima, Colombia). *Revista de Biología Tropical* 62 (2): 21-40.
- VINSON, M. R. & C. P. HAWKINS. 1998. Biodiversity of Stream Insects: Variation at Local, Basin, and Regional Scales. *Annual Review of Entomology* 43: 271-293. DOI: 10.1146/annurev.ento.43.1.271
- WALTZ, R. D. & W. P. McCafferty. 1987. Generic revision of *Cloeodes* and description of two new genera (Ephemeroptera: Baetidae). *Proceedings of the Entomological Society of Washington* 89 (1): 177-184.
- WALTZ, R. D. & S. K. BURIAN. 2008. Ephemeroptera. . In: Merritt R. W., K. W. Cummins & M. B. Berg (Eds.). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. 4th ed. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa, pp. 181-236.
- ZÚÑIGA, M. D. C., C. MOLINERI, & E. DOMÍNGUEZ. 2004. El orden Ephemeroptera (Insecta) en Colombia. In: Fernández, C. F., M. Gonzalo Andrade & G. D. Amat. (Eds.). *Insectos de Colombia*. 3: 17-42.

Diversidad de crustáceos en la cuenca baja del río Papaloapan, Veracruz, México

Crustaceans diversity of the lower basin river Papaloapan, Veracruz, Mexico

José Francisco Miranda-Vidal, Everardo Barba-Macías, Cinthia Trinidad-Ocaña y Juan Juárez-Flores

Departamento de Ciencias de la Sustentabilidad. Manejo Sustentable de Cuencas y Zonas Costeras. El Colegio de la Frontera Sur, unidad Villahermosa. Km 15.5 Carretera a Reforma s/n, R/a Guineo Segunda Secc. Villahermosa Centro, Tabasco, 86280. México
e-mail: ebarba@ecosur.mx

Recibido: 25 de mayo de 2015.**Aceptado:** 06 de mayo de 2016.

Miranda-Vidal J. F., E. Barba-Macías, C. Trinidad-Ocaña y J. Juárez-Flores. 2016. Diversidad de crustáceos en la cuenca baja del río Papaloapan, Veracruz, México. *Hidrobiológica* 26 (3): 475-482.

RESUMEN

Antecedentes. La cuenca baja del río Papaloapan es muy importante por sus extensos humedales y la biota que presenta. Sin embargo esta zona ha sido impactada por diversas actividades económicas (ingenios azucareros y petroleras) principalmente. **Objetivos.** El propósito de este estudio fue analizar la diversidad de crustáceos en la cuenca baja del río Papaloapan. **Métodos.** Se realizó un muestreo en las épocas de secas y lluvias en el año 2013, a través de muestreos diurnos con diversas artes de colecta, además se registraron variables fisicoquímicas del agua en diversos tributarios de la cuenca. **Resultados.** La localidad que presentó los mayores valores de salinidad y sólidos disueltos totales en secas fue río Blanco (2.9 ups y 2704 mg/l), la menor concentración de oxígeno se registró en río San Agustín en secas y río Blanco en lluvias (1.09 y 2.09 mg/l) respectivamente. En total se recolectaron 4,587 organismos correspondientes a diez familias, doce géneros y dieciséis especies. *Potimirim mexicana* y *Hyalella azteca*, dominaron en términos de densidad con 34% y 26% en secas y *Macrobrachium* sp. y *P. mexicana* con 59% y 30%, dominaron en lluvias respectivamente. La mayor diversidad espacial se presentó en la época de secas en río Blanco ($H' = 1.99$) y mínima en Playa Vicente ($H' = 0.37$), en lluvias la mayor diversidad se presentó en Sontecomapan ($H' = 1.08$) y la mínima en la localidad río Blanco con ($H' = 0.29$). **Conclusiones.** Los macroinvertebrados entre ellos los crustáceos, son elementos biológicos primordiales para los sistemas acuáticos al desempeñar un papel importante en el reciclaje de materia orgánica y transferencia de energía a diversos niveles tróficos. Debido a esto es importante tener conocimiento de su dinámica y estructura poblacional que, junto con las variables ambientales que modifican su distribución y abundancia, nos permitirán distinguir sobre cambios por afectaciones humanas en el ambiente acuático y circundante y aquellos cambios producidos naturalmente.

Palabras clave: Cuenca, crustáceos, distribución, diversidad, río Papaloapan.

ABSTRACT

Background. Papaloapan river's lower basin is very important for its extensive wetlands and biota presented. However this area is very impacted by several economic activities (sugar mill and oil extraction) mainly. **Goals.** The aim of the study was to determine the diversity of crustaceans in the lower basin of Papaloapan river. **Methods.** The collection of organisms is carried out in the dry and rainy seasons in 2013, diurnal sampling with diverse collectors was apply and registering physiochemical variables of the water in different tributaries of the basin. **Results.** Río Blanco had the highest salinity and total dissolved solids (2.9 ups and 2704 mg / l) respectively. The lower oxygen concentration was recorded in San Agustín and Blanco rivers (1.009 y 2.09 mg / l) respectively. A total of 4,587 organisms were collected corresponding to ten families, twelve genera and sixteen species. *Potimirim mexicana* and *Hyalella azteca* dominated in terms of density with 34% and 26% in dry season, in the rainy season *Macrobrachium* sp., and *P.mexicana* dominated in density with 59% y 30% respectively. The greatest spatial diversity in dry season was in Blanco river with ($H' = 0.29$) and minimum in Playa Vicente ($H' = 0.37$), in rainy season highest diversity was in Sontecomapan ($H' = 1.08$), while Blanco river showed the minimum diversity ($H' = 0.29$). **Conclusions.** The macroinvertebrates including crustaceans, are primordial organisms into aquatic systems to play an important role in recycling organic matter and energy transfer to different trophic levels, the knowledge of the dynamic and population structure of this communities and it's ecology will allow us distinguish between changes by human affectations in aquatic systems and its surrounding and changes produced naturally.

Key words: Basin, crustaceans, distribution, diversity, Papaloapan river.

INTRODUCCIÓN

El sistema fluvial del río Papaloapan es el de mayor importancia en el país por su caudal, después del sistema Grijalva-Usumacinta. Su escurrimiento medio anual es aproximadamente de 47,000 millones de metros cúbicos, con fluctuaciones entre 25,000 y 67,000 millones de m³. Vierte sus aguas al Golfo de México a través de la Laguna de Alvarado. Esta cuenca es considerada como región prioritaria, debido a que representa un área de conectividad y de integración entre sistemas terrestres y humedales. Estos ecosistemas acuáticos proporcionan hábitat para una gran diversidad de especies, tanto de importancia ecológica como económica (SAHR, 1993; Mejía-Ortiz *et al.*, 2011; Consejo de cuenca del río Papaloapan, 2013). Entre la fauna más representativa de los humedales se encuentran los crustáceos, que por su gran número de individuos y diversidad dan estructura a las comunidades de macroinvertebrados que habitan en ellos; además desempeñan un papel importante en la transferencia energética hacia niveles tróficos superiores (Barba *et al.*, 2000); incluso algunos pueden emplearse como indicadores de la calidad del agua (Álvarez *et al.*, 1996; de la Lanza *et al.*, 2000). Debido a sus variadas adaptaciones, entre las que destacan la respiración aérea (Díaz & Rodríguez, 1977) y la capacidad de osmorregulación de iones minerales (Mantel & Farmer, 1983), estos organismos han invadido tanto ambientes dulceacuícolas como terrestres, lo que representa el 10% y 1% respectivamente de la diversidad (Álvarez *et al.*, 1996).

Los crustáceos son primordiales para caracterizar los cuerpos de agua y esenciales para conocer las condiciones en las que éstos se encuentran gracias a su sedentarismo, amplia distribución y tolerancia a ambientes poco favorables (Raz-Guzmán, 2000). A pesar de la gran importancia que tienen estos organismos, en México no se han estudiado lo suficiente, aunque el país está rodeado de litoral marino, incluyendo una amplia zona económica exclusiva, tanto del océano Pacífico, como del Atlántico y del mar Caribe.

Cabe destacar la importancia del presente trabajo como contribución al conocimiento de la biodiversidad de crustáceos presentes en la cuenca baja del río Papaloapan, mediante la evaluación y cuantificación de aspectos como la abundancia, densidad y composición de especies, así como de los posibles patrones espaciales o temporales existentes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. El estado de Veracruz de Ignacio de la Llave se encuentra al oriente de la República Mexicana. Colinda al norte con el estado de Tamaulipas, al este con el Golfo de México, al sur con los estados de Oaxaca y Tabasco, y al oeste con San Luis Potosí, Hidalgo y Puebla (Carrillo & Villalobos, 2011). La cuenca del río Papaloapan comprende la región hidrológica No. 28/B y se ubica en la vertiente del Golfo de México, aproximadamente en la parte media del arco que forma el litoral mexicano. Se calcula que tiene un área de 47, 517 Km² y abarca territorialmente las entidades federativas de Puebla, Oaxaca y Veracruz en la que se localizan 244 municipios y radica una población de 3.3 millones de habitantes. El sistema hidrográfico del Papaloapan es el segundo más importante después del sistema Grijalva-Usumacinta por su caudal. Vierte sus aguas en la Laguna de Alvarado con un promedio de 47,000 millones de m³ anuales, con fluctuaciones de entre 25,000 y 67,000 millones de m³. El valor promedio equivale al 12% del volumen escurrido anualmente a nivel nacional. El sistema del Papaloapan está

constituido por numerosos afluentes, entre los que destacan río Blanco y río Tonto (controlado por la presa Presidente Miguel Alemán), Santo Domingo (controlado por la presa Presidente Miguel de la Madrid), Usila, Valle Nacional, Obispo, Tesechoacán y San Juan (Mejía-Ortiz *et al.*, 2011; Consejo de cuenca del río Papaloapan, 2013).

El área de estudio abarcó un total de ocho localidades correspondientes a la cuenca baja del río Papaloapan: Santa María Jacatepec (Oaxaca), San Juan Evangelista (río Trinidad), José Azueta (río Playa Vicente), La Ceibilla (río San Juan), Chacaltianguis (río Papaloapan), Sontecomapan (Los Tuxtlas), La Popotera (río San Agustín) y Alvarado (río Blanco) (Fig. 1).

Trabajo de campo. Los muestreos se efectuaron en época de secas (abril) y lluvias (agosto) durante el año 2013, en diferentes escenarios (ríos, rápidos, remansos, orillas con vegetación ribereña, rocas y troncos). La captura de los ejemplares se realizó a través de una cuchara tipo "D" con un área de 0.87 m², una red de barra tipo Renfro con área de barrido de 50 m² (Renfro, 1962) y un chinchorro de 60m² de área de barrido, para cada arte se realizaron recolectas por tripicado. Los organismos se fijaron en campo con alcohol al 96%. Además se registraron los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua mediante una sonda multiparamétrica marca HANNA modelo HI9828, así como la georreferenciación de cada punto.

Trabajo de laboratorio. Los organismos fueron identificados, contados, pesados (720 muestras); la identificación se realizó hasta el nivel taxonómico más bajo posible mediante claves taxonómicas especializadas para crustáceos: (Bousfield, 1972; Chace, 1972; Felder, 1973; Pennak, 1978; Raz-Guzmán *et al.*, 1992; Raz-Guzmán & Sánchez, 1996; Throp & Covich, 1991; Williams, 1984). Los datos de abundancia y peso fueron estandarizados a densidad (org/m²) y biomasa (g/m²). El análisis ecológico de los organismos consistió en calcular los índices ecológicos de diversidad H' de Shannon (Shannon & Wiener, 1963), riqueza de especies (D) de Simpson (1969) y equitatividad (J') de Pielou (1966) en relación con la temporada en que se llevó a cabo el muestreo. Se aplicó una prueba de asociación no paramétrica tipo Olmstead-Tukey (Sokal & Rohlf, 1981) para clasificarlas como especies dominantes, abundantes, frecuentes y raras.

RESULTADOS

Descripción ambiental. En la época seca se presentó la temperatura más elevada 28.4 °C y la mínima en la época de lluvia 27.6 °C, el pH en ambas épocas se mantuvo en el rango de 7.0-7.7, el oxígeno disuelto presentó mayor concentración en la época seca (7.2 mg/l), y el mínimo en lluvias (4.3 mg/l). Los Sólidos Disueltos Totales fueron elevados en la época seca (436.6 mg/l), el mínimo valor registrado fue en lluvias (108.2 mg/l). Se observó mayor transparencia en época seca (0.8 m) que en la época lluviosa (0.6 m) (Tabla 1).

Se recolectaron en total 4,587 organismos, pertenecientes a diez familias, doce géneros y dieciséis especies. En la época seca el 86% de la densidad de organismos estuvo representada por las especies *Potimirim mexicana* (De Saussure, 1857) con 34%, *Hyalella azteca* (Saussure, 1858) con 26%, *Corophium* sp. con 14% y *Eurypanopeus depressus* (Smith, 1869) con 12% (Fig. 2a). En la época lluviosa el 95% de la densidad total de organismos estuvo representada por tres especies principalmente; *Macrobrachium* sp. con 59%, *P. mexicana* con 30% y *Sesarma reticulatum* (Say, 1817) con 5% (Fig. 2b).

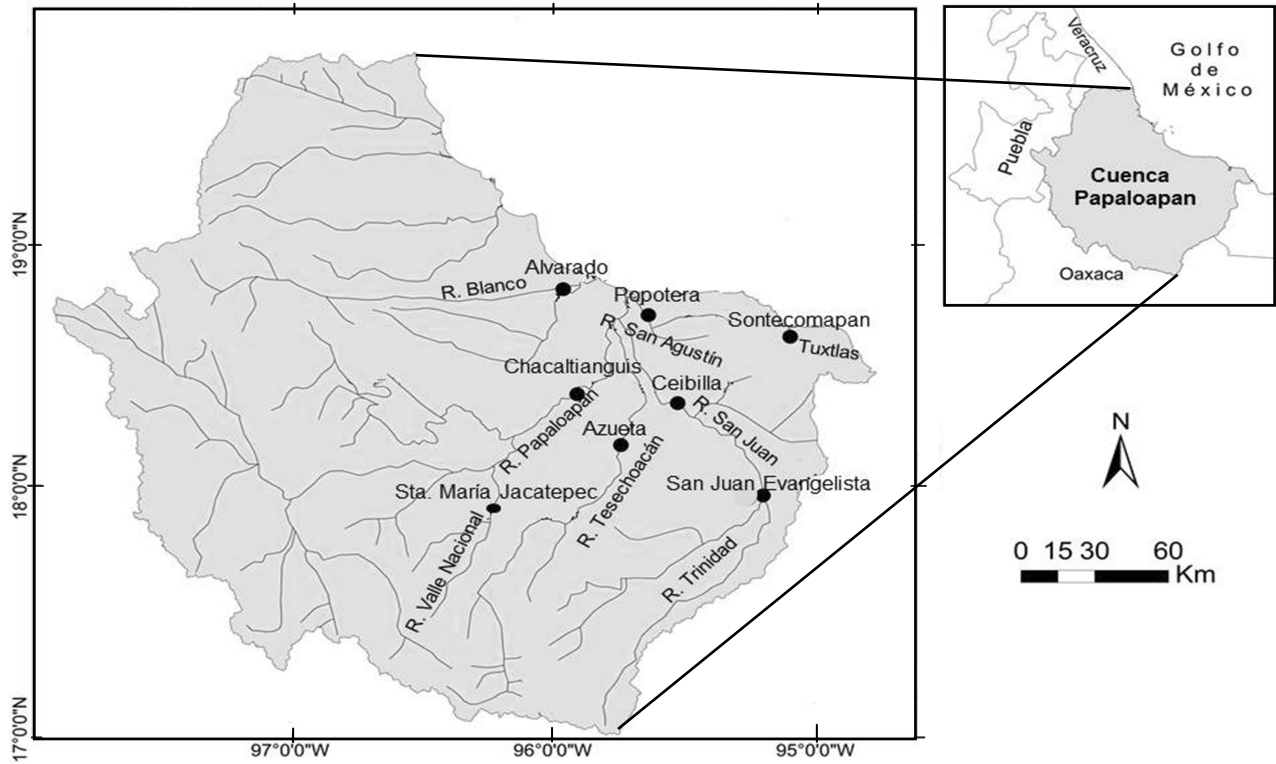


Figura 1. Área de estudio y ubicación de las localidades muestreadas a lo largo de la cuenca baja del río Papaloapan, Veracruz, México.

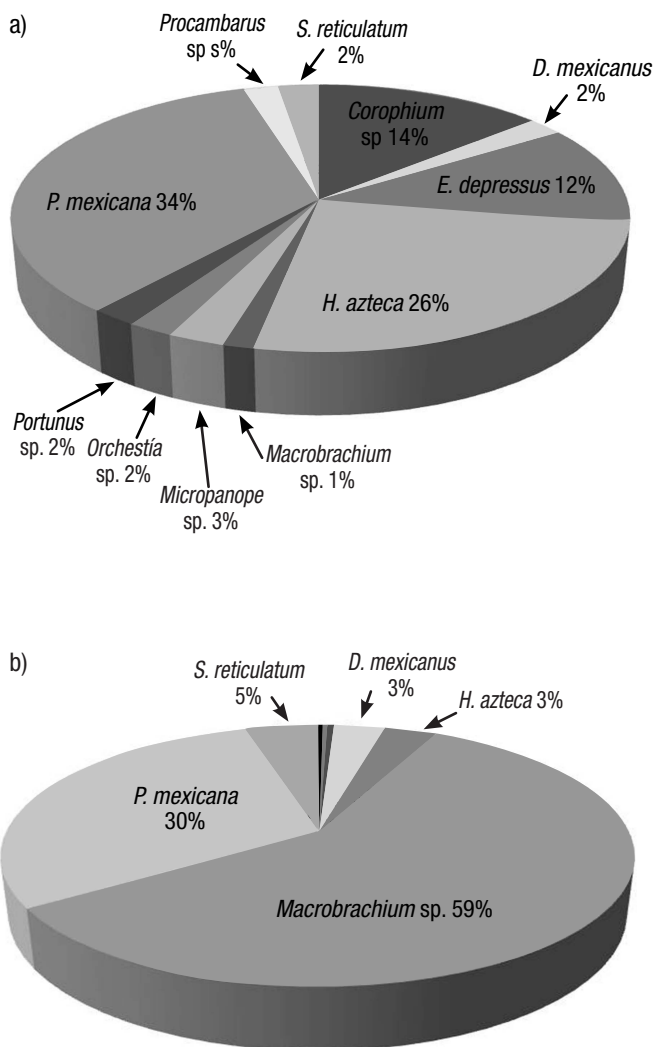
En lo que respecta a la densidad (org/m^2) y biomasa (g/m^2) por localidad, en época seca la localidad río san Juan y Sontecomapan presentaron la mayor densidad y biomasa de organismos (1.61 y $0.7 \text{ org}/\text{m}^2$, 0.09 y $0.05 \text{ g}/\text{m}^2$) respectivamente (Fig. 3a). En la época lluviosa río Blanco y Sontecomapan presentaron la mayor densidad y biomasa de organismos (5.22 y $0.5 \text{ org}/\text{m}^2$, 0.38 y $0.06 \text{ g}/\text{m}^2$) respectivamente (Fig. 3b).

En cuanto al análisis ecológico en la época seca hubo mayor diversidad en río Blanco con H' de 1.99 mientras que en Playa Vicente se obtuvo la menor diversidad H' de 0.37 (Fig. 4a); en lluvias la localidad Sontecomapan obtuvo la mayor diversidad con H' de 1.08 mientras que la localidad río Blanco presentó la menor diversidad H' de 0.06 (Fig. 4b).

Tabla 1. Valores máximos y mínimos por temporada de parámetros fisicoquímicos en las localidades.

Parámetros	Temporada					
	Secas			Lluvias		
	Mínima	Máxima	Promedio	Mínima	Máxima	Promedio
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	27.9	28.9	28.4	27.5	27.7	27.6
pH	7.2	7.8	7.7	7.6	7.8	7.6
Oxígeno Disuelto (mg/l)	6.6	7.9	7.2	3.9	4.7	4.3
Conductividad (mS/cm)	797.2	919	876.1	206.0	224.3	215.7
Solidos Disueltos Totales (mg/l)	397.0	458.6	436.6	103.0	112.2	108.2
Transparencia (m)	0.6	1.0	0.8	0.5	0.7	0.6

DISCUSIÓN



Figuras 2a-b. Porcentaje de la densidad total de crustáceos acuáticos colectados en distintas localidades de la cuenca baja del río Papaloapan, Veracruz, México. a) Época de secas. b) Época de lluvias.

Con base en el análisis de gradiente de Olmstead-Tukey, en época de secas las especies que se agruparon como dominantes fueron *P. mexicana* y *Macrobrachium* sp. (Fig. 5a), en frecuentes estuvo *H. azteca*, en raras se situaron las especies *S. reticulatum*, *Orchestia* sp., *Corophium* sp., *Procamburus* sp., *Discapseudes mexicanus* (Gutu, 2006), *Portunus* sp., *E. depressus*, *Micropanope* sp. y *Callinectes similis* (Williams, 1966), en lluvias las especies agrupadas como dominantes fueron *P. mexicana* y *Macrobrachium* sp., como raras las especies *Macrobrachium acanthurus* (Weigmann, 1836), *H. azteca*, *S. reticulatum*, *C. similis* y *D. mexicanus* (Fig. 5b).

Los valores de los parámetros fisicoquímicos que se registraron en este estudio a lo largo de la cuenca baja del río Papaloapan, no presentaron cambios significativos en las localidades muestreadas temporalmente. Sin embargo es importante mencionar que variables como sólidos disueltos totales y conductividad fueron las únicas que presentaron valores elevados en la época seca, esto asociado con los vertimientos por parte de las actividades económicas de la región, que principalmente son los ingenios azucareros, pues el 70% de las actividades están relacionadas a este giro económico. A esto se suman las hidroeléctricas que están asentadas en la cuenca, las cuales ocasionan alteraciones en los pulsos naturales de inundación de los ríos, que son de importancia para la biología de muchas especies acuáticas como plantas y animales. Ya que estos cambios afecta o impide la conectividad de especies de alta distribución y movilidad a lo largo de la cuenca, en especial especies del género *Macrobrachium* (Mejía-Ortiz *et al.*, 2011).

De acuerdo con Arriaga-Cabrera *et al.* (2000), la biodiversidad en la cuenca hidrológica del río Papaloapan está conformada por dos regiones hidrológicas prioritarias: a) Presas Miguel Alemán y Cerro de Oro; con seis especies de crustáceos, y b) Los humedales del Papaloapan, San Vicente y San Juan, con sólo tres especies, lo cual demostraba una carencia de información, pues desde hace más de 50 años se sabía de la existencia de más de 30 especies en la zona.

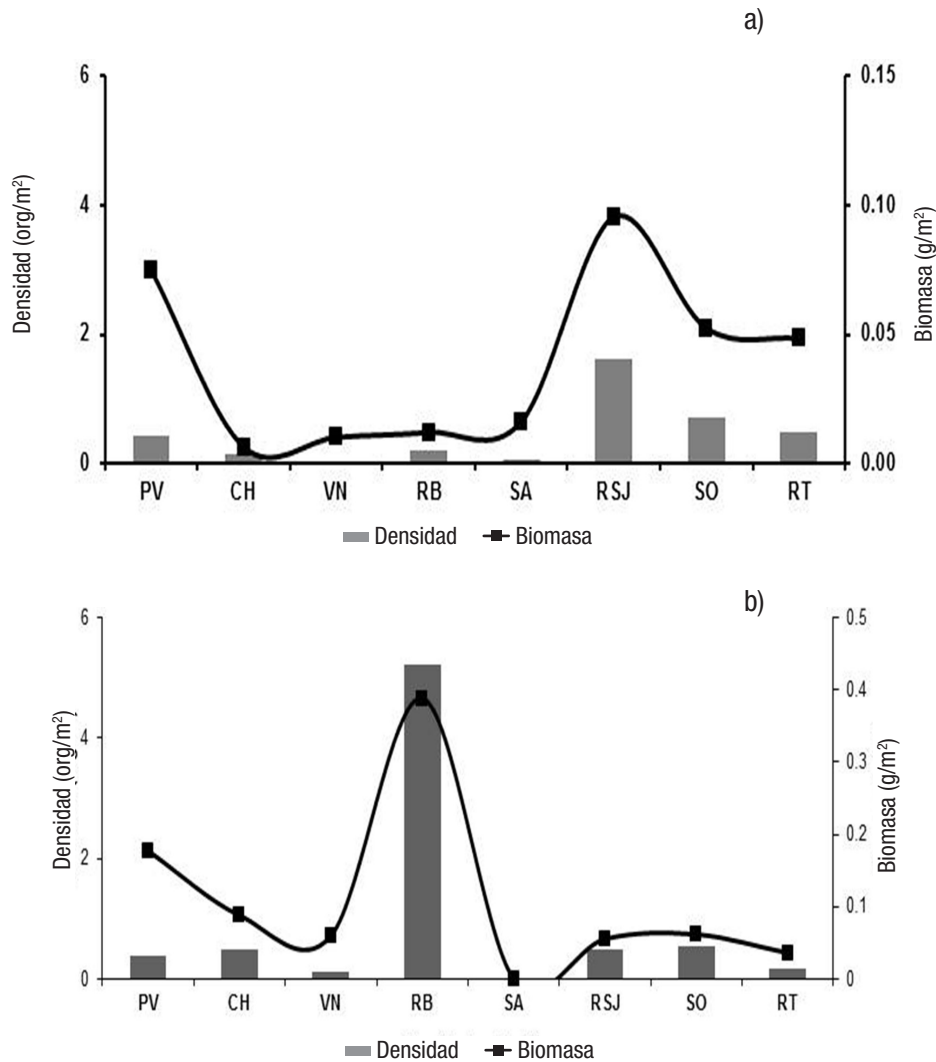
Mejía-Ortiz *et al.* (2011), en su trabajo integra 61 especies de crustáceos decápodos distribuidos a lo largo y ancho de la cuenca del río Papaloapan. En este trabajo se registra el 22.6% de la diversidad reportada para la zona, cabe mencionar que las especies *Balanus* sp., *Erichthonius brasiliensis*, (Dana, 1853) *Hyalella azteca*, *Orchestia* sp. y *Micropanope* sp. son nuevos registros.

Las especies asociadas a la parte media y baja de la cuenca se encuentran las especies *P. mexicana* relacionada a vegetación riparia y *Macrobrachium* sp. que busca zonas profundas para coexistir en zonas donde las corrientes son menores y se forman pozas y la temperatura empieza a incrementar por la planicie costera. Mientras que en zonas de cuerpos de agua lénticos se puede encontrar a las especies del género *Procamburus* asociadas a macrófitas sumergidas como lirio acuático. En la región más baja de la cuenca ya en zonas cercanas a la costa, podemos encontrar sitios con una muy alta diversidad de especies, en estas zonas podemos encontrar especies de jaibas como *Callinectes rathbunae*, (Dana, 1853) y *C. sapidus*, (Rathbun, 1896) que llegan a encontrarse en sitios de aguas someras y de salinidades bajas con sustrato fangoso y vegetación sumergida (Mejía-Ortiz *et al.*, 2011).

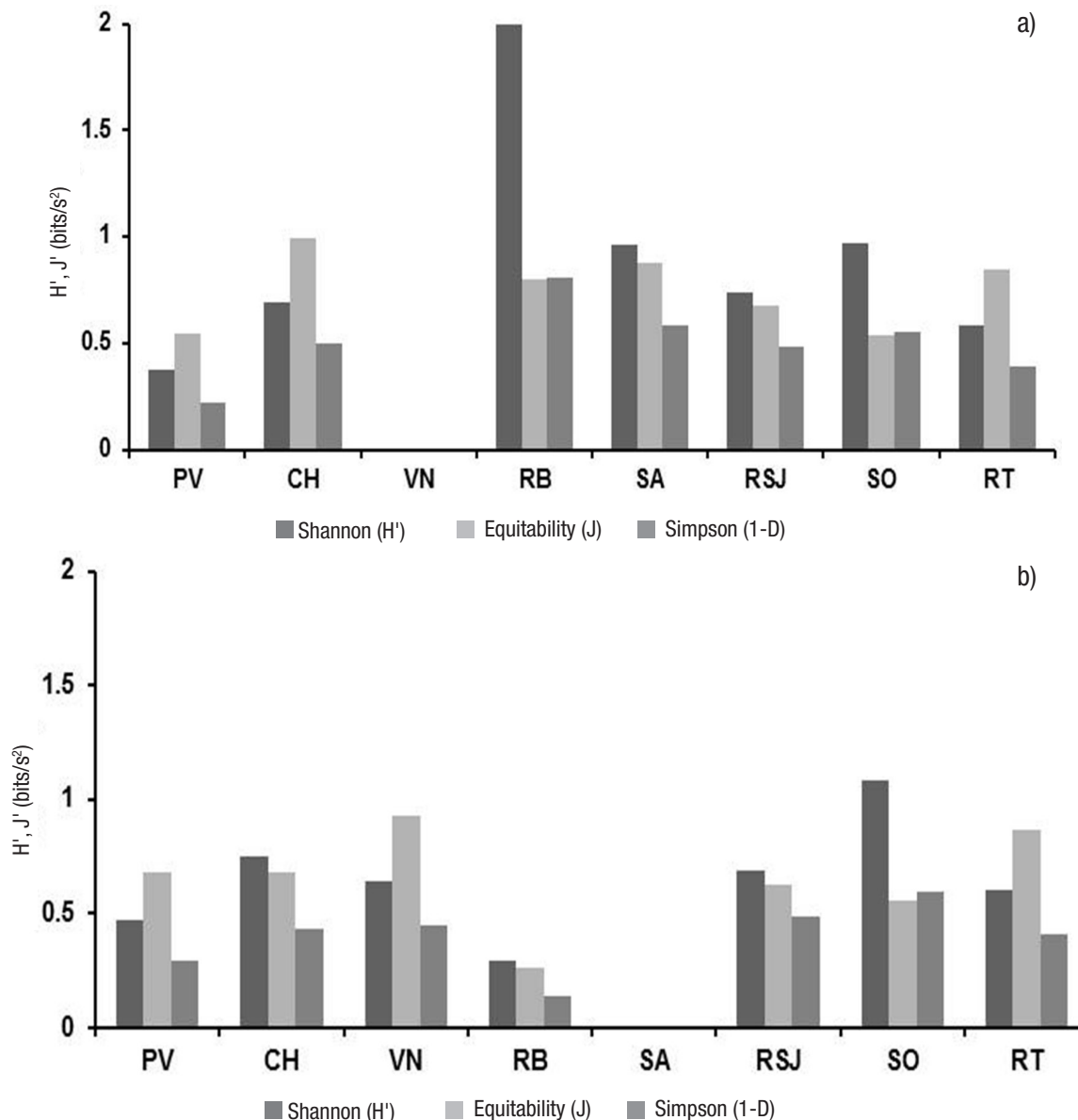
Las especies más abundantes en época seca de muestreo fue el camaroncito *Potimirim mexicana* que es una especie con amplia distribución en la planicie costera del Golfo de México hasta Centroamérica, es una especie tolerante a diferentes niveles de contaminación tanto orgánica como inorgánica y en la época de lluvia *Macrobrachium* sp., esta se distribuye en climas tropicales y subtropicales desde el nivel del mar hasta los 1,000 m de altitud, en vegetación acuática sumergida, troncos hundidos, entre las raíces de la vegetación riparia, bajo rocas y en los rápidos de los ríos (Álvarez *et al.*, 2005).

De las especies de crustáceos encontradas en la época de secas dos de ellas representaron el 60% de la densidad de crustáceos una del orden Decápoda (*P. mexicana*) y otra del orden Anfiboda (*H. azteca*) misma que al hacer el análisis de gradiente Olmstead-tukey se obtuvo una categoría de “dominante” para la especie *P. mexicana* junto con *Macrobrachium* sp., y para *H. azteca* “frecuente”. Aunque las especies *P. mexicana* y *H. azteca* fueron abundantes en densidad, *Macrobrachium* sp. se agrupó en dominante debido a que esta especie apareció en todas las localidades de muestreo pero con baja densidad. Similar a lo reportado por Mejía-Ortiz *et al.* (2011), donde las especies *P.*

mexicana y *Macrobrachium* sp, se distribuyeron a lo largo la cuenca del Papaloapan en zonas donde inicia la planicie costera. *H. azteca* se distribuye en zonas de hábitats estructurados en vegetación enraizada emergente y vegetación libre flotante (Montalvo-Urgel *et al.*, 2010). También se encontró que las especies *Corophium* sp., *Orchestia* sp., *S. reticulatum*, *Procambarus* sp., *Eurypanopeus deressus*, *Discapseudes mexicanus*, *Micropanope* sp. y *C. similis* se agruparon como “raras”, de éstas especies *S. reticulatum* y *C. similis* se distribuyen en sitios cercanos a zonas de manglar (Mejía-Ortiz *et al.*, 2011).



Figuras 3a-b. Densidad y biomasa por localidad de crustáceos acuáticos colectado en distintas localidades de la cuenca baja del río Papaloapan, Veracruz, México. a) Época de secas. b) Época de lluvias. PV (Playa Vicente), CH (Chacaltianguis), VN (Valle Nacional), RB (Río Blanco), SA (Río San Agustín), RSJ (Río San Juan), SO (Sontecomapan), RT (Río Trinidad).

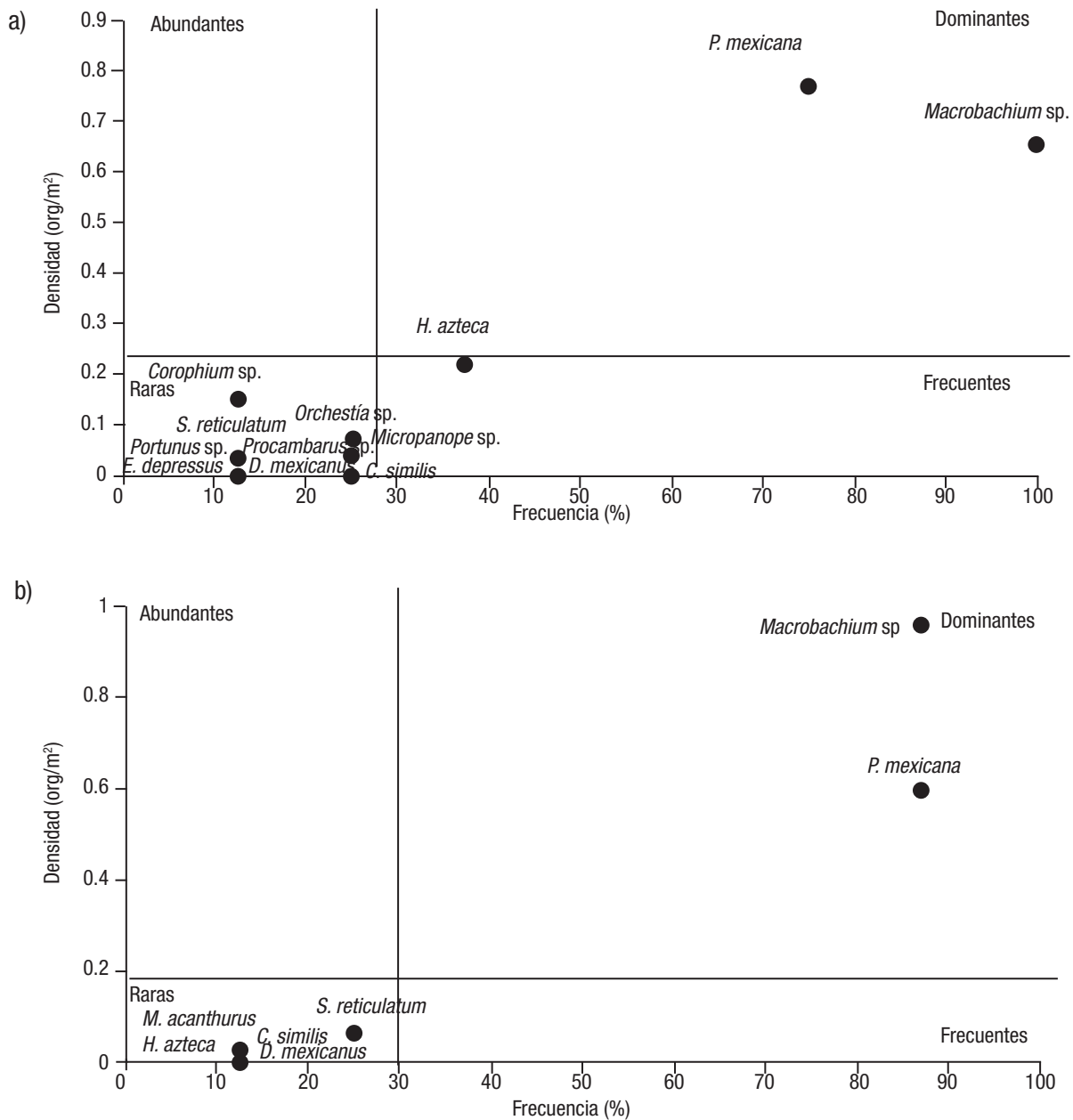


Figuras 4a-b. Índice de Diversidad por localidad en distintas épocas del año de crustáceos acuáticos colectado en distintas localidades de la cuenca baja del río Papaloapan, Veracruz, México. a) Época de secas. b) Época de lluvias. PV (Playa Vicente), CH (Chacaltianguis), VN (Valle Nacional), RB (Río Blanco), SA (Río San Agustín), RSJ (Río San Juan), SO (Sontecomapan), RT (Río Trinidad).

En época de lluvias el 89% de la densidad de crustáceos estuvo representada por el orden Decapoda con las especies *Macrobrachium* sp. *P. mexicana*, mismas que después de hacer el análisis de gradiente Olmstead-Tukey tuvieron una categoría de “dominante”. Así mismo las especies *M. acanthurus*, *C. similis*, *S. reticulatum*, *H. azteca* y *D. mexicanus* se agruparon como raras.

Este estudio confirma la presencia de una diversidad media a baja en la porción inferior de la cuenca del río Papaloapan, las localidades

estudiadas, en su mayoría presentaron signos graves de alteraciones ambientales como zonas con impacto de cultivos extensivos y ganaderos, alteraciones de los flujos hidrológicos debido a sistemas de represas, y contaminación urbana e industrial, de igual manera contribuyó en la actualización de la información de la diversidad de macroinvertebrados acuáticos existente en esta cuenca de gran importancia hidrológica y en las extensas áreas de humedales que la componen.



Figuras 5a-b. Análisis de gradientes Olmstead-Tukey crustáceos acuáticos colectados en las localidades de la cuenca baja del río Papaloan Veracruz, México. a) Época de secas. b) Época de lluvias.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo formó parte del proyecto Estudio de campo Zona 3, determinación de zonas de reserva de agua en la zona de la cuenca del río Papaloapan, WWF-CONAGUA, INECOL-ECOSUR (2012-2013). Se agradece también a todas las personas que participaron en esta investigación.

REFERENCIAS

ÁLVAREZ, F., J. L. VILLALOBOS-HIRIART & R. ROBLES. 2005. Crustáceos. In Bueno, J., F. Álvarez & S. Santiago (Eds.). *Biodiversidad del estado de Tabasco*, Cap. 8, Instituto de Biología, UNAM/Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D.F. pp. 177-194

- ÁLVAREZ, F., J. L. VILLALOBOS & E. LIRA. 1996. Decapoda. In: Llorente, J. E., A. N. García-Aldrete y E. González (Eds.). *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: hacia una síntesis de su conocimiento*. Vol. I, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad / Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. pp. 103-129.
- ARRIAGA, L., V. AGUILAR & J. ALCOCER. 2000. *Aguas Continentales y diversidad biológica de México*. CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad), México. 327 p.
- BARBA, E., A. J. SÁNCHEZ, A. RAZ-GUZMAN & M. E. GALLEGOS. 2000. Dieta natural y tasa de forrajeo del carideo *Hippolyte zostericola* Smith sobre epífitas de *Thalassia testudinum* Banks et Solander ex König. *Hydrobiológica* 10: 139-146.
- BOUSFIELD, E. L. 1973. Shallow-water, *Gammaridean Amphipoda* of New England. Comstock/Cornell University Press, Ithaca, New York 312 p.
- CARRILLO CASTRO, A. G. & R. VILLALOBOS ALCÁZAR. 2011. Análisis comparativo de los índices de calidad del agua (ICA) de los ríos Tecolutla y Cazones en el periodo marzo-diciembre 2010. Poza Rica Veracruz. Tesis de Licenciatura en Ingeniero Ambiental, Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Veracruzana (UV), México. 86 p.
- CONSTANZA, R., R. D'ARGE, R. DE-GROOT, S. FARBER, M. GRASSO, B. HANNON, K. LIMBURG, S. NAEEM, R. O'NEIL, J. PARUELO, R. RASKIN, P. SUTTON & J. VAN DEN BELT. 1997. The value of the worlds ecosystem services and natural capital. *Nature* 387 (6630): 253-260. DOI: 10.1038/387253a0
- Consejo de cuenca del río Papaloapan. Cuenca Papaloapan, Conoce tu cuenca. Disponible en línea en: <http://www.cuencapapaloapan.org/tucuenca.php>. (consultado el 21 enero 2013).
- CHACE, F. 1972. The Shrimps of the Smithsonian-Bredin Caribbean Expeditions with a Summary of the West Indian Shallow-water Species (Crustacea:Decapoda: Natantia). *Smithsonian Contributions to Zoology* 98: 179 p. DOI: 10.5479/si.00810282.98
- DÍAZ, H. & G. RODRÍGUEZ. 1977. The Branchial Chamber in Terrestrial Crabs: A Comparative Study. *Biological Bulletin* 153 (3): 485-504. DOI: 10.2307/1540602
- DE LA LANZA-ESPINO, G., S. H. PULIDO & J. L. C. PÉREZ. 2000. *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores)*. 1ra ed. Plaza y Valdés / Comisión Nacional del Agua, SEMARNAT/Instituto de Biología, UNAM, México, D. F. 633 p.
- FELDER, D. L. 1973. *An annotated key to crabs and lobsters (Decapoda, Reptantia) from coastal waters of the northwestern Gulf of Mexico*. Center for Wetland Resources, Louisiana State University, Baton Rouge. 103 p.
- MANTEL, L. H. & L. L. FARMER. 1983. Osmotic and ionic regulation. In: Bliss, D. y L. Mantel (Eds.). *The Biology of Crustacea*. Vol. 5. Internal Anatomy and Physiological Regulation, Academic, New York. pp. 53-161.
- MARGALEF, R. 1969. *Perspectives in Ecological Theory*. University of Chicago Press, Chicago. 111 p.
- MEJÍA-ORTIZ, L. M., M. LÓPEZ-MEJÍA & M. I. MARTÍNEZ-TRINIDAD. 2011. *Crustáceos Decápodos del Río Papaloapan, Veracruz*. Universidad de Quintana Roo, Alfa/Zeta, servicios de diseño y producción editorial. 155 p.
- PENNAK, R. W. 1980. *Fresh water invertebrates of the United States*. 2nd ed. Wiley, New York. 803 p. DOI: 10.1002/iroh.19800650309
- MONTALVO-URGEL, H., A. J. SÁNCHEZ, R. FLORIDO & A. A. MACOSSAY-CÓRTEZ. 2011. Lista de crustáceos distribuidos en troncos hundidos en el humedal tropical Pantanos de Centla, al sur del Golfo de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 81: 121-131.
- PIELOU, E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* 13: 131-144
- RAZ-GUZMAN, A., A. J. SÁNCHEZ & L. A. SOTO. 1992. *Catálogo ilustrado de cangrejos braquiuros y anomuros (Crustacea) de la laguna de Alvarado, Veracruz, México*. Cuaderno 14, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. 51 p.
- RAZ-GUZMAN, A. & A. J. SÁNCHEZ. 1996. Catálogo ilustrado de cangrejos braquiuros (Crustacea) de la laguna de Tamiahua, Veracruz, México. *Cuadernos del Instituto de Biología*. UNAM 31: 9-52.
- RAZ-GUZMAN, A. M. 2000. Crustáceos y poliquetos. In: De la Lanza, E., P. S. Hernández y P. J. L. Carbajal. (Eds.). *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores)*. Plaza y Valdés, S.A. de C.V. México. pp. 265-307.
- RENFRO, W. C. 1962. Small beam net for sampling postlarval shrimp. Galveston Biological Lab. U. S. *Fisheries and Wildlife Services Circular*, 161: 86-67.
- SARH, 1993. Carta de escurrimiento y disponibilidad de agua superficial. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, México.
- SHANNON, E. C. & W. WEAVER. 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press. 125 p.
- SOKAL, R. R. & F.J. ROHLF. 1994. *Biometry. The principles and Practices of Statistics in Biological Research*. 3rd ed. W. H. Freeman, New York. 880 p.
- THORP, J. H. & A. P. COVICH. 1991. *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. 2nd ed. Academic Press, San Diego, California. 911 p.
- WILLIAMS, A. B. 1984. *Shrimps, lobsters and crabs of the Atlantic coast of the Eastern United States, Maine to Florida*. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C. 550 p. DOI: 10.2307/1352125

Allochthonous vs. autochthonous energy resources for aquatic insects in cloud forest streams, Veracruz, Mexico

Recursos energéticos, alóctonos o autóctonos, de los insectos acuáticos en arroyos de bosques nubosos, Veracruz, México

Pavel García¹⁻³, Rodolfo Novelo-Gutiérrez¹, Gabriela Vázquez¹ and Alonso Ramírez²¹Instituto de Ecología, A.C. Red de Biodiversidad y Sistemática Carretera Antigua a Coatepec 351, El Haya 91070 Xalapa, Veracruz, México²Department of Environmental Sciences, University of Puerto Rico, PO Box 190341, San Juan, 00919. Puerto Rico³Escuela de Biología, segundo nivel Edificio T-10, Ciudad Universitaria, Zona 12, Guatemala, 01012. Guatemala
e-mail: pavelernest@gmail.com**Recibido:** 19 de mayo de 2015.**Aceptado:** 07 de mayo de 2016.García P., R. Novelo-Gutiérrez, G. Vázquez and A. Ramírez. 2016. Allochthonous vs. autochthonous energy resources for aquatic insects in cloud forest streams, Veracruz, Mexico. *Hidrobiológica* 26 (3): 483-496.**ABSTRACT**

Background. Recent tropical studies question the assumption that forested headwater streams rely on allochthonous resources as their main energy source, suggesting that autochthonous resources are more important. **Goals.** Here, we characterized the energy base, as gut contents, of cloud forest streams with contrasting riparian vegetation cover in Veracruz, Mexico, during dry, rainy and “nortes” (e.g., less dry and cold) seasons. **Methods.** Two first-order streams were selected for the study - one flowing through forest and the other through pasture with sparse riparian vegetation. Gut content analyses showed aquatic insect diets composed of diatoms, green algae, fungi, plant tissue, and amorphous detritus. **Results.** The forest stream had taxa with gut contents composed of 31 to 99% allochthonous material, while the pasture stream reached a maximum of 82% during “nortes”. Diatoms accounted for most of the autochthonous material in guts, especially in the pasture stream during the dry season. A significant proportion of ingested allochthonous material was fungi, mainly in the forest stream during the rainy season. **Conclusions.** Overall, our study supports the view that in forested tropical streams autochthonous material is an important food resource. However, allochthonous material was found to be an important food item, even in pasture streams with limited riparian cover.

Key words: Allochthonous and autochthonous material, cloud forest, food-webs, guts contents, Neotropical streams, trophic basis.

RESUMEN

Antecedentes. Estudios recientes en el área tropical han cuestionado si el material alóctono es la principal fuente de energía en arroyos ubicados en cuencas con cobertura boscosa conservada, sugiriendo que los recursos autóctonos son más importantes de lo esperado. **Objetivos.** Aquí nosotros caracterizamos la base energética, por medio de análisis de contenido estomacal, en arroyos de bosque mesófilo montano que contrastan en la cobertura de la vegetación ribereña en Veracruz, México, durante las épocas seca, de lluvias y nortes. **Métodos.** Se seleccionaron dos arroyos de primer orden para el estudio, uno que atraviesa un área de bosque conservado y otro que pasa a través de un área de pastizal con escasa vegetación ribereña. El análisis de contenido estomacal mostró que la dieta de los insectos acuáticos estaba compuesta por diatomeas, algas verdes, hongos, tejido vegetal y detritos amorfos. **Resultados.** En el arroyo del bosque los taxa tenían un contenido estomacal compuesto por material alóctono de un 31 a 99%, mientras que en el arroyo del pastizal el material alóctono alcanzaba un máximo de 82% durante la época de nortes. Las diatomeas representaron la mayor cantidad de material autóctono, especialmente en el arroyo del pastizal durante la época seca. Los hongos fueron una alta proporción del material alóctono, principalmente en el arroyo del bosque durante la época lluviosa. **Conclusiones.** En general nuestro estudio da soporte a la propuesta de que el material autóctono es un recurso energético importante. Sin embargo, se encontró que el material alóctono es un recurso importante, incluso en el arroyo del pastizal.

Palabras clave: Arroyos neotropicales, bosque mesófilo de montaña, cadenas tróficas, contenido estomacal, material alóctono y autóctono.

INTRODUCTION

The energy base of the ecosystem affects both stream food web structure and stream diversity, and changes in resource availability result in changes in the structure and diversity of aquatic food webs (Rosi-Marshall & Wallace, 2002; Benstead *et al.*, 2003; Benstead & Pringle, 2004). In these webs, aquatic insects are an important link between allochthonous and autochthonous energy resources and higher trophic levels in streams. Aquatic insects consume allochthonous and autochthonous material suspended in the water column, biofilms that grow on stones, wood or litter deposited on streambeds, or fine particulate matter that accumulates on stream bottom (Cummins & Klug, 1979; Cummins *et al.*, 2005). For their part, insects represent an important food item in the diet of many other stream invertebrates, fishes, and riparian predators (Allan & Castillo, 2007).

In temperate regions, low-order stream food webs are known to be based largely on allochthonous material (Rounik *et al.*, 1982; Wallace *et al.*, 1997; Hall *et al.*, 2001; Rosi-Marshall & Wallace, 2002; England & Rosemond, 2004). Most evidence comes from headwater streams with large amounts of riparian vegetation receiving allochthonous material in the form of leaf litter and other terrestrial detritus, which are transported to streams by runoff or wind (Fisher & Likens, 1973; Hynes, 1975; Minshall, 1978; Vannote *et al.*, 1980). Aquatic insects, as a part of food webs, have different degrees of specialization and assimilation of food resources. Some rely almost entirely on allochthonous or autochthonous material, and so tend to be scarce, have less biomass, or are completely absent in streams where the material on which they specialize is in short supply or absent (Wallace *et al.*, 1997; Rosi-Marshall & Wallace, 2002).

According to studies describing the trophic structure of tropical streams in Brazil, Hong Kong, and Puerto Rico, unlike temperate streams, autochthonous material plays an important role in supporting the secondary production of aquatic insects (March & Pringle, 2003; Mantel *et al.*, 2004; Brito *et al.*, 2006; Lau *et al.*, 2009b; Dudgeon *et al.*, 2010). Even in shaded streams with a high contribution of allochthonous material, autochthonous material comprised between 60 and 70% of the base for food-webs (March & Pringle, 2003; Brito *et al.*, 2006; Lau *et al.*, 2009b). This difference in the energy base for secondary production has been attributed to several possible causes, all linked to the characteristics of leaf litter and its degradation, and relative to the availability of algae. It has been argued that vegetation in the tropics has a higher content of secondary compounds that can reduce their palatability (Ardón & Pringle, 2008; Boyero *et al.*, 2009). It may also be attributed to insect shredders, which are scarce in tropical streams (Li & Dudgeon, 2008; Jacobsen *et al.*, 2008), such that other processes may degrade plant litter, such as increased bacterial activity due to warmer water temperatures, or by other organisms such as fish and shrimp (Ramírez & Pringle, 1998).

The trophic base of a stream is affected by seasonal variation of leaf-fall in autumn or snowmelt during spring in temperate zones, which changes the entry and availability of allochthonous material (Fisher & Likens, 1973; Allan & Castillo, 2007). In some parts of the tropics, there is stronger seasonal variation in rainfall and subsequent runoff, which transports leaf litter and debris from riparian areas to streambeds (Fisher & Likens, 1973; Allan & Castillo, 2007). Seasonal changes in rainfall also cause changes in stream flow, enhancing nutrient renewal, CO₂, and O₂, which benefit algal productivity and growth. However, heavy

rains also cause increases in flow that might reduce the availability of allochthonous and autochthonous material (Allan & Castillo, 2007). Studies that have evaluated the effect of rainfall seasonality on the food resources (Lau *et al.*, 2009a; Molina *et al.*, 2011) reported that, despite seasonal variation, autochthonous material is an important energy resource for aquatic insects in tropical streams.

In this study, we analyzed gut contents of aquatic insects from streams draining areas of Neotropical cloud forest in central Mexico, with contrasting amounts of riparian vegetation and during different seasons. The objectives were: 1) to characterize the trophic base for insect assemblages in two first-order streams draining cloud forest, but with contrasting amounts of riparian vegetation coverage; 2) to assess whether the presence of conserved riparian vegetation results in differences in the trophic base for aquatic insects; and 3) to determine whether seasonality modifies the trophic base for aquatic insect assemblages. The following hypotheses were proposed: a) as riparian vegetation can reduce light availability and limit primary productivity, aquatic insects in first-order streams with conserved riparian vegetation should have a different trophic base than those from streams where riparian vegetation has been reduced or removed, and b) as seasonality in tropical areas is mostly manifested as changes in flow and flow-related disturbance (e.g. floods), the trophic base for aquatic insects is expected to change among seasons.

Overall, our study supports the view that in forested tropical streams autochthonous material is an important food resource. However, allochthonous material was found to be an important food item, even in pasture streams with limited riparian cover.

MATERIAL AND METHOD

Study system. We conducted the study in the Reserva Natural La Cortadura, in the municipality of Coatepec, located in the central highlands of the state of Veracruz, Mexico (Fig. 1). The area is located on the eastern slope of Cofre de Perote Mountain between 1800 and 2000 masl, an area dominated by humic andosol soils of volcanic origin. The climate in this area is temperate humid with an average temperature of 18 °C (minimum and maximum 10–14 °C to 20–23 °C) and an annual rainfall of 1,500 mm (Muñoz-Villers, 2008). Williams-Linera (2007) divided the year into three climatic seasons: a windy season from November to March characterized by the influence of polar air that generates fog, low temperatures, and light rain, known as “*nortes*”; a dry season from April to May characterized by high temperatures, low rainfall, and an increase in daylight hours and solar radiation; and a rainy season from June to October characterized by warm temperatures and abundant rainfall.

The vegetation cover of La Cortadura corresponds to Montane Cloud Forest (MCF), a tropical ecosystem characterized by high biodiversity (Rzedowski, 1978; 1996). Approximately 80% of the surface area corresponds to MCF and 20% to other land uses, such as pasture and crops (García-Franco *et al.*, 2008). Dominant tree species present in the zone include *Liquidambar styraciflua* Linnaeus, 1753, *Quercus xalapensis* Bonpland, 1809, *Q. leiophylla* Alphonse de Candolle, 1864, *Q. germane* Schlechtendal & Chamisso, 1830, *Clethra mexicana* Alphonse de Candolle, 1839, *Turpinia occidentalis* (Olof Swarf) George Don, 1832, *Cinnamomum effusum* (Meisner) Kostermans, 1961, *Carpinus caroliniana* Walter, 1788 and *Oreopanax xalapensis* (Kunth) Decaisne & Planchon, 1854 (García-Franco *et al.*, 2008).

Our work focused on two first-order streams with contrasting levels of riparian vegetation (Fig. 1). The forest stream (19° 29' 9" N, 97° 2' 29" W) had a high percentage of riparian cover, while the pasture stream (19° 29' 39" N, 97° 02' 14" W) is located in an area with few shrubs and trees. In each stream, a 200 m study reach was selected. Using aerial digital orthophoto E14B36C2 from the Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), it was determined that the forest stream has a watershed with 78.2% of forest cover, while coverage for the pasture stream corresponded to 66.6% in forest and most of the pasture area located near the channel.

Measurements *in situ*. Stream discharge (D) was estimated at the most downstream point of each stream reach along a channel cross-section by $D = Av$, where A is the area (m^2) and v is the water velocity ($m s^{-1}$) (Gore, 2007). Along a channel cross-section, we measured every 40 to 55 cm to have three measurements (edges and center) the depth and current velocity. Each record were measured with a ruler and a flow meter (FlowProbe 101-FP201), respectively. A multi-parameter probe (YSI Model 85) was used to measure temperature ($^{\circ}C$), conductivity ($\mu S cm^{-1}$) and dissolved oxygen ($mg L^{-1}$), and a pH with a potentiometer (Barnant Model 20). Measurements were taken at the same location during the dry season (March 27 and April 1, 2011), the rainy season (August 14, 2011) and the "nortes" season (February 8 - 10, 2012).

Autochthonous and allochthonous materials. The availability of autochthonous material (autotrophic organisms such as benthic algae)

was measured during each season as the concentration of chlorophyll a from nine stones (3-7 cm in diameter). Stones were collected randomly along the 200 m reach. Each stone was individually placed in 90% methanol and kept refrigerated in darkness for 24 hours to extract chlorophyll a . Chlorophyll a was measured by spectrophotometry and concentrations ($mg m^{-2}$) were determined using the equations of Holden (Meeks, 1974). The availability of allochthonous material was also estimated along the study area as the amount of leaf litter accumulated per unit area. Nine Surber samples (30x30 cm frame) were randomly collected from each study reach. Samples were dried and burned at $550^{\circ}C$ for 1 hour to obtain the ash-free dry mass per unit area ($g m^{-2}$) (Benfield, 2007).

Aquatic insects. Aquatic insects were collected from the edges and mid-channel sections of the streams, covering different microhabitats in pools and riffles along the chosen reach. A maximum of 10 individuals per taxon, or the maximum number possible, were collected at each sampling date. Samples were kept in Kahle's solution for 72 hours and then switched to 80% ethanol. Using Merritt *et al.* (2008), most individuals were identified to genus, with some exceptions that were left at the family or subfamily level, such as with the Muscidae and Chironomidae (Diptera). Each taxon was assigned to a functional feeding group (FFG) following Cummins *et al.* (2005) and Merritt *et al.* (2008): collector-gatherer, scraper, collector-filterer, shredder, piercer, and predator. For each taxon, at least one reference specimen was deposited in the entomological collection (IEXA) in the Instituto de Ecología, A.C.

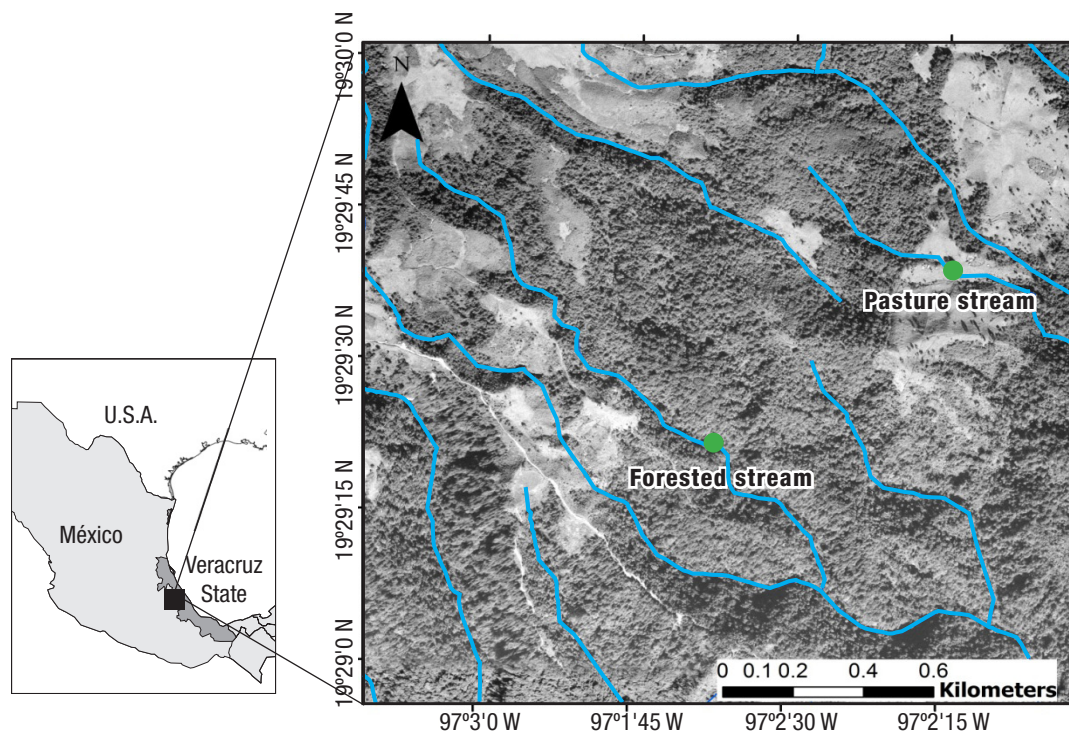


Figure 1. Location of La Cortadura and studied streams in forest and pasture land in the mountains of central Veracruz State, Mexico. (Map source: Mexico and Veracruz state contour: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (2002). Government policy. Scale 1:1,000,000. Image: digital orthophoto E14B36C2 of aerial photographs scale 1:40,000, November 2004, INEGI).

Gut analysis. Gut content analysis was performed on all taxa that were not predators, as it was our goal to assess the trophic basis of primary consumers. Priority was given to taxa that actively search for food, such as those belonging to the collector-gatherers and scrapers. In addition, taxa for which more than four individuals were collected for at least one season in at least one of the streams were also analyzed.

Gut content analysis, involved the preparation of microscope slides with the gut contents of up to ten individuals by season and stream for each of the selected taxa following the methodology proposed by Cummins (1973). Agglomerations of gut contents were dispersed by vibration using an ultrasonic cleaner (NeyTech ULTRASONIK™, Model 208H). Gut contents were concentrated on 0.45 µm filters (Gelman Sciences, VWR P/N 64191), treated for 24 hours with immersion oil, and then sealed with Euparal. Slides were viewed at 400x magnification using a compound microscope. Forty-eight fields per slide were counted and the fields were located along five transects. To cover most of the gut content and avoid counting particles more than once, 2 mm were left between fields and 4 mm between transects. Gut contents were classified into six categories: diatoms, green algae, fungi, plant tissue, animal tissue, and amorphous detritus. Filamentous algae and diatoms were identified to genus according to Bourrelly (1966) and Kramer & Lange-Bertalot (1991a; 1991b; 1997; 1999).

Data Analysis: Basal energy resources. To compare the concentrations of chlorophyll *a* and the amount of leaf litter between streams as potential responses to riparian vegetation cover and season, we used a nonparametric multivariate analysis of variance for permutations (perMANOVA) two-way in univariate way (Anderson, 2001). Euclidean distance was used for comparisons.

Taxa composition between streams. A hierarchical cluster analysis was used to evaluate the similarity of aquatic macroinvertebrate taxa composition between streams for each season. Because the analysis was qualitative, a weighted-average group algorithm and Sorensen's similarity index were used as measures of distance (Legendre & Legendre, 1998).

Gut contents. We assessed whether the number and relative abundance of each of the six particle categories from gut contents of the different taxa varied due to riparian vegetation cover (forest, pasture) and season (dry, rainy, "nortes") using multivariate perMANOVA (Anderson, 2001). A two-way perMANOVA was used for taxa found during

the same seasons in both streams, while for taxa collected from both streams during one season or one of the streams during two or three seasons, a one-way perMANOVA was used. Bray-Curtis distances were used for these analyses.

Allochthonous/autochthonous energy base. To determine what proportion of the trophic base was allochthonous or autochthonous, gut content categories were grouped according to their origin. Autochthonous material included green algae and diatoms, while allochthonous material included fungi and plant tissue (Graça, 2006). Particles classified as amorphous detritus or animal tissue were not included in the analysis as they can be either allochthonous or autochthonous in varying proportions (Rosi-Marshall & Wallace, 2002; Li & Dudgeon, 2008; Lau *et al.*, 2009a).

Variations in the trophic base associated to riparian vegetation cover and season were also evaluated using perMANOVA. Two-way perMANOVAs were used for taxa found in the two streams during at least two seasons and one-way for taxa collected in the two streams during the same season or in one of the streams during two or three seasons. Bray-Curtis distances were used for these analyses.

For each perMANOVA, 999 permutations were performed. Using homogeneity analysis based on the dispersion distances and non-metric multidimensional scaling, where significant differences were observed, they were between streams and/or seasons and not due to dispersion (Anderson, 2001; 2006; Anderson *et al.*, 2008). All analyses were performed using the Vegan package, v2.0-3 for R v2.15.

RESULTS

Stream physicochemistry. Temperatures ranged between 11.2 and 18 °C in the two streams, with larger variation between seasons observed in the forest stream than in the pasture stream (Table 1). In both streams, dissolved oxygen was above 6 mg L⁻¹, except for the forest stream during the dry season (Table 1). Water pH tended to be neutral (Table 1), except for the forest stream during the rainy and "nortes" seasons, which tended to be slightly acidic. The forest stream had lower conductivity than the pasture stream (Table 1). In both streams, flow increased during the rainy season compared to the dry and "nortes" seasons, with the highest values in the forest stream (Table 1). Stream width varied between 1 and 2.5 m, with depths between 0.01 and 0.45 m.

Table 1. Physicochemical parameters measured for two streams in La Cortadura, Coatepec, Veracruz, Mexico.

	Forest			Pasture		
	Dry Season	Rainy Season	"Nortes" Season	Dry Season	Rainy Season	"Nortes" Season
Temperature (°C)	18.00	13.50	11.2	17.10	15.20	14.1
Dissolved Oxygen (mg L ⁻¹)	4.78	6.38	7.96	6.34	6.13	7.66
pH	6.50	5.70	5.73	6.56	6.55	6.32
Conductivity (µS cm ⁻¹)	26.20	12.30	17.5	42.22	41.76	40.8
Flow (m ³ s ⁻¹)	0.012	0.18	0.05	0.021	0.14	0.13
Width (m)	2.50	1.65	1.00	1.65	1.60	1.65
Min- Max Depth (m)	0.070 - 0.10	0.050 - 0.080	0.01 - 0.06	0.18 - 0.30	0.10 - 0.14	0.17 - 0.45

Availability of autochthonous and allochthonous material. Chlorophyll *a* levels were significantly higher ($F_{1,48} = 13.53, p < 0.01$) in the pasture stream ($17.61 \pm 2.39 \text{ mg m}^{-2}$) than in the forest stream ($7.72 \pm 2.10 \text{ mg m}^{-2}$). We also found a significant effect of season on chlorophyll *a* levels ($F_{1,48} = 9.86, p < 0.01$), with lower values during the “nortes” season ($4.40 \pm 1.06 \text{ mg m}^{-2}$) than during the dry ($18.28 \pm 3.02 \text{ mg m}^{-2}$) ($p < 0.01$) and rainy seasons ($15.31 \pm 3.31 \text{ mg m}^{-2}$) ($p < 0.01$). Although there was no significant interaction between stream and season ($F_{1,48} = 2.49, p = 0.10$), forest stream chlorophyll *a* levels were lowest during the “nortes” season compared to “nortes” seasons at the pasture stream (Fig. 2).

Average leaf litter on the forest streambed ($94 \pm 13 \text{ g m}^{-2}$) was not significantly greater ($F_{1,48} = 3.39, p = 0.06$) than that recorded from the pasture stream ($62 \pm 12 \text{ g m}^{-2}$). However, there were significant differences in the amount of leaf litter among seasons ($F_{1,48} = 4.15, p = 0.02$), with the lowest quantity during the dry season ($43 \pm 15 \text{ g m}^{-2}$) than during the rainy ($96 \pm 18 \text{ g m}^{-2}$) ($p = 0.02$) and “nortes” seasons ($96 \pm 14 \text{ g m}^{-2}$) ($p = 0.01$). Between the rainy and “nortes” seasons there was no significant difference ($p = 0.97$) and no significant interaction between stream and season ($F_{1,48} = 0.33, p = 0.73$). There was an increase in the amount of leaf litter from the dry to the “nortes” season in the forest stream, while in the pasture stream there was more leaf litter during the rainy than in the “nortes” season; there was less during the dry season than in the other seasons (Fig. 3).

Aquatic insects. We collected 53 taxa distributed among 10 orders, 37 families, and 45 genera (Supplementary material 1). In the forest stream, 44 taxa were collected over three seasons, while in the pasture stream 45 taxa were collected. All taxa were classified into six FFGs, with the largest number of taxa classified as predators (21), followed by collector-gatherers (15), shredders (4), and piercer-herbivores (1).

Comparisons of compositional similarity of aquatic insect assemblages for both streams in a hierarchical cluster analysis (Fig. 4) showed that the composition among seasons in the pasture stream had the highest similarity (70%). The composition of aquatic insects collected from

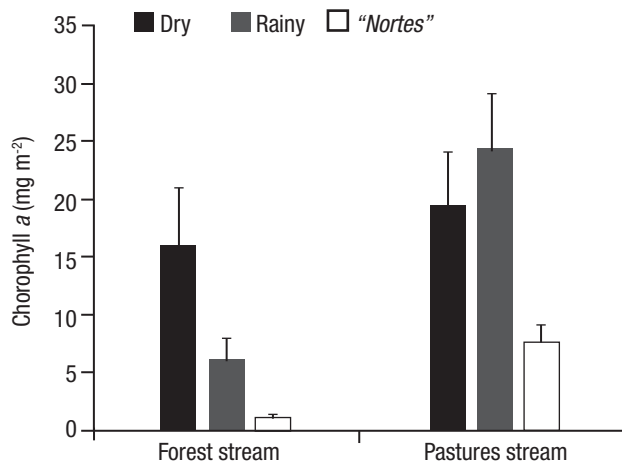


Figure 2. Average values (+ standard error) of the availability of autochthonous material measured as chlorophyll *a* from two streams in La Cortadura, Coatepec, Veracruz, Mexico, during the dry, rainy, and “nortes” seasons.

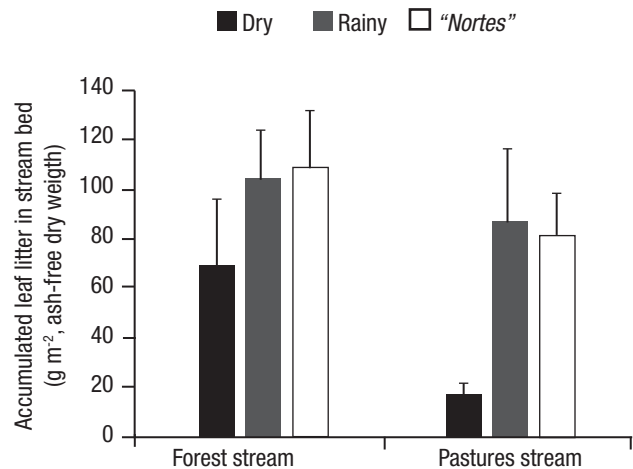


Figure 3. Average values (+ standard error) of available allochthonous material measured as leaf litter in the stream beds of La Cortadura, Coatepec, Veracruz, Mexico, during the dry, rainy, and “nortes” seasons.

the forest stream during the dry season had a greater similarity to that from the pasture stream (68%) during the three seasons (62%).

The gut contents of 324 individuals across 14 taxa distributed among 4 orders, 11 families, 2 subfamilies, and 12 genera were analyzed (Table 2), of which seven were collector-gatherers, four were scrapers, one was a collector-filterer, and two were shredders. Two of the scraper taxa, *Epeorus* Eaton, 1881 and *Nixe* Flowers, 1980 (Ephemeroptera: Heptageniidae), were grouped at the family level for analysis due to the low number of individuals collected.

Of the 14 taxa, three were collected during all three seasons in both streams: *Epeorus* + *Nixe*, *Macrelmis* Motschulsky, 1859 and *Diplectrona* JO Westwood, 1840. *Phylloicus* F. Mueller, 1880 and Chironominae were collected during the dry and “nortes” seasons in both streams. *Thraulodes* Ulmer, 1920 and Orthocladinae were collected during dry season in both stream and during the rainy and “nortes” seasons only from the pasture stream. *Psephenotarsis* Arce-Pérez & Novelo-Gutiérrez, 2001 was collected in both streams during the dry season. *Lepidostoma* Rambur, 1842 was collected during all three seasons, but only during the “nortes” season was it collected in both streams. *Farrodes* Peters, 1971 and *Helicopsyche* von Siebold, 1856 were collected in dry and “nortes” seasons, the first in the forest stream and the last one in pasture stream (Table 2).

Diet composition. Gut content analysis revealed that amorphous detritus was the most abundant particle type in all individuals collected from both streams (Figs. 5a-d, f, Supplementary material 2-4), except in those collected from the pasture stream during the rainy season (Fig. 5e). In most larvae analyzed, the second and third most abundant food categories were diatoms and fungi. Among the diatoms found in the gut contents, 15 genera were identified (Table 3). Green algae, *Closterium*, *Nitzsch* ex Ralfs, *Rivularia* C. Agardh ex Bornet & Flahault and *Ulothrix* Kützing, were observed in the gut contents of several taxa, but only in *Lepidostoma* and *Phylloicus* from the forest stream, they reached 2 and 3.5% of the gut contents, respectively. Animal tissue found was above 1% only in *Diplectrona*, representing between 1.2 and 2.8%.

Table 2. Aquatic insects from two streams in La Cortadura, Coatepec, Veracruz, Mexico, for which stomach contents were analyzed; functional feeding group (FFG) for each taxon (Cummins *et al.*, 2005; Merritt *et al.*, 2008).

Taxon	FFG	Forest			Pasture		
		Dry Season	Rainy Season	"Nortes" Season	Dry Season	Rainy Season	"Nortes" Season
Ephemeroptera							
<i>Baetidae</i>							
<i>Fallceon</i>	CG	7	8	-	10	10	10
Heptageniidae							
<i>Epeorus</i>	Sc	2	2	-	1	7	3
<i>Nixe</i>	Sc	7	1	4	5	-	2
Leptophlebiidae							
<i>Farrodes</i>	CG	6	-	7	-	-	-
<i>Thraulodes</i>	CG	5	-	-	5	10	3
Leptohiphidae							
<i>Tricorythodes</i>	CG	2	-	-	-	-	10
Coleoptera							
Elmidae							
<i>Macrelmis</i>	CG	10	4	9	8	7	9
Psephenidae							
<i>Psephenotarsis</i> [†]	Sc	6	-	-	5	-	-
Trichoptera							
Calamoceratidae							
<i>Phylloicus</i>	Sh	4	-	5	2	-	10
Helicopsychidae							
<i>Helicopsyche</i>	Sc	-	-	-	10	-	3
Hydropsychidae							
<i>Diplectrona</i>	CF	5	5	5	5	5	3
Lepidostomatidae							
<i>Lepidostoma</i>	Sh	-	1	5	4	-	9
Diptera							
Chironomidae							
Chironominae	CG	9	-	7	10	-	10
Orthocladinae	CG	5	-	-	6	5	10
Total		66	21	42	71	44	82

[†] For the area, two genera have been reported for the family Psephenidae: *Psephenops* and *Psephenotarsis* (pers. comm. R. Arce Pérez, Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz, México). CG = Collector-gatherers. CF = Collector-filterers. Sc = Scrapers. Sh = Shredders. P = Predators

In most taxa, gut content composition varied significantly between streams and among seasons (Tables 4, 5). The difference in diet composition among taxa between the forest and pasture stream among seasons corresponded to changes in the percentage of amorphous detritus, with the lowest percentages in the pasture stream during the rainy season (Fig. 5e). In *Fallceon* Waltz and McCafferty, 1987, Heptageniidae, Chironominae, and Orthocladinae, there was a lower percentage of amorphous detritus in the gut contents of larvae from the pasture stream compared to the forest stream, and the least amount of amorphous detritus coincided with increased consumption of diatoms (Fig. 5). In *Fallceon*, the consumption of diatoms increased 76% during the rainy season in the pasture stream, while in the Orthocladinae and Chironominae the lowest proportion of diatoms in the gut contents was during the "nortes" season (Fig. 5f).

The diet of *Psephenotarsis* from the forest stream was different from those in the pasture stream (Table 5). There was a lower proportion of amorphous detritus and an increased consumption of diatoms by larvae in the forest stream than those from the pasture stream (Figs. 5a, d).

In *Phylloicus*, the proportions of particles in gut contents were significantly different between streams and among seasons (Table 4). Plant tissue and fungi were the most abundant particles after amorphous detritus, and were more abundant in the gut contents of forest stream *Phylloicus* than those from the pasture stream. In addition, the proportion of plant tissue was higher during the "nortes" season (Figs. 5a, c, d, f).

Table 3. Diatom genera found in the stomach contents of aquatic insects from streams in La Cortadura, Coatepec, Veracruz, Mexico. Data are presence (1) and absence (0) for each of the two streams examined.

Diatom Genera	Forest	Pasture
<i>Achnanthes</i> Bory	1	1
<i>Achnantheidium</i> Kützing	1	1
<i>Aulacoseira</i> Thwaites	1	1
<i>Cocconeis</i> Ehrenberg	1	1
<i>Cymbella</i> C. Agardh	1	1
<i>Fragilaria</i> Lyngbye	1	1
<i>Frustulia</i> Rabenhorst	1	1
<i>Gomphonema</i> Ehrenberg	1	1
<i>Melosira</i> C. Agardh	1	1
<i>Navicula</i> Bory	1	1
<i>Nitzschia</i> Hassall	0	1
<i>Pinnularia</i> Ehrenberg	1	1
<i>Rhoicosphenia</i> Grunow	1	1
<i>Eunotia</i> Ehrenberg	0	1
<i>Rhopalodia</i> O. Müller	0	1

Diplectrona and *Macrelmis* had a diet composition that varied significantly between streams and among seasons (Fig. 5, Table 4). In the forest stream during the dry season, after amorphous detritus, diatoms (4-10%) were the most abundant particles (Fig. 5a). During the rainy season, fungi (3.5 - 17%) and plant tissue (3.5 - 6.2%) were the most abundant particles in the gut contents after amorphous detritus (Fig. 5b). During the “nortes” season, plant tissue (5.03 - 6.12%) was the most abundant, after amorphous detritus (Fig. 5c). In the pasture stream during the dry season, diatoms accounted for a greater percentage of gut contents in insects from the forest stream (Fig. 5d). During the rainy season, diatoms constituted 42 and 70% of the diets for *Diplectrona* and *Macrelmis*, respectively (Fig. 5e). During the “nortes” season the quantity of diatoms in gut contents declined, coinciding with the increase in the proportion of amorphous detritus and plant tissue in the gut contents (Fig. 5f).

In *Thraulodes*, during the dry season, diatoms (11.5 - 14.5%) were the second most abundant particle category after amorphous detritus in the insect gut contents from both streams, followed by fungi (1.1 - 3.2%) and plant tissue (0.3 - 2.3%). Although the genus was not found during all seasons in the forest stream, we found that the diet of individuals collected from the pasture stream varied significantly ($p < 0.01$) among seasons. During the rainy season, diatoms comprised 46.9% and fungi 1%, with the remainder being amorphous detritus (Fig. 5e). During the “nortes” season, diatoms comprised 8.97%, fungi 7.36%, and plant tissue 1.35% of gut contents.

In *Lepidostoma* from the forest stream, after amorphous detritus, the most abundant category was plant and fungal tissue (Figs. 5b, c), while in the pasture stream, diatoms were the next most abundant category (Figs. 5d, f). There was a greater proportion of diatoms in the insect gut contents from the pasture stream during the “nortes” season compared to the dry season.

Many individuals of *Helicopsyche* collected during the dry season were pupae. Larval gut contents were mainly composed of amorphous detritus and diatoms, with some individuals having consumed fungi, especially during the “nortes” season (Figs. 5d, f).

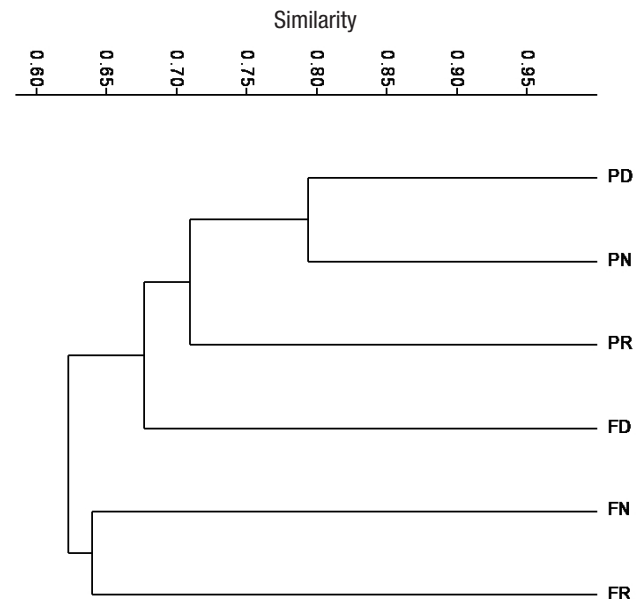
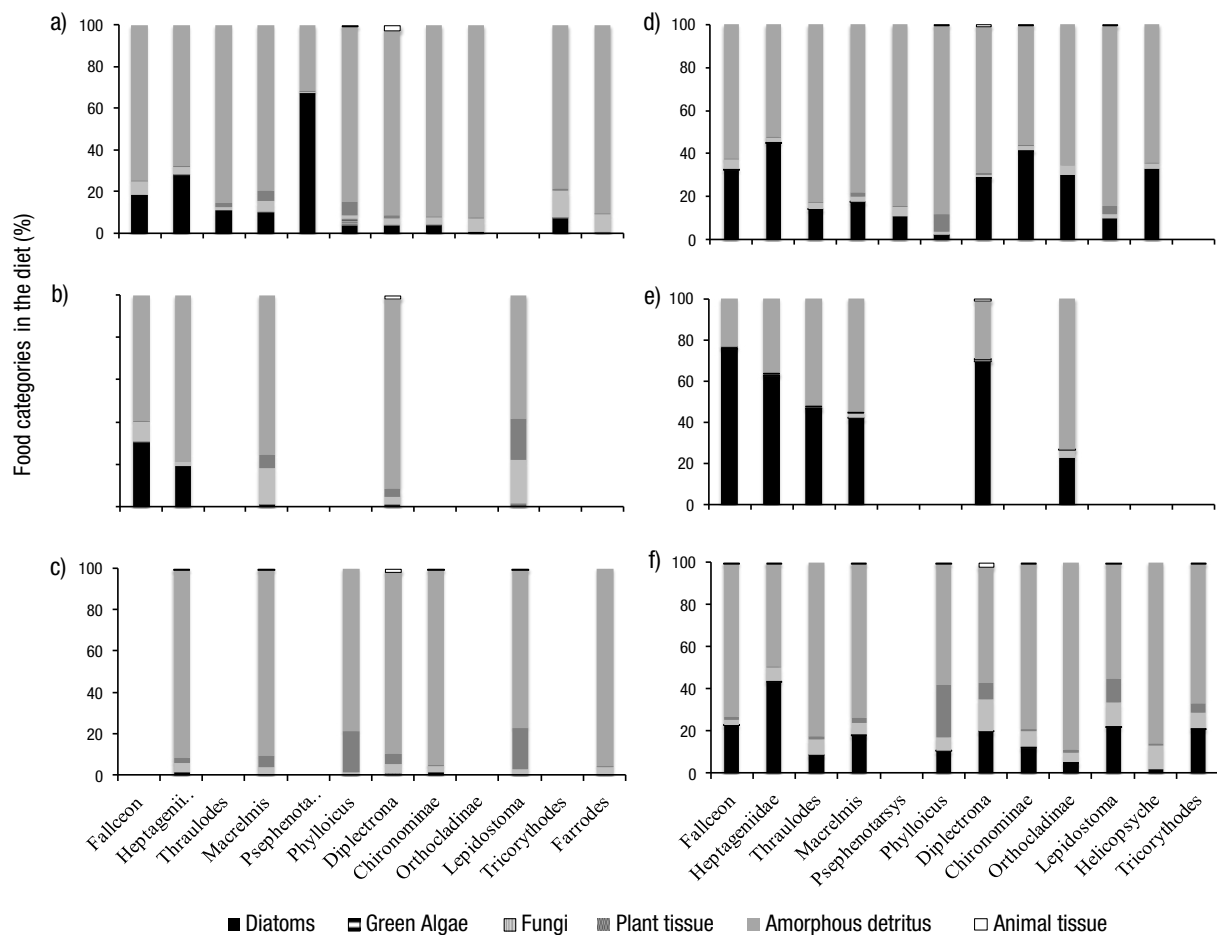


Figure 4. Hierarchical cluster analysis (average matched group algorithm and Sorensen similarity index) of aquatic insects richness in forest and pasture streams during the dry and rainy seasons in La Cortadura, Coatepec, Veracruz, Mexico; pasture stream during the dry season (PD), pasture stream during the rainy season (PR), pasture stream during the “nortes” season (PN), forest stream during the dry season (FD), forest stream during the rainy season (FR), and forest stream during the “nortes” season (FN).

Energy base of the food web. In the forest stream, allochthonous material comprised between 44 and 98.8% of the energy base for the aquatic insects examined (Figs. 6a-c), except for *Psephenotarsis* and *Thraulodes* during the dry season (Fig. 6a) and Heptageniidae during the rainy season (Fig. 6b), which had less than 40% of allochthonous material. In the pasture stream, the trend was toward a lower proportion of allochthonous material in the gut contents that ranged between 4.57 - 82.91% of the total (Figs. 6 d, e, f).

The proportion of allochthonous material in the energy base was significantly lower ($p < 0.05$) during the rainy season compared to the dry and “nortes” seasons for most taxa from the two streams (Tables 4, 5) (Figs. 6a-f), especially for individuals collected from the pasture stream (Fig. 6e). For *Thraulodes*, *Phylloicus*, *Helicopsyche*, Chironominae, and Orthocladinae the proportion of allochthonous material in the diet was significantly higher ($p < 0.05$) during the “nortes” season.



Figures 5a-f. Average diet composition from stomach content analyses of aquatic insects from streams in La Cortadura, Coatepec, Veracruz, Mexico: a) Diet of the taxa examined from the forest stream during the dry season; b) From the rainy season; c) From the “nortes” season; d) Diet of the taxa examined from the pasture stream during the dry season; e) During the rainy season; and f) During the “nortes” season. Gut contents were classified into six categories: diatoms, green algae, fungi, plant tissue, amorphous detritus, and animal tissue.

Of the six taxa (Table 4) for which gut contents were analyzed for at least two seasons in both streams, only for *Macrelmis*, *Diplectrona*, and Chironominae had significant interaction between stream and season. *Diplectrona* and *Macrelmis* presented different trends in each of the streams for the rainy season. In the forest stream, the food base was predominantly allochthonous (> 80%) (Fig. 6b), while in the pasture stream allochthonous material comprised less than 20% (Fig. 6e). For the Chironomidae, trends differed by stream for the dry season (Figs. 6a, c). In the forest stream, the amount of allochthonous material in the gut contents did not differ from that consumed during the “nortes” season ($p = 0.07$), although in the pasture stream the proportion of allochthonous material was lower ($p < 0.01$).

DISCUSSION

Previous work describing the food structure in tropical streams of Puerto Rico, Brazil, and Hong Kong (March & Pringle, 2003; Mantel *et al.*, 2004; Brito *et al.*, 2006; Lau *et al.*, 2009b; Dudgeon *et al.*, 2010) has shown that autochthonous material plays a major role in the secondary production of aquatic macroinvertebrates in watersheds with dense

riparian cover compared to temperate streams. However, the energy base for the MCF forest streams in this study comes from allochthonous material. The difference between this study and previous studies is likely due to the latter being conducted in third and fourth order streams in lowlands (March & Pringle, 2003; Mantel *et al.*, 2004; Brito *et al.*, 2006; Lau *et al.*, 2009b; Dudgeon *et al.*, 2010) and to the large variation among tropical streams.

Availability of autochthonous and allochthonous material. According to Vannote *et al.* (1980), small streams with conserved riparian systems have a low availability of autochthonous material because incoming light is limited, thus limiting biomass and algal growth (Hill, 1996). This hypothesis is supported by the results obtained in this study, in which the forest stream had a lower availability of autochthonous material compared to the pasture stream, and by our previous work in the same area (Vázquez *et al.*, 2011). Results are also consistent with other research in tropical streams (Larned & Santos, 2000), where riparian vegetation creates a closed canopy that reduces light penetration, yielding lower primary productivity than in streams where less riparian vegetation allows more light to enter.

Table 4. Two-way nonparametric multivariate/univariate analysis of variance (PERMANOVA) to evaluate the effect of stream (forest - pasture) and season (dry-D, rainy-R, *nortes*-N) on the composition (number and relative abundance of components) of gut contents and the percentage of allochthonous material in some of the aquatic insects from streams in La Cortadura, Coatepec, Veracruz, Mexico.

Taxon	Source of Variation	DF 1	DF 2	Gut contents		Seasons $p < 0.05$	Allochthonous Material		Seasons $p < 0.05$
				F	p^*		F	p^{**}	
<i>Fallceon</i>	Stream	1	31	13.49	0.002		6.36	0.001	
	Season (D, R)	1	31	14.48	0.001		6.02	0.002	
	Interaction	1	31	3.78	0.072		1.53	0.18	
Heptageniidae	Stream	1	28	16.21	0.001		3.34	0.028	
	Season (D, R, N)	2	28	2.07	0.139		5.09	0.003	R
	Interaction	2	28	1.53	0.222		1.04	0.403	
<i>Macrelmis</i>	Stream	1	41	25.67	0.001		9.69	0.001	
	Season (D, R, N)	2	41	6.51	0.001	R	7.47	0.002	R
	Interaction	2	41	5.33	0.001		7.57	0.001	
<i>Diplectrona</i>	Stream	1	22	131.16	0.001		81.09	0.001	
	Season (D, R, N)	2	22	15.91	0.001	D, R, N	17.22	0.001	D, R, N
	Interaction	2	22	418.32	0.001		16.35	0.001	
<i>Phylloicus</i>	Stream	1	17	8.05	0.004		10.56	0.005	
	Season (D, N)	1	17	5.55	0.015		4.40	0.039	
	Interaction	1	17	1.72	0.192		2.05	0.15	
Chironominae	Stream	1	32	60.10	0.001		20.88	0.001	
	Season (D, N)	1	32	29.02	0.001		15.85	0.001	
	Interaction	1	32	16.17	0.001		9.85	0.001	

*Two-tailed analysis, $p(\alpha) < 0.025$. **One-tailed analysis, $p(\alpha) < 0.05$. Season: D=Dry. R=Rainy. N= "Nortes".

Seasonal climate variation also affects the availability of autochthonous material. Our results suggest that increases in stream flow during the rainy season did not affect the availability of autochthonous material compared to the dry season, but it was less available during the "nortes" season. Flow during the rainy season probably did not increase enough to adversely affect the production and accumulation of autochthonous material. Although nutrient concentrations were not measured, algal growth could be enhanced by the increase in nutrient availability related to disruptions from increased flow (Grimm & Fisher, 1989; Biggs, 1996; Allan & Castillo, 2007). The decrease in autochthonous material during the "nortes" season was likely caused by the increased cloud cover and haze, which are common during this season, reducing the input of solar radiation (Williams-Linera, 2007). This tendency in the availability of autochthonous material coincides with previously observed trends in regional streams (Vázquez *et al.*, 2011).

Headwater streams in forested watersheds receive large amounts of allochthonous material, mainly in the form of leaf-litter (Hynes, 1975; Webster *et al.*, 1999). In spite of their contrasting amounts of riparian cover, the availability of allochthonous material in the two studied streams was similar. This lack of differences suggests the presence of additional sources of allochthonous detritus independent from riparian vegetation, highlighting the importance of vegetation found throughout the watershed and far from stream channels (Hynes, 1975). The pasture stream has ~ 70% of catchment area cover with forest, mostly located far from the study stream reach, but still a likely source of allochthonous material in the streambed.

Similar to autochthonous material, allochthonous material availability could be affected by seasonal changes in climate. During the rainy and "nortes" seasons, the amount of leaf litter increased, potentially due to different processes. During the rainy season, the increased

availability of allochthonous material is very likely the result of lateral transport via runoff (Fisher & Likens, 1973). The observed increase during the “nortes” season occurs because it is the season of greatest leaf-fall for plants in the region, a pattern that is correlated with lowest temperatures during the year (Williams-Linera, 2007).

Aquatic insect diet. Most aquatic macroinvertebrates are expected to be generalists regardless of the feeding strategies used to capture their food (Cummins, 1973; Merritt et al., 2008). Our results support this observation as diet composition for all insect taxa involved at least five of the six gut content categories used in the study regardless of the FFG to which they belonged. Further, insect taxa assigned to different FFGs had the same pattern of variation in diet between streams and among seasons (e.g. *Fallceon* and *Thraulodes* or Heptageniidae and *Psephenotarsis*). Our results support the idea that it is not possible to assign taxa to FFGs based on gut content analysis (Palmer et al., 1993), because such a categorization is based primarily on the method of obtaining food and not on gut contents (Cummins & Klug, 1979; Cummins et al., 2005; Merritt et al., 2008). Therefore, in this study, dietary analysis and origin of the trophic basis were conducted per taxon and not by FFGs.

The primary changes in diet composition among aquatic insect taxa between the two streams, and among seasons, corresponded to the proportion of amorphous detritus in the guts, the most abundant component also found in other studies (Palmer et al., 1993; Rosi-Marshall & Wallace, 2002; Tomanova et al., 2006). In all cases where there was a lower proportion of amorphous detritus, there was an increase in the proportion of diatoms, fungi, and animal tissue. Although the examined aquatic insect taxa are generalists, there is some selection for items such as diatoms, algae, and animal parts over amorphous detritus, since the latter might have lower nutritional value depending on its origin (Cummins & Klug, 1979; Rosi-Marshall & Wallace, 2002).

In support of our prediction, the proportion of algae, particularly diatoms, in the gut contents was related to their availability in the environment. The proportion of diatoms was lower in taxa collected from the forest stream than from the pasture stream, coinciding with a lower availability of autochthonous material and supporting previous studies (Rosi-Marshall & Wallace, 2002). In addition, the proportion of diatoms in the gut contents of more than 50% of the taxa was lower during the “nortes” season when light availability was reduced. It is noteworthy that although the availability of autochthonous material did not increase during the rainy season, the proportion of diatoms in gut contents tended to be higher than during the dry season in taxa collected from the pasture stream. One possible explanation is that, while the availability of autochthonous material in the stream did not change with the season, there was less competition during the rainy season for their consumption due to a lower abundance of aquatic insects (McNeely et al., 2007). Although our sampling did not allow for an analysis of abundance, the number of individuals is expected to be lower during the rainy season because increasing streamflow during this season can wash many individuals downstream (Leung & Dudgeon, 2011). In addition, the abundance of aquatic insects can be lower during the rainy season due to the life-cycle, as is the case for *Helicopsyche* that were found mostly as pupae during the dry season, and none were collected during the rainy season.

Plant tissue and associate fungi were not abundant in the gut contents of all taxa, probably because the presence of cellulose and lignin makes plant tissue difficult to digest (Cummins & Klug, 1979; Graça, 2006). However, the proportion of plant and fungal tissue in the gut contents was higher when the availability of benthic algae was lower, which occurs during the rainy and “nortes” seasons, especially in the forest stream. This could be simply a change in resource availability or

Table 5. One-way nonparametric multivariate/univariate analyses of variance (PERMANOVA) to evaluate the effect of stream (forest-F, pasture-P) or season (dry-D, rainy-R and nortes-N) on the composition (number and relative abundance of the components) of the gut contents and the percentage of allochthonous material in some of the aquatic insects from two streams in La Cortadura, Coatepec, Veracruz, Mexico.

Taxon	Stream	Sources of Variation	DF 1	DF 2	Stomach Contents		Seasons $p < 0.05$	Allochthonous Material		Seasons $p < 0.05$
					F	p^*		F	p^{**}	
<i>Fallceon</i>	P	Season (D, R, N)	2	27	24.97	0.001	R	7.22	0.001	R
<i>Farrodes</i>	P	Season (D, N)	1	11	4.06	0.052	-	0.43	0.55	-
<i>Thraulodes</i>	F, P	Stream	1	8	0.61	0.5	-	0.63	0.56	-
	P	Season (D,R, N)	2	15	17.02	0.001	R	4.74	0.006	N
<i>Psephenotarsis</i>	F, P	Stream	1	9	89.37	0.004	-	4.80	0.01	-
<i>Lepidostoma</i>	F, P	Stream	1	12	8.98	0.003	-	4.94	0.018	-
	P	Season (D, N)	1	11	5.10	0.015	-	0.79	0.51	-
<i>Helicopsyche</i>	P	Season (D, N)	1	11	4.36	0.046	-	3.07	0.036	-
Orthocladinae	F, P	Stream	1	9	34.2	0.005	-	17.35	0.004	-
	P	Season (D, R, N)	2	18	11.48	0.002	N	6.06	0.007	N

*Two-tailed analyses, $p(\alpha) < 0.025$. **One-tailed analyses, $p(\alpha) < 0.05$ (- = Valores no registrados.)

Table 6. Allochthonous energy base in temperate and tropical streams.

Zone	Country	Stream Order	Stream Width (m)	Allochthonous Energy Base (%)	References
Temperate	United States	1-2	< 2.7	85	Wallace <i>et al.</i> (1997), Hall <i>et al.</i> (2001)
	United States		1.2-4.7	80	England and Rosemond (2004)
	United States	Small Streams		90	Minshall (1967)
	New Zealand	1-2	0.6-2.6	Primarily allochthonous	Hicks (1997)
	New Zealand		1.0-2.8	Primarily allochthonous	Rounick <i>et al.</i> (1982)
Tropical	Puerto Rico	2-4	13.0-19.0	< 50	March and Pringle (2003)
	Brazil		10.0-18.0	< 40	Brito <i>et al.</i> (2006)
	Hong Kong	3	8.0-12.0	< 40	Mantel <i>et al.</i> (2004)
					Li and Dudgeon (2008)
					Dudgeon <i>et al.</i> (2010)
	Mexico	1	1.6-2.5	40-80	This study

perhaps it is due to the relatively nutritious value of fungi (Cummins & Klug, 1979), which are not limited by reduced sunlight and can colonize allochthonous material (Graça, 2006).

The presence of recognizable animal tissue in the diets of the predatory taxa *Diplectrona* and *Lepidostoma* has also been reported in other studies (Hall *et al.*, 2001; Merritt *et al.*, 2008; Tomanova *et al.*, 2006). These two taxa have larger body sizes that allow for access to larger portions of prey with high nutritional value (Cummins & Klug, 1979); smaller aquatic insects that consume this resource would ingest small pieces that may end up being classified as amorphous detritus (Palmer *et al.*, 1993).

Trophic base for aquatic insects. Two methods have been commonly used to characterize the energy base sustaining aquatic insect assemblages: gut content analysis and analysis of the stable isotopes of carbon (^{13}C) and nitrogen (^{15}N) (Winterbourn *et al.*, 1984; Hall *et al.*, 2001; England & Rosemond, 2004; Lau *et al.*, 2009a; 2009b; Dudgeon *et al.*, 2010). The use of stable isotopes provides information on the percentage of ^{13}C and ^{15}N assimilated by organisms using different food resources, provided that the isotopic signature of these elements can be differentiated between different food sources (Winterbourn *et al.*, 1984; Hicks, 1997; Dudgeon *et al.*, 2010). Although gut content analysis can identify energy sources for aquatic insects, and allow for inferences of their consumption habits (Cummins, 1973; Mantel *et al.*, 2004; Lau *et al.*, 2009a; Dudgeon *et al.*, 2010), it is not always possible to classify all gut contents. However, it is noteworthy that in several studies the two approaches show similar trends in the determination of the contribution of the energy sources used for food webs (Winterbourn *et al.*, 1984; Hicks, 1997; Mantel *et al.*, 2004; McNeely *et al.*, 2007; Lau *et al.*, 2009a).

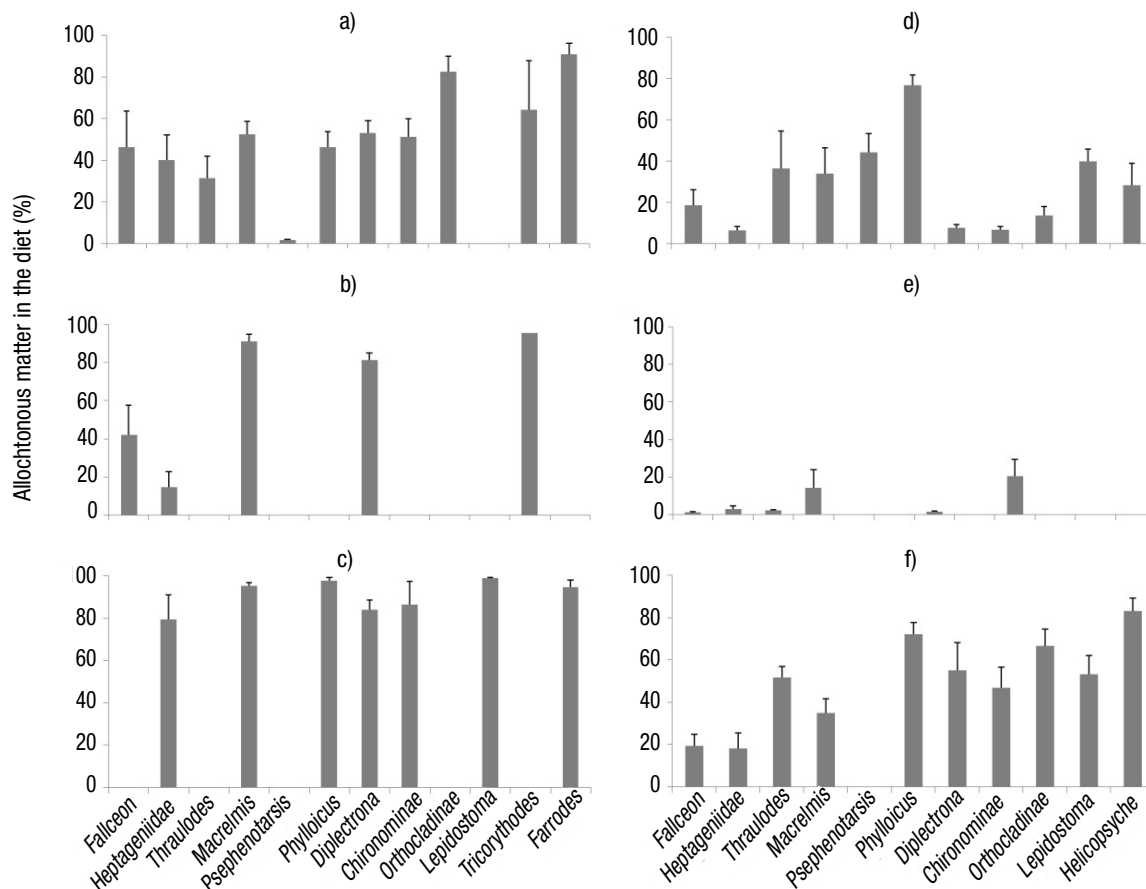
The forest stream is definitely a heterotrophic system, as reported for temperate headwater streams (Hynes, 1975; Vannote *et al.*, 1980). Only four of the thirteen taxa examined had less than 50% allochthonous material in their gut contents, and this occurred during the dry season when the availability of autochthonous material was high. The

higher nutritional importance of autochthonous material (algae) helps to explain why the trophic base in the forest stream is partly autochthonous, especially during the dry season (Cummins & Klug, 1979).

The proportion of allochthonous material used as an energy base was intermediate, relative to those reported from temperate and tropical lowland streams (Table 6) (Rounick *et al.*, 1982; Winterbourn *et al.*, 1984; Hall *et al.*, 2001; Rosi-Marshall & Wallace, 2002; March & Pringle, 2003; Lau *et al.*, 2009b; Dudgeon *et al.*, 2010). This is likely because in this study we excluded the proportion of amorphous detritus when estimating the trophic base (allochthonous - autochthonous). If data were collected on the proportion of allochthonous and autochthonous organic matter for fine suspended particles in the water column (e.g., Mantel *et al.*, 2004; Dudgeon *et al.*, 2010), it might have been possible to quantify the proportional contribution of allochthonous and autochthonous material to the energy base for amorphous detritus. Thus, we would expect the proportion of allochthonous energy to be greater, because a large quantity of this ingested detritus corresponds to fine particulate organic matter, which is potentially composed primarily of allochthonous material in the forest stream, given the low availability of autochthonous material, contrary to what occurs in the pasture stream.

The largest proportion of allochthonous material used as an energy base was found in the forest stream, contrasting with findings from other tropical streams, even with conserved riparian vegetation (March & Pringle, 2003; Mantel *et al.*, 2004; Brito *et al.*, 2006; Dudgeon *et al.*, 2010). One possible explanation is that in our study streams are narrower than those used in previous studies. In those studies, riparian vegetation leaves a more open canopy and the production of autochthonous material is not limited by incident solar radiation (Vannote *et al.*, 1980). In our study, we sampled first order streams that were less than 3 m wide, while previous studies focused on streams ranging from second to fifth order, with widths greater than 8 m (Table 6) (March & Pringle, 2003; Mantel *et al.*, 2004; Brito *et al.*, 2006; Dudgeon *et al.*, 2010).

According to expectations, in the pasture stream, which lacked riparian vegetation, most taxa examined depended on an autochtho-



Figures 6a-f. Average proportion and standard error of allochthonous material in the diet of aquatic insects from two streams in La Cortadura, Coatepec, Veracruz, Mexico. a) Taxa examined from the forest stream during dry season; b) From rainy season; c) From the “Nortes” season; d) Taxa examined from the pasture stream during dry season; e) From rainy season; f) From the “Nortes” season.

nous energy base, contrasting with the forest stream (Minshall, 1978; Vannote *et al.*, 1980). Although allochthonous material was available in the pasture stream, *Phylloicus* was the only insect heavily relying on it during all seasons, while other taxa used allochthonous material during the “nortes” season when the availability of autochthonous material was lower. The increased proportion of taxa relying on autochthonous material during the rainy season in the pasture stream likely arose due to the increased availability of benthic algae per individual (McNeely *et al.*, 2007). Thus, the proportion of allochthonous and autochthonous material in the gut contents of aquatic insects reflected variations in the availability of these resources in the environment.

Deforestation not only affects the availability of allochthonous and autochthonous materials in streams (Rosi-Marshall & Wallace, 2002), it can also modify species assemblages, altering diversity and functionality (Benstead & Pringle, 2004). In this study, we found that some taxa (e.g., *Fallceon*, Chironominae, and Heptageniidae) had sufficient flexibility to change their energy base because of increased availability of autochthonous material in the pasture stream that suffered loss of riparian vegetation. In contrast, other taxa such (e.g., *Phylloicus*) maintained a high proportion of an allochthonous energy base. We can expect that further increases in the loss of watershed vegetation will reduce the availability of allochthonous material, and thus the stream insect

assemblage will lose those taxa that are unable to change their diets from an allochthonous energy base.

Aquatic insects in montane cloud forest streams are mostly food generalists. Autochthonous material was an important part of the trophic base for these organisms in the two stream types studied, even when its availability might have been limited by shade from riparian vegetation in the forest stream. There was dietary flexibility for the insects examined and therefore variation in the trophic base in response to variations in the combined availability of autochthonous and allochthonous resources. The removal of riparian vegetation increased the availability of autochthonous material, thus increasing its use by aquatic insects.

ACKNOWLEDGEMENTS

We are grateful to José Antonio Gómez for support he gave during our field work; to Arlet Fuentes and Ariadna Martínez who supported us in the lab; to Rosa Alicia Jiménez, Sergio Ibáñez, and Federico Escobar for their comments on our work and manuscript. The work described in this paper was supported by a scholarship (250337) for the first author and a grant for the project No. 101542 from National Council for Science and Technology (CONACyT).

REFERENCES

- ALLAN, J. & M. CASTILLO. 2007. *Stream ecology. Structure and function of running waters*. 2nd ed. Springer, Dordrecht, The Netherlands. 433 p. DOI: 10.1007/978-1-4020-5583-6
- ANDERSON, M. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32-46. DOI: 10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x
- ANDERSON, M. 2006. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62: 245-253. DOI: 10.1111/j.1541-0420.2005.00440.x
- ANDERSON, M., R. GORLEY & K. CLARKE. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER. Guide to software and statistical methods. PRIMER-E: Plymouth, UK.
- ARDÓN, M. & C. M. PRINGLE. 2008. Do secondary compounds inhibit microbial- and insect-mediated leaf breakdown in a tropical rainforest stream, Costa Rica? *Oecologia* 155: 311-323. DOI: 10.1007/s00442-007-0913-x
- BENFIELD, E. 2007. Decomposition of leaf material. In: Hauer, R. & G. Lamberti (Eds.). *Methods in stream ecology*, Second edition. Elsevier Inc., San Diego, CA: 51-78.
- BENSTEAD, J. P. & C. M. PRINGLE. 2004. Deforestation alters the resource base and biomass of endemic stream insects in eastern Madagascar. *Freshwater Biology* 49: 490-501. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2004.01203.x
- BENSTEAD, J. P., M. DOUGLAS & C. M. PRINGLE. 2003. Relationships of stream invertebrate communities to deforestation in eastern Madagascar. *Ecological Applications* 13: 1473-1490. DOI: 10.1890/02-5125
- BIGGS B. 1996. Patterns in benthic algae of streams. In: Stevenson, R. J., M. L. Bothwell & R. L. Lowe (Editores), *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, San Diego (CA): 31-56.
- BOURELLE P. 1966. Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome I: Les algues vertes. IV. Boubée & Cie, Paris, France.
- BOYERO, L., A. RAMÍREZ, D. DUDGEON & R. PEARSON. 2009. Are the tropical streams really different? *Journal of the North American Benthological Society* 28: 397-403. DOI: 10.1899/08-146.1
- BRITO, E., T. MOULTON, M. DE SOUZA & S. BUNN. 2006. Stable isotope analysis indicates microalgae as the predominant food source of fauna in a coastal forest stream, south-east Brazil. *Austral Ecology* 31: 623-633. DOI: 10.1111/j.1442-9993.2006.01610.x
- CUMMINS, K. 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology* 18: 183-206. DOI: 10.1146/annurev.en.18.010173.001151
- CUMMINS, K. & M. KLUG. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* 10: 147-172. DOI: 10.1146/annurev.es.10.110179.001051
- CUMMINS K., R. MERRITT & P. ANDRADE. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40: 69-89. DOI: 10.1080/01650520400025720
- DUDGEON, D., F. CHEUNG & S. MANTEL. 2010. Foodweb structure in small streams: do we need different models for the tropics? *Journal of the North American Benthological Society* 29: 395-412. DOI: 10.1899/09-058.1
- ENGLAND, L. & A. D. ROSEMOND. 2004. Small reductions in forest cover weaken terrestrial aquatic linkages in headwater streams. *Freshwater Biology* 49: 721-734. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2004.01219.x
- FISHER, S. & G. LIKENS. 1973. Flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological Monographs* 43: 421-439. DOI: 10.2307/1942301
- GARCÍA-FRANCO, J., G. CASTILLO-CAMPOS, K. MEHLTRETER, M. MARTÍNEZ & G. VÁZQUEZ. 2008. Composición florística de un bosque mesófilo del centro de Veracruz, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 83: 37-52.
- GORE, J. 2007. Discharge measurements and streamflow analysis. In: Hauer, R. & G. Lamberti (Eds.). *Methods in stream ecology*. 2nd ed.. Elsevier Inc., San Diego, CA: 51-78.
- GRAÇA, M., 2006. Allochthonous organic matter as a food resource for aquatic invertebrates in forested streams. In: Codero-Rivera, A. (Ed.). *Forests and dragonflies*. Pensoft, Sofia-Moscow: pp. 37-47.
- GRIMM, N. & S. FISHER. 1989. Stability of periphyton and macroinvertebrates to disturbance by flash floods in a desert stream. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 293-307. DOI: 10.2307/1467493
- HALL, R., G. LIKENS & H. MALCOM. 2001. Trophic basis of invertebrate production in 2 streams at the Hubbard Brook experimental forest. *Journal of the North American Benthological Society* 20: 432-447. DOI: 10.2307/1468040
- HICKS, B. 1997. Food webs in forest and pasture streams in the Waikato region, New Zealand: a study on analyses of stable isotopes of carbon and nitrogen, and fish gut contents. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 31: 651-666. DOI: 10.1080/00288330.1997.9516796
- HILL, W., 1996. Effects of light. In: Stevenson, R. J., M. L. Bothwell & R. L. Lowe (Eds.). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, CA: 121-148.
- HYNES, H. 1975. The stream and its valley. *Verhandlungen der Internationalen Verrinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 19: 1-15.
- JACOBSEN, D., C. CRESSA, J. M. MATHOOKO & D. DUDGEON. 2008. Macroinvertebrates: composition, life histories and production. In: Dudgeon, D. (Ed.). *Tropical stream ecology*. Academic Press, London: 66-106.
- KRAMER, K. & H. LANGE-BERTALOT. 1991a. *Bacillariophyceae. 3 Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. 166 tafeln mit 2180 figuren*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Germany.
- KRAMER, K. & H. LANGE-BERTALOT. 1991b. *Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnantheaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula Lineolatae und Gomphonema Gesamliter-atuerverzeichnis Teil 1-4-88 tafeln mit 2048 figuren*. Gustav Fischer Verlag Stuttgart, Germany.

- KRAMER, K. & H. LANGE-BERTALOT. 1997. *Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. 184 Tafeln mit 1914 Figuren*. Spektrum Akademischer Verlag, Germany.
- KRAMER, K. & H. LANGE-BERTALOT. 1999. *Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. 206 tafeln mit 2976 figuren*. Spektrum Akademischer Verlag, Germany.
- LARNED, S. T. & S. SANTOS. 2000. Light and nutrient limited periphyton in low order streams of Oahu, Hawaii. *Hydrobiologia* 432: 101-111. DOI: 10.1023/A:1004074004416
- LAU, D., K. LEUNG & D. DUDGEON. 2009a. Are autochthonous foods more important than allochthonous resources to benthic consumers in tropical headwater streams? *Journal of the North American Benthological Society* 28: 426-439. DOI:10.1899/07-079.1
- LAU, D., K. LEUNG & D. DUDGEON. 2009b. What does stable isotope analysis reveal about trophic relationships and the relative importance of allochthonous and autochthonous resources in tropical streams? A synthetic study from Hong Kong. *Freshwater Biology* 54: 127-141. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2008.02099.x
- LEGENBRE, P. & L. LEGENBRE. 1998. *Numerical ecology*. 2nd Ed. Elsevier Science B.V., The Netherlands. 853 p.
- LEUNG, A. & D. DUDGEON. 2011. Scales of spatiotemporal variability in macroinvertebrate abundance and diversity in monsoonal streams: detecting environmental change. *Freshwater Biology* 56: 1193-1208. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2010.02556.x
- LI, A. & D. DUDGEON. 2008. Food resources of shredders and other benthic macroinvertebrates in relation to shading conditions in tropical Hong Kong streams. *Freshwater Biology* 53: 2011-2025. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2008.02022.x
- MANTEL, S., M. SALAS & D. DUDGEON. 2004. Food web structure in a tropical Asian forest stream. *Journal of the North American Benthological Society* 23: 728-755. DOI: 10.1899/0887-3593(2004)023<0728:FSIATA>2.0.CO;2
- MARCH, J. G. & C. M. PRINGLE. 2003. Food web structure and basal resource utilization along a tropical island stream continuum, Puerto Rico. *Biotropica* 35: 84-93. DOI: 10.1111/j.1744-7429.2003.tb00265.x
- MCNEELY, C., J. FINLAY & M. POWER. 2007. Grazer traits, competition, and carbon sources to a headwater-stream food web. *Ecology* 88: 191-401. DOI: 10.1890/0012-9658(2007)88[391:GTCACS]2.0.CO;2
- MEEKS, C. 1974. Chlorophylls. In: Stewart, P. (Ed.). *Algal physiology and biochemistry*. Blackwell Scientific Publications Ltd., Great Britain. pp. 161-174.
- MERRITT, R., K. CUMMINS & M. BERG. 2008. *An introduction to the aquatic insects of North America*. 4th Ed. Kendall-Hunt Publishing, Iowa, USA.
- MINSHALL, G. 1978. Autotrophy in stream ecosystems. *BioScience* 28: 767-771. DOI: 10.2307/1307250
- MOLINA, C., F. GIBON, T. OBERDORFF, E. DOMINGUEZ, J. PINTO, R. MARÍN & M. ROULET. 2011. Macroinvertebrate food web structure in a floodplain lake of the Bolivian Amazon. *Hydrobiologia* 663: 135-153. DOI: 10.1007/s10750-010-0565-4
- MUÑOZ-VILLERS, L. 2008. *Efecto del cambio del uso de la tierra sobre la dinámica hidrológica y calidad del agua en el trópico húmedo del centro de Veracruz, México*. Doctoral Dissertation. Universidad Autónoma Metropolitana, México. 278 p.
- PALMER, C., J. O'KEEFFE, A. PALMER, T. DUNNE & S. RADLOFF. 1993. Macroinvertebrate functional feeding groups in the middle and lower reaches of the Buffalo River, eastern Cape, South Africa. I. Dietary variability. *Freshwater Biology* 29: 441-453. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1993.tb00778.x
- RAMÍREZ, A. & C. M. PRINGLE. 1998. Structure and production of a benthic insect assemblage in a neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society* 17: 443-463. DOI: 10.2307/1468365
- ROSI-MARSHALL, E. & J. B. WALLACE. 2002. Invertebrate food webs along a stream resource gradient. *Freshwater Biology* 47: 129-141. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2002.00786.x
- ROUNICK, J., M. WINTERBOURN & G. LYON. 1982. Differential utilization of allochthonous and autochthonous inputs by aquatic invertebrates in some New Zealand streams: a stable carbon isotope study. *Oikos* 39: 191-198. DOI: 10.2307/3544485
- RZEDOWSKI, J. 1978. *Vegetación de México*. Editorial Limusa. México, D. F. 432 p.
- RZEDOWSKI, J. 1996. Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botánica Mexicana* 35: 25-44.
- TOMANOVA, S., E. GOITIA & J. HELEŠIĆ. 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia* 556: 251-264. DOI: 10.1007/s10750-005-1255-5
- VANNOTE, R., G. MINSHALL, K. CUMMINS, J. SEDELL & C. CUSHING. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137. DOI: 10.1139/f80-017
- VÁZQUEZ, G., J. AKÉ-CASTILLO & M. FAVILA. 2011. Algal assemblages and their relationship with water quality in tropical Mexican streams with different land uses. *Hydrobiologia* 667: 173-189. DOI: 10.1007/s10750-011-0633-4
- WALLACE, J. B., S. EGGERT, J. MEYER & J. WEBSTER. 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277: 102-104. DOI: 10.1126/science.277.5322.102
- WEBSTER, J. R., E. F. BENFIELD, T. P. EHRLMAN, M. A. SCHAEFFER, J. L. TANK, J. J. HUTCHENS & D. J. D'ANGELO. 1999. What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta. *Freshwater Biology* 41: 687-705. DOI: 10.1046/j.1365-2427.1999.00409.x
- WILLIAMS-LINERA, G. 2007. *El bosque de niebla del centro de Veracruz: ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático*. CONABIO-Instituto de Ecología A.C., Xalapa, Veracruz, México.
- WINTERBOURN, M., J. COWIE & J. ROUNICK. 1984. Food resources and ingestion patterns of insects along a West Coast South Island river system. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 18: 43-51. DOI: 10.1080/00288330.1984.9516058

Caracterización de la calidad de agua mediante macroinvertebrados bentónicos en el río Puyo, en la Amazonía Ecuatoriana

Water quality characterization of benthonic macroinvertebrates of Puyo river, Ecuadorian Amazonia

Leo Rodríguez Badillo¹, Pedro Ríos Guayasamín¹, Mayra Espinosa Chico², Pedro Cedeño Loja¹ y Gianella Jiménez Ortiz¹

¹Grupo de Ecología Tropical, Laboratorio de Ecología Natural y Aplicada (LETNA), Universidad Estatal Amazónica, Campus Principal Km 2.1/2 vía a Napo (Paso Lateral) Puyo, Pastaza, Ecuador

²Departamento de Desarrollo, Ambiente y Territorio, Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales, Calle la Pradera E7-174 y Av. Diego de Almagro, Quito, Ecuador
e-mail: lmrdriguez@gmail.com

Recibido: 03 de septiembre de 2015. **Aceptado:** 07 de mayo de 2016.

Rodríguez Badillo L., P. Ríos Guayasamín, M. Espinosa Chico, P. Cedeño Loja y G. Jiménez Ortiz. 2016. Caracterización de la calidad de agua mediante macroinvertebrados bentónicos en el río Puyo, en la Amazonía Ecuatoriana. *Hidrobiológica* 26 (3): 497-507.

RESUMEN

Antecedentes. En 2012 se realizó un estudio de calidad de agua en el curso medio del río Puyo, en la provincia de Pastaza, caracterizada por un creciente deterioro ambiental a causa del incremento poblacional, la urbanización y el consiguiente aumento en la descargas de aguas residuales. **Objetivos.** A fin de evaluar la calidad ambiental del medio hídrico, se identificó macroinvertebrados como biota acuática indicadora y su relación con parámetros físico-químicos. **Métodos.** El estudio fue realizado en cuatro sitios y en cuatro fechas distintas, permitiendo la determinación de los índices: Biological Monitoring Working Party for Costa Rica (BMWP-CR) e Índice Biológico de Familias para El Salvador (IBF-SV) para cada sitio, con base en los ejemplares previamente colectados e identificados. El estudio fue complementado con el monitoreo de pH y oxígeno disuelto, lo que permitió establecer su correlación con los índices bióticos aplicados. **Resultados.** Se identificaron 14 órdenes, 40 familias y 2 808 individuos en los cuatro sitios; la mayor cantidad de individuos pertenece a las familias *Leptohyphidae* (23.3%) e *Hydropsychidae* (18.7%). Los valores obtenidos para los índices BMWP-CR y IBF-SV señalaron una disminución en la calidad del agua entre los puntos 1 (Fátima) y 3 (La Isla), y una posterior recuperación en el índice IBF-SV al llegar al sitio 4 (Unión Base). Se estableció una correlación significativa (0.05) entre el oxígeno disuelto y el índice BMWP-CR ($r = 0.915$) y muy significativa (0.01) con IBF-SV (-0.947). **Conclusiones.** La aplicación de los índices permitió demostrar que la calidad de agua en el río desciende significativamente ante la influencia de la zona urbana y que, de acuerdo a uno de los índices (IBF-SV), puede experimentar cierta recuperación al alejarse de aquella zona, lo cual se evidencia en la correlación antes descrita.

Palabras clave: Artrópodos, índice biológico, Pastaza, Puyo.

ABSTRACT

Background. In 2012, a biologic water quality study was conducted in the central part of Río Puyo, in Pastaza Province. The river is characterized for an increasing environmental degradation due to a rise in population with a simultaneous housing development increase. **Goals.** To assess Río Puyo water quality with macroinvertebrate monitoring and chemical parameters. **Methods.** The macroinvertebrates were collected at four different dates, and two biotic indexes, Biological Monitoring Working Party for Costa Rica (BMWP-CR) and Biological Family Index for El Salvador (IBF-SV), were determined for each site. The study was complemented with pH and dissolved oxygen sampling to determine their correlation with the biotic indexes. **Results.** There were 14 orders, 40 families and 2 808 individuals identified, most of the specimens belong to *Leptohyphidae* (23.3%) and *Hydropsychidae* (18.7%) families. The indexes showed that the water quality in the river drops significantly between points 1 (Fátima) and 3 (La Isla), showing some increase at point 4 (Unión Base). A 5% significance correlation were established between dissolved oxygen and BMWP-CR index ($r=0.915$), and 1% significance correlation between BMWP-CR an IBF-SV index (-0.947). **Conclusions.** all indexes show a significant drop of quality at the urban areas, one of them (IBF-SV) shows some recovery when the river leaves the city.

Key words: Arthropods, biological index, BMWP-CR, IBF-SV, Pastaza.

INTRODUCCIÓN

Los beneficios que los ríos y otros cuerpos naturales de agua brindan a la población humana, tanto a nivel socioeconómico como en términos de servicios ecosistémicos relacionados con la recreación, los usos culturales y otros aspectos funcionales los convierten en elementos de gran importancia al momento de considerar estrategias de manejo y conservación ambiental (García & Pargament, 2014). Esta particularidad hace necesario establecer metodologías que permitan caracterizar de manera eficiente el grado de conservación del ecosistema y sus funciones ante la presión generada por las actividades antropogénicas.

Sin desconocer la validez de la caracterización físico-química de las aguas, es conveniente incluir también los componentes bióticos cuya sensibilidad a los cambios del medio físico permita una valoración ambiental mucho más precisa (Wright-Stow & Winterbourn, 2003). Los macroinvertebrados bentónicos representan uno de los grupos más adecuados para los fines de evaluación de calidad de ecosistemas acuáticos debido a su ubicuidad como grupo funcional de alimentación y a la capacidad de algunos grupos para soportar condiciones hipóxicas (López & Sedeño, 2015). Este grupo de organismos hace referencia a aquellos animales que desarrollan alguna etapa de su ciclo de vida en el medio hídrico, que son fácilmente observables o que pueden ser retenidos por una red de malla de aproximadamente 250 μm (Minae, 2007); se descarta a los pertenecientes al subfilo *Vertebrata*. Los macroinvertebrados bentónicos incluyen representantes de varios filos animales, entre ellos: Arthropoda, Mollusca, Annelida, Platyhelminthes, Nematoda y Nematomorpha; y aunque la palabra *macroinvertebrado* no posee valor taxonómico, individuos de 5 mm en adelante (Barba *et al.*, 2010; Stark *et al.*, 2001) presentan mucha utilidad al momento de calificarlos como indicadores bióticos para diagnósticos de calidad ambiental debido a su no dependencia de métodos sofisticados para su captura y su relativa facilidad de identificación taxonómica (Sierra, 2011).

La validez del presente estudio radica en la valoración ambiental de la diversidad y abundancia de familias de macroinvertebrados, que parte de la premisa de que la presencia de especímenes de ciertos taxones puede variar radicalmente de acuerdo con las condiciones hidrológicas, físico-químicas y biológicas del agua (Alba *et al.*, 2005). El estudio propuso identificar las familias presentes en el curso medio del río Puyo y determinar su valoración ambiental mediante el cálculo de dos índices biológicos: el Biological Monitoring Working Party modificado para Costa Rica (BMWP-CR), propuesto por el Minae (2007), y el Índice Biológico de Familias para El Salvador (IBF-SV), adaptado para este país por Sermeño *et al.* (2010), y originalmente propuesto por Hilsenhoff, (1987); así como verificar la relación entre la abundancia y diversidad de dichas familias con la calidad física y química del agua, expresada en los parámetros oxígeno disuelto y pH.

MATERIALES Y MÉTODOS

Selección de segmento del río y sitios de muestreo. Para el estudio se eligieron cuatro sitios en el río Puyo, en la Provincia de Pastaza en la Amazonía Ecuatoriana, distribuidos de tal manera que permitiesen establecer la calidad de agua en relación con la presencia de población humana, y localizados antes y después de donde ocurren descargas en el río, mismas que provienen de la ciudad de Puyo. La ubicación de estos sitios se presenta en la Fig. 1.

El sitio 1 (Fátima) fue, seleccionado por estar ubicado inmediatamente antes de la influencia del primer asentamiento poblacional, 100 metros río arriba del dique turístico de la parroquia Fátima. En este sitio aún no existen descargas de aguas residuales, y sus márgenes se encuentran cubiertas por bosque secundario y pastizales.

El sitio 2 (Paseo Turístico) se encuentra ubicado en el barrio Simón Bolívar, en la zona norte de la ciudad de Puyo; fue elegido porque, a pesar de recibir cierta influencia de algunos asentamientos poblacionales río arriba, sus aguas son aún utilizadas por la población con fines principalmente recreativos, y en sus márgenes se encuentra uno de los principales atractivos turísticos de la ciudad, el paseo turístico Boayaku.

El sitio 3 (La Isla), considerado debido a que concentra el mayor caudal de aguas residuales recibidas, refleja los efectos adversos de la contaminación en sus características físicas. Se encuentra muy cerca del centro de la ciudad y luego de la desembocadura del estero Citayacu, en el cual se vierten descargas domésticas y de establecimientos comerciales, sobre todo de los que se dedican a la lubricación de vehículos.

El sitio 4 (Unión Base) se encuentra al final del tramo estudiado, aproximadamente 7 km río abajo desde el sitio anterior. Fue elegido debido a que, al estar alejado de la zona urbana y recibir algunos tributarios no contaminados provenientes de zonas poco pobladas, se observan indicios de recuperación. Este punto cuenta con bosque secundario y bosque maduro a sus alrededores.

Recolección de muestras e identificación. Los sitios estuvieron caracterizados por la presencia de rápidos de poca profundidad y flujo turbulento, con lecho cubierto de piedras, hojarasca, vegetación sumergida y colonias de algas. En los sitios seleccionados, se realizaron cuatro monitoreos, con intervalos de 21 días, durante octubre, noviembre y diciembre de 2012. Los organismos fueron colectados con una red "D" de 250 μm , colocada en el lecho del río en dirección contraria a la corriente. El proceso de captura fue complementado mediante remoción y frotamiento de las piedras situadas en el lecho junto a la red. Se realizaron seis colectas en un intervalo de 60 minutos, tiempo durante el cual se cambió la ubicación de la red cada 10 minutos hacia diferentes sitios localizados en la misma sección del río, con intervalos de 2.5 minutos para desembolsar la red en bandejas de plástico blanco; dos personas separaron los especímenes de la hojarasca y demás materiales para almacenarlos en frascos de vidrio con alcohol, previamente etiquetados. De manera simultánea a cada colecta, se realizó la medición *in situ* de la concentración y saturación de pH y oxígeno disuelto, con ayuda de un medidor multiparámetro portátil Hach HQ40d. Estos parámetros fueron elegidos por la notable variación de sus valores a lo largo del río en un estudio de contaminación hídrica relacionado (Rodríguez *et al.*, 2013), respecto a otros parámetros que fueron medidos en el mismo, como DBO_5 , DQO y conductividad eléctrica.

Para la identificación y clasificación de los ejemplares de macroinvertebrados se utilizó un estereomicroscopio y las claves taxonómicas de Domínguez y Fernández (2009), considerando las características morfológicas de cada organismo.

Análisis de resultados. Los ejemplares identificados fueron agrupados por clase, orden y familia a fin de determinar la abundancia y diversidad de individuos pertenecientes a cada una de ellos. Para ello, se ordenaron los resultados basados en sus orígenes filogenéticos, siguiendo las descripciones de Calor (2009), Carle *et al.* (2015), Dijkstra

et al. (2014), Gullan y Cranston (2004), Ogden et al. (2009), Tree of Life Web Project (2002) y Yeates et al. (2007).

La estimación de calidad de agua se realizó mediante los indicadores definidos a continuación:

Índice BMWP-CR (Biological Monitoring Working Party modificado para Costa Rica). Este índice fue propuesto a partir del índice Biological Monitoring Working Party (BMWP), el cual constituye un indicador de diversidad taxonómica y valoración relativa a nivel de familia. El puntaje de 10 indica familias que no aceptan contaminantes, y el puntaje de 1, a aquellas que toleran gran cantidad de éstos. El índice considera únicamente la presencia de familias y no la abundancia de individuos, y su cálculo se puede definir mediante la siguiente ecuación (Minae, 2007):

$$BMWP-CR = \sum V_i$$

Donde:

- BMWP-CR = Índice biológico BMWP-CR para un sitio determinado
- V_i = Valor constante de calidad de agua para la familia i (valor establecido del 1 al 10 para cada familia)

IBF-SV (Índice Biológico de Familias para El Salvador). Este índice se considera la abundancia de individuos de cada familia identificada, otorgando a éstas valores de ponderación en función de dicha abundancia. El índice es construido a partir de la sumatoria de los productos

entre los valores ponderados y valores de sensibilidad inversa, mediante la siguiente fórmula (Sermeño et al., 2010):

$$IBF-SV = \sum \frac{N_i \times V_i}{N_t}$$

Donde:

- IBF-SV = Índice biológico IBF-SV para un sitio determinado
- N_i = Número de individuos colectados pertenecientes a una familia i
- V_i = Categoría de calidad de agua para la familia i (valor establecido del 1 al 10 para cada familia)
- N_t = Número total de individuos colectados en el sitio

Los valores obtenidos fueron sometidos a un análisis de varianza y prueba de significación de Tukey al 5% para establecer diferencias estadísticamente significativas entre sitios. El ajuste paramétrico de los valores analizados fue verificado previamente mediante la prueba de Shapiro-Wilk modificada. Los cálculos fueron realizados con ayuda del paquete informático InfoStat. Además, se obtuvieron los valores de los coeficientes de correlación lineal "r" de Pearson para las variables bióticas y abióticas evaluadas.

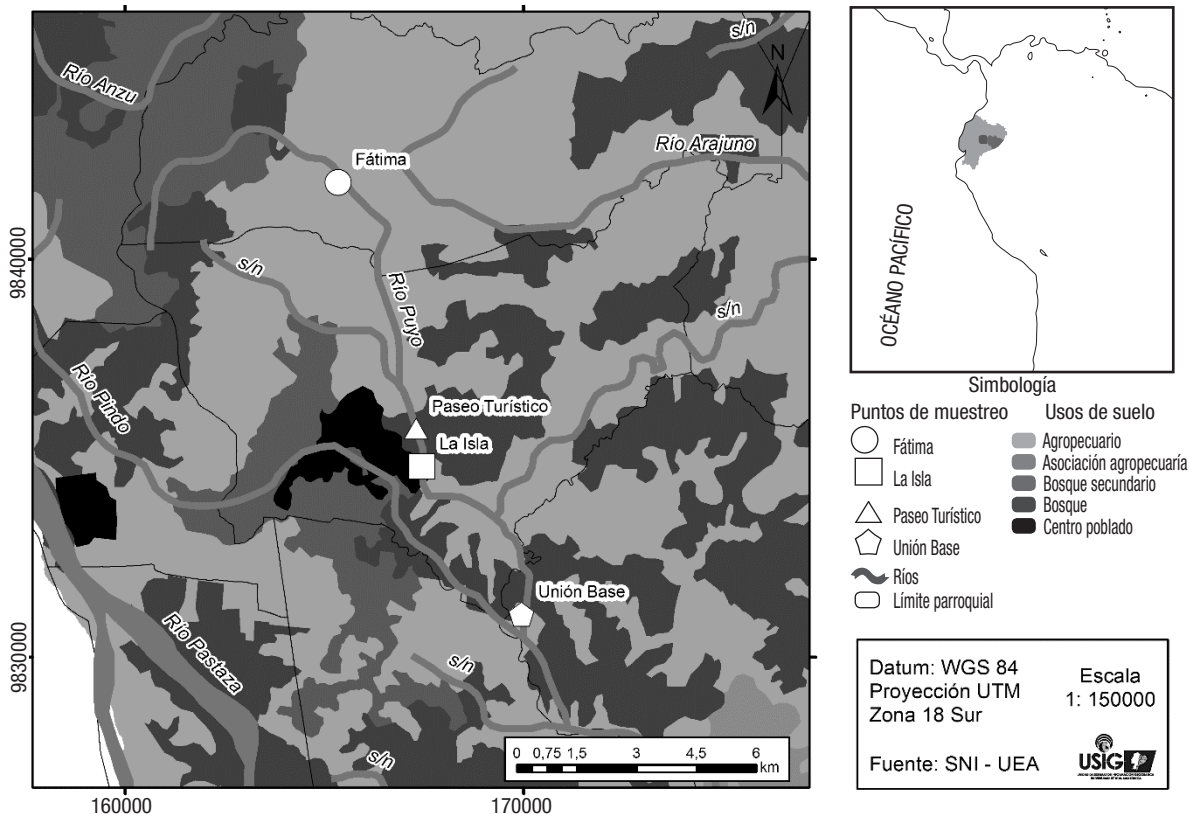


Figura 1. Mapa de localización de los cuatro sitios de muestreo en el Río Puyo, Ecuador.

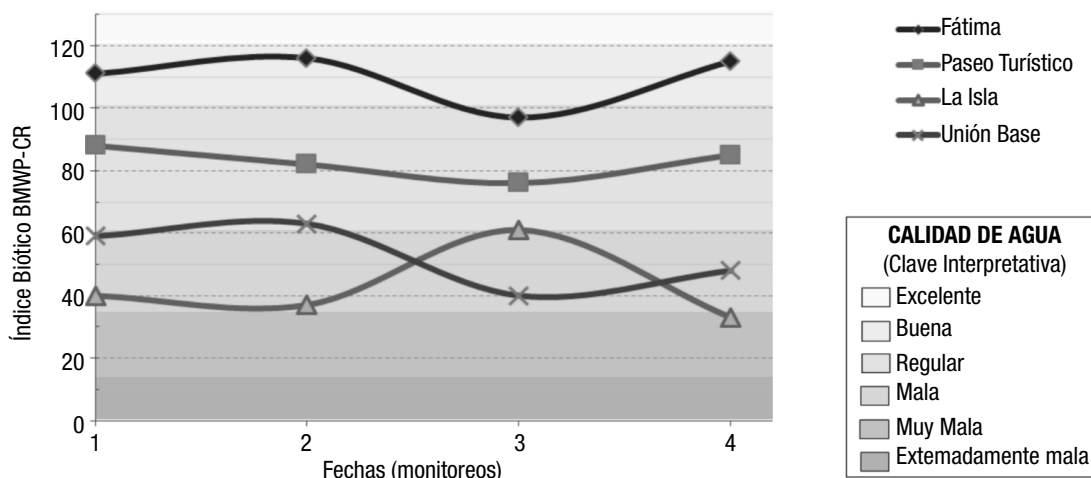


Figura 2. Variación del Índice BMWP-CR (Biological Monitoring Working Party for Costa Rica) en el periodo de muestreo. Río Puyo, Ecuador en 2012.

RESULTADOS

Se identificaron 39 familias y 2 808 individuos de macroinvertebrados bentónicos distribuidos en los cuatro sitios considerados (Tabla 1). Se observa que el mayor número de familias se encuentra en el sitio 1 (Fátima), mientras que en los sitios 3 (La Isla) y 4 (Unión Base) se encontró menor número de éstas (Tabla 1).

En la Tabla 2 se detallan los grupos taxonómicos a los que pertenecen los ejemplares colectados, de los cuales existió una mayor abundancia de individuos de las familias *Leptohyphidae* (23.3%) e *Hydropsychidae* (18.7%), y de los órdenes *Ephemeroptera* (31.9%) y *Trichoptera* (21.5%) se registraron 896 y 604 individuos, respectivamente. El sitio que mayor riqueza de familias presentó fue el número 1 (Fátima), con 29, mientras que los de menor riqueza fueron los sitios 3 (La Isla) y 4 (Unión Base). En los sitios 1, 2 y 4 se observó la predominancia de individuos de familias pertenecientes a los órdenes *Ephemeroptera* (35.0, 22.2 y 48.9% del total de individuos, respectivamente) y *Trichoptera* (27.4, 36.3 y 34.6% del total de individuos, respectivamente), mientras que en el sitio 3 existió un mayor número de familias pertenecientes al orden *Diptera* (32.0%), seguido de *Ephemeroptera* (24.4%) y anélidos de la clase *Oligochaeta* (18.1%).

Respecto a la abundancia de familias por cada uno de los sitios, en el 1 (Fátima) se colectó un total de 785 individuos, distribuidos en 29 familias y 10 órdenes; el orden más representativo fue *Ephemeroptera*,

con 275 individuos (35.0%); seguido de *Trichoptera*, con 215 (27.4%), y *Coleoptera*, con 114 individuos (14.5%). A nivel de familias, las más abundantes fueron: *Leptohyphidae* (*Ephemeroptera*), con 148 individuos (18.9%); *Hydropsychidae*, con 145 (18.5%), y *Leptophlebiidae* (*Ephemeroptera*), con 92 (11.7%). Los grupos taxonómicos con menor abundancia de individuos fueron las clases *Arachnida* y *Turbellaria*, cada una con un individuo (0.1%).

En el sitio 2 (Paseo Turístico), se colectaron 526 individuos, distribuidos en 21 familias y 9 órdenes; el más representativo fue el *Trichoptera*, con 191 individuos (36.3%); seguido de *Ephemeroptera*, con 117 (22.2%), y *Diptera*, con 83 (15.8%). A nivel de familias, las más abundantes fueron: *Hydropsychidae*, con 186 individuos (35.4%); *Leptohyphidae* (*Ephemeroptera*), con 60 (11.4%), y *Chironomidae* (*Diptera*), con 59 (11.2%). Los órdenes que representaron una menor abundancia fueron: *Plecoptera*, con 6 individuos (1.1%), y *Hemiptera*, con 4 (0.8%). En el sitio 3 (La Isla), se colectó un total de 928 individuos, distribuidos en 20 familias y 13 órdenes; el orden más representativo fue *Diptera*, con 297 individuos (32.0%); seguido de *Ephemeroptera*, con 226 (24.4%), así como de la clase *Oligochaeta*, con 168 individuos (18.1%). A nivel de familias, las más abundantes fueron: *Chironomidae* (*Diptera*), con 293 individuos (31.6%); *Leptohyphidae* (*Ephemeroptera*), con 220 (23.7%), y *Tubificidae* (*Oligochaeta*), con 168 (18.1%). Los órdenes con menor número de individuos fueron: *Trichoptera* y *Megaloptera*, así como el subfilo *Crustacea*, con un individuo cada uno (0.1%).

Tabla 1. Ubicación geográfica y grupos taxonómicos Identificados en los cuatro sitios de muestreo, en el río Puyo, en la Amazonía Ecuatoriana.

Sitio de muestreo	Latitud	Longitud	Filos	Clases	Órdenes	Familias	Individuos
Sitio 1 (Fátima)	833095	9841928	2	3	10	30	785
Sitio 2, (Paseo Turístico)	166358	9836727	2	2	9	21	526
Sitio 3, (La Isla)	166603	9835827	4	5	13	20	928
Sitio 4, (Unión Base)	169509	9831024	4	4	11	20	569
Total			4	7	9	39	2808

En el sitio 4 (Unión Base), se colectaron 569 individuos, distribuidos en 20 familias y 11 órdenes. El orden más representativo fue *Ephemeroptera*, con 278 individuos (48.8%); seguido de Trichoptera, con 197 (34.6%), y *Diptera*, con 56 (9.8%). A nivel de familias, las más abundantes fueron: *Leptohyphidae* (*Ephemeroptera*), con 228 individuos (40.1%); *Hydropsychidae*, con 194 (34.1%), y *Chironomidae* (*Diptera*), con 52 individuos (9.1%). Los grupos taxonómicos que representaron una menor abundancia fueron *Oligochaeta* e *Hirudinea*, con 2 individuos (0.4%), y Hemiptera, con un individuo (0.2%).

En la determinación del índice BMWP-CR se establecieron valores comprendidos en un intervalo de entre 33 y 124 puntos, que, en términos de calidad ambiental, hacen mención a aguas de calidad “muy mala” a “excelente”. La variación de los valores determinados en cada sitio a lo largo del tiempo (Fig. 2) y recorrido (Fig. 3) describe tendencias entre intervalos claramente definidos respecto a la calidad de agua, lo cual se analiza a continuación:

En el sitio 1 (Fátima), se registró un valor mínimo de 106 y un máximo de 124 puntos, lo que da lugar a un agua de calidad “buena” a “excelente”, con un valor promedio de 117 puntos, que es interpretado como “buena”. Conforme al Minae (2007), estos valores hacen referencia a “aguas de buena calidad, no contaminadas o alteradas de manera sensible”.

En el sitio 2 (Paseo Turístico), se registró un valor mínimo de 84 y un máximo de 90 puntos, lo que dio como resultado un valor promedio de 87. Todos estos valores hacen referencia a un agua de calidad “regular”, lo cual, de acuerdo con la clave interpretativa del índice propuesto, indica condiciones de eutrofia y contaminación moderada.

En el sitio 3 (La Isla), se registró un valor mínimo de 33 puntos y un máximo de 60, lo que se interpreta como “muy mala” a “mala” en términos de calidad de agua; su valor promedio es 42 puntos, y su interpretación, “mala”; es decir, contaminada.

En el sitio 4 (Unión Base), se registró un valor mínimo de 40 puntos y un máximo de 68, que da lugar a una interpretación de “mala” a “regular” en términos de calidad de agua; su valor promedio es de 54 puntos, y su interpretación, “regular”, lo cual, de acuerdo con la clave interpretativa del índice propuesto, indica condiciones de eutrofia y contaminación moderada.

En los resultados del análisis de varianza para el índice BMWP-CR (Tabla 3), se observan diferencias significativas al 1% de probabilidad de error para sitios de monitoreo, y no significativas para fechas, con un coeficiente de variación de 14.35%. En la prueba de Tukey al 5% (Fig. 4), se observan tres rangos de significación respecto a condiciones de calidad de agua; en el primer rango se ubica el sitio 1 (Fátima); en el segundo, el 2 (Paseo Turístico), y en el tercero, los sitios 3 (La Isla) y 4 (Unión Base).

En la determinación del IBF-SV, se obtuvieron, a nivel general, valores comprendidos en un rango de entre 4.78 y 8.14 puntos, que, en términos de calidad ambiental, hacen mención a aguas de calidad “buena” a “muy pobre” en tendencias que reflejan variación a lo largo del tiempo (Fig. 5) y recorrido (Fig. 6).

En el sitio 1 (Fátima), se registró un valor mínimo de 4.78 puntos y un máximo de 5.32, lo cual se interpreta como “buena” a “regular” en términos de calidad de agua, con un valor promedio de 5.09 puntos, interpretado como agua de calidad “regular”. Estos valores hacen referencia a “aguas en las cuales es probable una contaminación orgánica de manera sustancial” (Sermeño *et al.*, 2010).

En el sitio 2 (Paseo Turístico), se obtuvo un valor mínimo de 5.37 puntos y un máximo de 5.59, que se interpreta como “regular” en términos de calidad de agua en todos los casos, y un promedio de 5.41. Al igual que en el sitio anterior, la clave interpreta a este puntaje como propio de aguas con calidad “regular”, en las cuales es probable una contaminación orgánica de manera sustancial (Sermeño *et al.*, 2010).

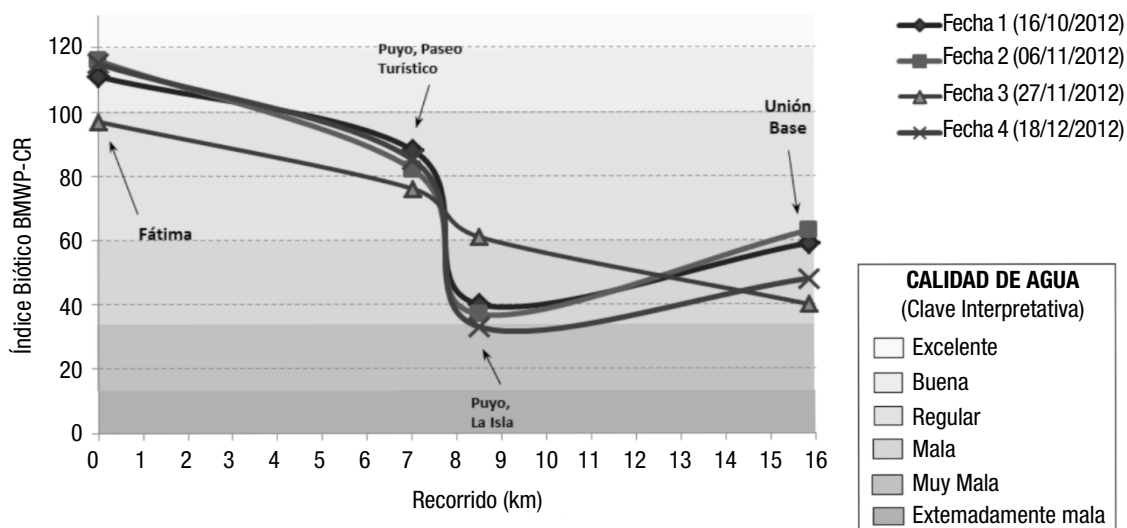


Figura 3. Variación del Índice BMWP-CR (Biological Monitoring Working Party modificado para Costa Rica) en el curso medio del río Puyo en la Amazonía Ecuatoriana con muestreos realizados en 2012.

Tabla 2. Abundancia y proporción de grupos taxonómicos identificados. Río Puyo en la Amazonía Ecuatoriana con muestreos realizados en 2012.

Clase	Orden	Sitio 1		Sitio 2		Sitio 3		Sitio 4		Total		Familia		Sitio 1		Sitio 2		Sitio 3		Sitio 4		Total														
		I	P	I	P	I	P	I	P	I	P	I	P	I	P	I	P	I	P	I	P	I	P													
Turbellaria		0.1	6.5	3.1	1.1	70	2.5	No definida	1	0.1	34	6.5	29	3.1	6	1.1	70	2.5																		
Oligochaeta		0	0	18.1	0.4	170	6.1	Tubificidae	0	0	0	0	168	18.1	2	0.4	170	6.1																		
Hirudinea		0	0	9.8	0.4	93	3.3	Glossiphoniidae	0	0	0	0	91	9.8	2	0.4	93	3.3																		
Gastropoda		0	0	9.5	1.2	95	3.4	Physidae	0	0	0	0	88	9.5	6	1.1	94	3.3																		
								Thiaridae	0	0	0	0	0	0	1	0.2	1	0																		
Arachnida		0.1	0	0	0	1	0	Hydracarina*	1	0.1	0	0	0	0	0	0	1	0																		
Malacostraca		0	0	0.1	0	1	0	Pseudothelphusidae	0	0	0	0	1	0.1	0	0	1	0																		
Insecta	Ephemeroptera	35	22.2	24.4	48.9	896	31.9	Baetidae	23	2.9	21	4	6	0.6	13	2.3	63	2.2																		
								Oligoneuriidae	4	0.5	0	0	0	0	0	0	4	0.1																		
								Leptophlebiidae	92	11.7	36	6.8	0	0	37	6.5	165	5.9																		
								Polymitarcyidae	1	0.1	0	0	0	0	0	0	1	0																		
								Leptohyphidae	148	18.9	60	11.4	220	23.7	228	40.1	656	23.4																		
								Melanemerellidae	1	0.1	0	0	0	0	0	0	1	0																		
								Euthyplociidae	6	0.8	0	0	0	0	0	0	6	0.2																		
								Odonata	2.3	5.7	1.7	1.1	70	2.5	Calopterygidae	0	0	0	0	2	0.2	0	0	2	0.1											
															Coenagrionidae	6	0.8	7	1.3	10	1.1	4	0.7	27	1											
															Gomphidae	1	0.1	0	0	0	0	0	0	1	0											
	Libellulidae	6	0.8	15	2.9	3	0.3								2	0.4	26	0.9																		
	Plecoptera	6.8	1.1	0	0	59	2.1	Periidae	53	6.8	6	1.1	0	0	0	0	59	2.1																		
								Hemiptera	2	0.8	0.4	0.2	25	0.9	Belostomatidae	14	1.8	2	0.4	4	0.4	1	0.2	21	0.7											
	Coleoptera	14.5	8.2	0.4	0.7	165	5.9	Cneoglossidae	0	0	0	0	1	0.1	0	0	1	0																		
								Psephenidae	38	4.8	4	0.8	0	0	0	0	42	1.5																		
								Ptilodactylidae	40	5.1	22	4.2	0	0	1	0.2	63	2.2																		
								Elmidae	31	3.9	15	2.9	2	0.2	2	0.4	50	1.8																		
								Hydrochidae	0	0	1	0.2	0	0	0	0	1	0																		
								Spercheidae	5	0.6	1	0.2	1	0.1	1	0.2	8	0.3																		
								Diptera	7.3	15.8	32	9.8	493	17.6	Simuliidae	13	1.7	24	4.6	0	0	0	0	37	1.3											
Chironomidae															39	5	59	11.2	293	31.6	52	9.1	443	15.8												
Psychodidae															1	0.1	0	0	4	0.4	4	0.7	9	0.3												
Tipulidae															4	0.5	0	0	0	0	0	0	4	0.1												
Megaloptera	4.5	3.4	0.1	1.8	64	2.3	Corydalidae	35	4.5	18	3.4	1	0.1	10	1.8	64	2.3																			
Trichoptera	27.4	191	36.3	1	197	0.1	Hydroptilidae	0	0	0	0	0	0	1	0.2	1	0																			
							Hydrobiosidae	1	0.1	1	0.2	0	0	0	0	2	0.1																			
							Xiphocentronidae	1	0.1	0	0	0	0	0	0	1	0																			
							Hydropsychidae	145	18.5	186	35.4	1	0.1	194	34.1	526	18.7																			
Lepidoptera	0	0	0.2	0	2	0.1	Pyralidae	0	0	0	0	2	0.2	0	0	2	0.1																			
							TOTAL	100	100	100	100	2808	100	785	100	526	100	928	100	569	100	2808	100													

I = Individuos; P = Proporción; * = Grupo que contiene 40 familias.

Los órdenes y familias fueron ordenadas desde las antiguas a las más recientes, en orden descendente; siguiendo las descripciones de: Calor (2009); Carle *et al.* (2015); Dijkstra *et al.* (2014); Gullan y Cranston (2004); Ogden *et al.* (2009); The Tree of Life Web Project (2002); Yeates *et al.* (2007). En negritas se indica el # total de individuos.

En el sitio 3 (La Isla), se obtuvo un valor mínimo de 7.44 puntos, un máximo de 8.14 y un promedio de 7.73, lo cual es interpretado como aguas de calidad “muy pobre” y “contaminación orgánica severa probable” (Sermeño, *et al.*, 2010).

En el sitio 4 (Unión Base), se registró un valor mínimo de 5.01 puntos y un máximo de 5.86, en un rango interpretativo de calidad “regular” a “regular pobre”, y un valor promedio de 5.60, calificado como “regular” (Sermeño *et al.*, 2010).

En el análisis de varianza efectuado para el índice IBF-SV (Tabla 4), se observan diferencias a 1% de probabilidad de error para sitios de monitoreo y no significativas para fechas, con un coeficiente de variación de 4.82%. En la prueba de Tukey a 5% (Fig. 7), se observan además dos rangos de significación, separando la condición del sitio 1 (Fátima) y situándolo en el primer rango respecto a los demás sitios, los cuales se ubican en el segundo rango.

Las concentraciones de oxígeno disuelto presentaron valores promedio comprendidos entre 7.4 y 7.9 mg/l, en los sitios 3 (La Isla) y 1 (Fátima), respectivamente, y arrojaron un valor de 0.915 para el coeficiente de correlación lineal *r* de Pearson respecto al índice BMWP-CR (significativo a 5% de probabilidad de error), y un valor de -0.947 respecto al índice IBF-SV (significativo al 1% de probabilidad de error). Para pH se obtuvieron valores comprendidos entre 7.6 y 8.2 en los mismos sitios, con coeficientes de correlación lineal *r* de Pearson de 0.885 respecto al índice BMWP-CR (significativo a 5% de probabilidad de error), y de -0.875 respecto al índice IBF-SV (significativo a 5% de probabilidad de error).

DISCUSIÓN

Respecto a la identificación de familias de macroinvertebrados acuáticos presentes, la existencia de un mayor número de grupos taxonómicos en los sitios 1 (Fátima) y 2 (Paseo Turístico) guarda relación con condiciones de calidad de agua favorables, de acuerdo con lo establecido por los índices BMWP-CR (Minae, 2007) e IBF-SV (Sermeño *et al.*, 2010). La predominancia de individuos pertenecientes a los órdenes *Ephemeroptera* y *Trichoptera* en el sitio 1 (Fátima) se relaciona con la existencia de aguas transparentes, oligotróficas (Roldán-Pérez, 1999), con elevada oxigenación, lo que además puede ser favorecido por características físicas propias del lugar, como la presencia de un fondo rocoso, baja profundidad del lecho y rápidas corrientes que contribuyen

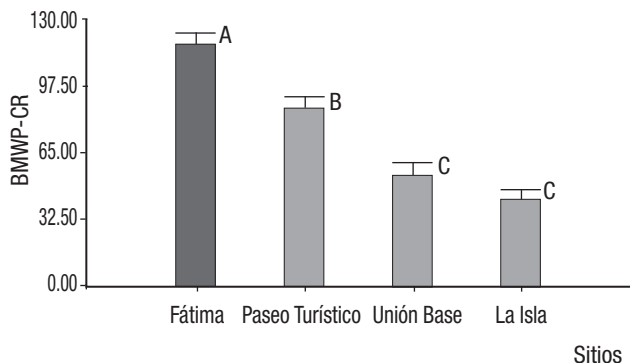


Figura 4. Prueba de Tukey al 5% para el Índice BMWP-CR (Biological Monitoring Working Party modificado para Costa Rica) en los cuatro sitios de monitoreo. Río Puyo, 2012.

Tabla 3. Análisis de Varianza para sitios de monitoreo y fechas en el análisis del Índice BMWP-CR. (Biological Monitoring Working Party modificado para Costa Rica) Río Puyo, 2012.

F.V.	SC	g. l.	CM	F	p-Valor
Modelo	13927.88	6	2321.31	20.15	0.0001
Sitio	13836.19	3	4612.06	40,04	<0.0001
Fecha	91.69	3	30.56	0.27	0,8487
Error	1036.56	9	115.17		
Total	14964.44	15			

CV: 14.35 g. l. (grados de libertad) = 9

a una elevada oxigenación (Sánchez, 2007; Adopte-un-arroyo, 2004). A pesar de lo afirmado, algunos organismos de las familias *Baetidae* y *Leptohephyidae*, del orden *Ephemeroptera* (que fueron encontradas en este sitio), podrían, en algunos casos, tolerar aguas ligeramente contaminadas con materia orgánica (Giacometti & Bersosa, 2006).

Las características de la biota acuática en el sitio 1 (Fátima) sugieren que existe una estrecha relación con la cobertura del suelo en donde predomina la vegetación arbórea, esto favorece el desarrollo de grupos predadores y fragmentadores, como la familia *Perlidae*, perteneciente al orden *Plecoptera*, y las familias *Hydropsychidae* y *Leptoceoridae*, pertenecientes a *Trichoptera* (Wotton *et al.*, 1993); dicha relación se incrementa en arroyos rodeados por riberas de vegetación nativa, donde disminuyen en sitios con presencia de plantaciones y vegetación exótica e ingreso de material (Mancilla *et al.*, 2009). Además, no se localizaron descargas de aguas residuales en aguas arriba del sitio de monitoreo.

En el sitio 2 (Paseo Turístico), los parámetros físicos y químicos medidos sugieren mayores indicios de contaminación respecto al sitio 1 (Fátima), pero, de igual forma, la existencia de un fondo pedregoso y la corriente rápida generan una oxigenación adecuada (Sánchez, 2007; Adopte-un-arroyo, 2004); esto, unido a una cobertura vegetal en buen estado de conservación y abundante vegetación arbórea situada especialmente en el margen izquierdo del río, podría incidir en el mantenimiento de las condiciones necesarias para la sobrevivencia de ciertos órdenes de insectos predominantes, como *Trichoptera* (Arscott *et al.*, 2003) y *Ephemeroptera* (Bauernfeind & Moog, 2000), y familias pertenecientes a los mismos, como *Hydropsychidae* y *Leptohephyidae*, respectivamente. Sin embargo, la presencia de algunas viviendas río

Tabla 4. Análisis de Varianza para sitios de monitoreo y fechas en el análisis del Índice IBF-SV. (Índice Biológico de Familias para El Salvador) Río Puyo, 2012.

F.V.	SC	g.l.	CM	F	p-Valor
Modelo	17.55	6	2.92	35.47	<0.0001
Sitio	17.29	3	5.76	69.91	<0.0001
Fecha	0.26	3	0.09	1.04	0.4217
Error	0.74	9	0.08		
Total	18.29	15			

CV: 4,82 gl: 9

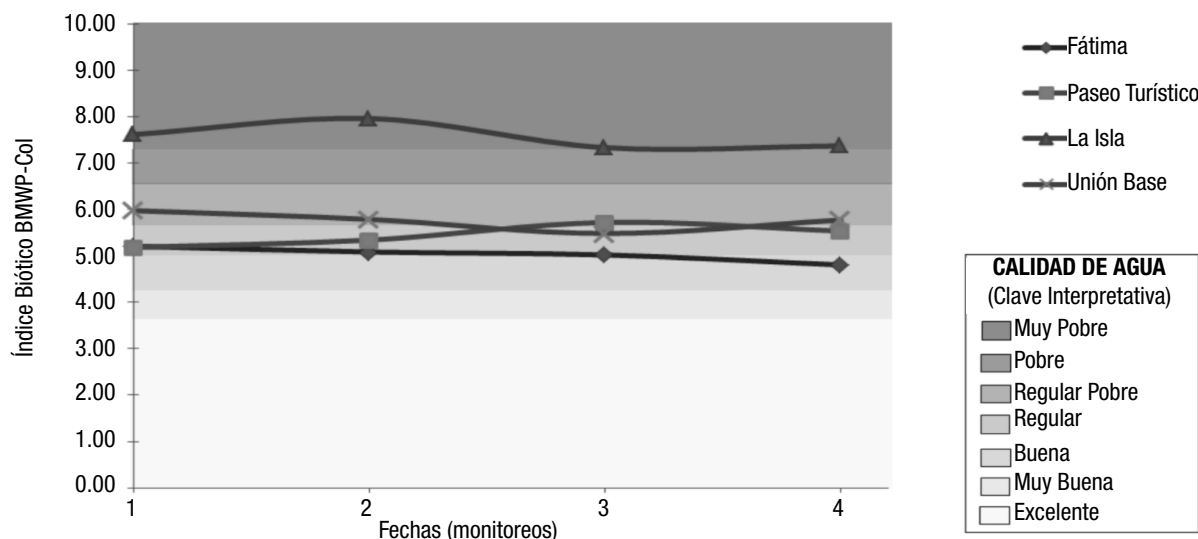


Figura 5. Variación del Índice Biológico IBF-SV (Índice Biológico de Familias para El Salvador) en el periodo de muestreo. Río Puyo, en la Amazonía Ecuatoriana, 2012.

arriba, y la consiguiente presencia de descargas de aguas residuales, contribuye a generar una influencia adversa sobre la abundancia de los órdenes mencionados, lo cual favorece la presencia de un mayor número de individuos de insectos de familias, como *Chironomidae*, que incluye especies que soportan condiciones de hipoxia (Teixeira, *et al.*, 2014) y *Simuliidae*, que incluye especies características de aguas poluidas, en las que se incrementan los niveles de eutrofización (Jonker *et al.*, 2009).

En el sitio 3 (La Isla), se observa el mayor indicio de contaminación debido a la afluencia de descargas líquidas, que afectan las condiciones de calidad física y química del agua. Aquí es fácil detectar la presencia de flóculos de materia orgánica, restos de materia vegetal y animal, así como otros tipos de residuos suspendidos en el agua y olores desagradables derivados de la descomposición de éstos. La abundancia relativa de *Chironomidae* (Diptera) y *Tubificidae* (Oligochaeta) respecto a otros sitios es atribuible a la gran tolerancia (Minae, 2007) que presentan estos individuos en condiciones de contaminación respecto a otros organismos (Jonker *et al.*, 2009), ya que éstos presentan estrategias adaptativas, como pigmentos, que les permiten vivir en aguas

pobres de oxígeno y donde abunda la materia orgánica (Dajoz, 2002; López & Sedeño, 2015). Respecto a la presencia de efemerópteros, es destacable que la totalidad de los individuos observados pertenecen a las familias *Baetidae* (8/10) y *Leptohyphidae* (7/10), tolerantes a aguas medianamente poluidas (Giacometti & Bersosa, 2006).

En el sitio 4 (Unión Base), el río presenta algunos indicios de recuperación, pues hay menor presencia de flóculos y menos turbidez y malos olores que en el sitio 3, (La Isla). Con respecto a los organismos, llama la atención la mayor presencia de individuos de *Trichoptera*, lo cual sugiere también que el agua mejora su contenido de oxígeno disuelto (Serna *et al.*, 2015), puesto que la principal familia encontrada, *Hydropsychidae*, corresponde a los puntajes más altos (7 y 9) de calificación del BMWP para Colombia (Rowe, 2014), y guarda relación con puntajes similares propuestos para BMWP-CR (Minae, 2007). Esto puede deberse a la escasa presencia de descargas u otras fuentes significativas de aporte de materia orgánica a lo largo de aproximadamente 7 km, además de la dilución efectuada por afluentes en ese tramo, como el Río Sandalias, así como la pendiente y relieve del lecho, lo cual favo-

Tabla 5. Valores de mediana y promedio para Oxígeno Disuelto y pH en los cuatro sitios de monitoreo y coeficiente de correlación lineal “r” de Pearson con indicadores bióticos. Río Puyo, en la Amazonía, Ecuatoriana durante muestreos realizados en 2012.

Sitio	Oxígeno disuelto (mg/L)		pH	
	Promedio	Mediana	Promedio	Mediana
Fátima	7.9	7.8	8.2	8.1
Paseo Turístico	7.7	7.7	7.8	7.8
La Isla	7.4	7.4	7.6	7.6
Unión Base	7.6	8.0	7.9	7.8
Correlación con BMWP-CR	0.915*		0.885*	
Correlación con IBF-SV	-0.947**		-0.875*	

Probabilidad Asociada (p): * = 5% = **1%

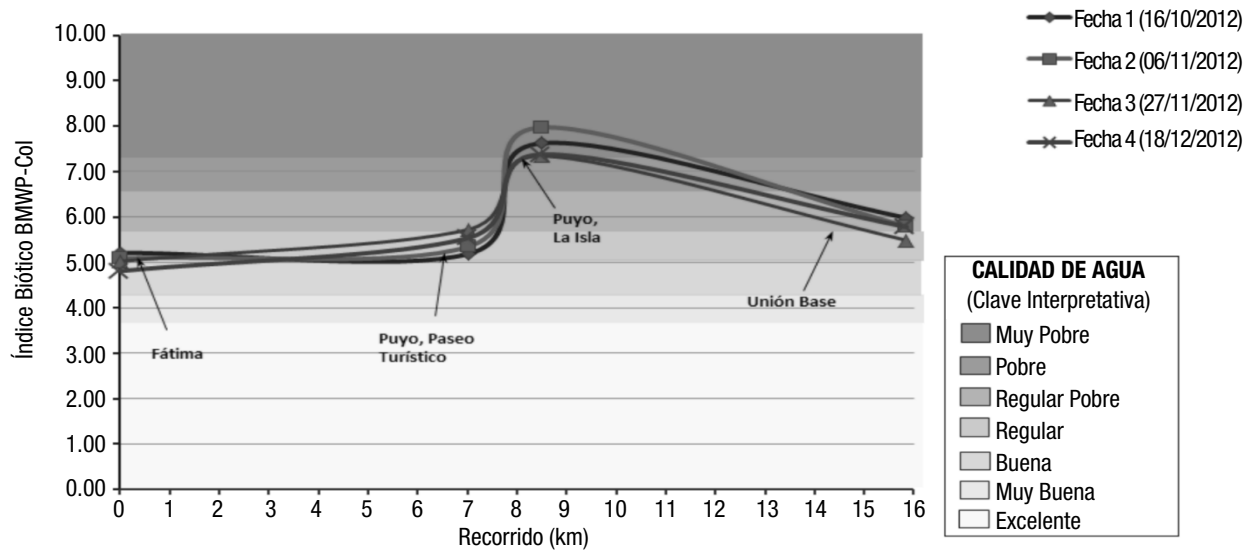


Figura 6. Variación del Índice BMWP-CR (Biological Monitoring Working Party modificado para Costa Rica) en el curso medio del río Puyo, en la Amazonía Ecuatoriana, en cuatro muestreos realizados en 2012.

rece el flujo rápido y turbulento, y, consecuentemente, su oxigenación y descontaminación (Sánchez, 2007; Adopte-un-arroyo, 2004).

Respecto a la valoración ambiental de las familias analizadas mediante el índice BMWP-CR, se observa una tendencia constante, descrita por los valores obtenidos entre sitios, para las cuatro fechas consideradas. Se puede notar que la calidad de agua decrece progresivamente entre el sitio 1 (Fátima) y el sitio 3 (La Isla); que experimenta una lenta recuperación en el sitio 4 (Unión Base) y que no llega al nivel de calidad existente en el sitio 2 (Paseo Turístico). En los dos últimos sitios, además, la dispersión de los datos es mayor (coeficientes de variación de 29 y 20%, respectivamente), lo que indica la existencia de mayores variaciones en la calidad de agua a lo largo del tiempo, que podría indicar la existencia de procesos de contaminación no uniformes capaces de alterar sensiblemente las poblaciones de algunos organismos. Lo expresado podría guardar relación también con la tendencia observada en la variación de los puntajes del índice BMWP-CR respecto a las fechas de monitoreo, ya que hacia la fecha 3, se observa un decrecimiento en la calidad del agua, coincidente en tres de los cuatro sitios, lo que podría atribuirse a factores meteorológicos e hidrológicos (Pearson, 2014). Únicamente en el sitio 3 (La Isla) se observa una inusual mejoría en la calidad del agua en aquella fecha, posiblemente debido a que la mayor presencia de actividades antropogénicas alteró la tendencia observada en los sitios restantes.

El análisis de varianza y la prueba de Tukey para el índice BMWP-CR ratifican estadísticamente las diferencias existentes en la calidad de agua de los sitios considerados en el monitoreo y, por tanto, la tendencia decreciente en la misma a lo largo del recorrido. En un estudio realizado por Rowe (2014), se describe un decrecimiento semejante en la calidad de agua del río Puyo entre sitios situados antes y después del sitio 2 (Paseo Turístico) en una distancia de aproximadamente 2 kilómetros.

En la tendencia de los valores del IBF-SV observados a lo largo de la distancia se observa un cierto patrón de uniformidad, en el cual la

calidad de agua tiende a empobrecerse progresivamente desde el sitio 1 (Fátima) hasta el sitio 3, (La Isla) para experimentar cierta recuperación hasta el sitio 4 (Unión Base). Los resultados concuerdan en gran parte con la interpretación del índice BMWP-CR, destacando en ambos índices, la calificación que se hace del sitio 3 (La Isla) como un sitio de calidad desfavorable respecto a cualidades que favorezcan la conservación de la biota. Sin embargo, el IBF-SV no establece diferencias entre la calidad de agua de los dos sitios iniciales (como lo hacía el BMWP-CR). Por otra parte, los valores obtenidos para el Índice IBF-SV no llegan a tener una dispersión semejante a la de los obtenidos con el índice BMWP-CR, con un coeficiente de variación entre fechas de los mismos a 6% en el sitio 4 (Unión Base), en el cual se obtuvieron los valores más dispersos. Los resultados del análisis de varianza para el índice IBF-SV determinan diferencias existentes en la calidad de agua a lo largo del recorrido, siendo superior la misma en el sitio 1 (Fátima) respecto a los tres sitios restantes.

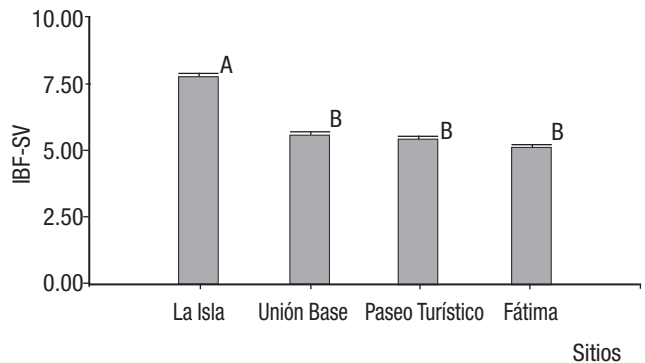


Figura 7. Prueba de Tukey al 5% para el Índice IBF-SV (Índice Biológico de Familias para El Salvador) en cuatro sitios de monitoreo. Río Puyo, en la Amazonía Ecuatoriana en 2012.

Aunque las correlaciones existentes entre los parámetros Oxígeno Disuelto (OD) y potencial Hidrógeno (pH) y los indicadores bióticos BMWP-CR e IBF-SV fueron todos significativos, se verificó un mayor nivel de confiabilidad estadística (99%) en la correlación entre OD y el índice IBF-SV, lo cual sugiere una mayor afinidad en el empleo de estos dos indicadores con fines de evaluación de la calidad de agua en zonas similares a la estudiada (Serna *et al.*, 2015; Hussain & Pandit, 2012).

A pesar de que, de acuerdo con Goyenola (2007), el rango de los valores de oxígeno disuelto observado corresponde a condiciones aceptables para la vida de la gran mayoría de peces y otros organismos acuáticos y que, conforme a MAE (2002), el pH óptimo para conservación de flora y fauna debe mantenerse en un rango entre 5 y 9, las correlaciones del último parámetro con los índices biológicos sugerirían que, aunque la concentración de OD se mantenga dentro de los niveles considerados adecuados, ligeras variaciones en el pH podrían incidir en las poblaciones de macroinvertebrados (Hussain & Pandit, 2012).

REFERENCIAS

- ADOPTÉ-UN-ARROYO. 2004. *Muestreo visual de arroyos*. Atlanta: Georgia Environmental Protection Division. Disponible en línea en: http://www.georgiaadoptastream.com/Manuals_etc/Spanish/quimico_biologico.pdf?15-0909 (consultado el 11 de Enero del 2016)
- ALBA-TERCEDOR, J., I. PARDO, N. PRAT & A. PUJANTE. 2005. Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos. In: De la Fuente M. J. (Ed.). *Metodología para el establecimiento el Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua en la Configuración Hidrográfica del Ebro. Ministerio de Medio Ambiente*. Madrid. pp. 131-175. Disponible en línea en: http://www.magrama.gob.es/es/agua/publicaciones/protocolos_muestreo_biologico_con_portada_tcm7-16059.pdf (Consultado el 2 de junio de 2015).
- ARSCOTT, D., B. KELLER, K. TÖCKNER, & J. WARD, 2003. Habitat Structure and Trichoptera Diversity in Two Headwater Flood Plains, N.E. Italy. *International Review of Hydrobiology* 88 (3-4): 255-273. DOI: 10.1002/iroh.200390023
- BAUERNEFEIND, E. & O. MOOG. 2000. Mayflies (Insecta: Ephemeroptera) and the assessment of ecological integrity: a methodological approach. *Hydrobiologia* 442: 71-83. DOI: 10.1023/A:1017090504518
- CALOR, A. 2009. Considerações Acerca da Filogenia de Trichoptera Kirby 1813: da Análise dos Dados para as Hipóteses ou dos Cenários para os Dados. *Entomobrasiliis* 2 (1): 01-10. DOI: 10.12741/ebra-silis.v2i1.24
- CARLE, F. L., K. KJER, & M. MAY. 2015. A molecular phylogeny and classification of Anisoptera (Odonata). *Arthropod systematics & Phylogeny* 73 (2): 201-301.
- DAJOZ, R. 2002. Capítulo 5: Los Factores Abióticos en el Agua y en el Suelo. 2da ed. In: *Tratado de Ecología*, Madrid. pp. 89-90.
- DIJKSTRA, K. D., V. KALKMAN, R. DOW, F. STOKVIS & J. VAN TOL. 2014. Redefining the damselfly families: a comprehensive molecular phylogeny of Zygoptera (Odonata). *Systematic Entomology* 39: 68-96. DOI: 10.1111/syen.12035
- DOMÍNGUEZ, E. & H. FERNÁNDEZ. 2009. Capítulo 3: Ephemeroptera. In: *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología*. Fundación Miguel Lilo, Tucumán, Argentina. 656 p.
- GARCÍA, X. & D. PARGAMENT. 2014. Rehabilitating rivers and enhancing ecosystem services in a water-scarcity context: the Yarqon River. *International Journal of Water Resources Development* 73-87. DOI: 10.1080/07900627.2014.911147
- GIACOMETTI, J. & F. BERSOSA. 2006. Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el río Alambi. *Boletín Técnico 6, Serie Zoológica* 2: 17-32.
- GOYENOLA, G. 2007. El ¿Cómo? de la Red MAPSA, Planificación del Programa de Monitoreo. Guía para la utilización de Valijas Viajeras. Red de Monitoreo Ambiental participativo de Sistemas acuáticos, pp.1-4. Disponible en línea en: http://imasd.fcien.edu.uy/difusion/educamb/propuestas/red/curso_2007/cartillas/3-planificacion.pdf (consultado el 15 de Enero del 2016)
- GULLAN, P. J., & P. S. CRANSTON. 2004. *The insects: An outline of entomology*. 3rd ed. United Kingdom: Wiley-Blackwell. 529 p. DOI: 10.1111/j.1442-9993.2005.01454.x
- HILSENHOFF, W. L. 1987. An Improved biotic index of organic stream pollution. *The Great Lakes Entomologist* 20: 31-39
- HUSSAIN, Q., & A. PANDIT. 2012. Macroinvertebrates in streams: A review of some ecological factors. *International Journal of Fisheries and Aquaculture* 4 (7): 114-123. DOI: 10.5897/IJFA11.045
- JONKER, M. N., J. H. J. VAN VUREN & V. VEPENER. 2009. The impact of feedlot effluent on water quality and aquatic macroinvertebrate community structure in streams of the upper Vaal River catchment, South Africa. *African Journal of Aquatic Science* 34 (3): 219-230. DOI: 10.2989/AJAS.2009.34.3.3.979
- LÓPEZ-LÓPEZ, E., & J. E. SEDEÑO-DÍAZ. 2015. Biological indicators of water quality: The role of fish and macroinvertebrates as indicators of water quality. In: Armon, R. H. & O. Hänninen (Eds.). *Environmental indicators*, © Springer Science+Business. pp. 650-652. DOI: 10.1007/978-94-017-9499-2
- MANCILLA, G., C. VALDOMINOS, M. AZOCAR, P. JORQUERA & R. FIGUEROA. 2009. Efecto del reemplazo de la vegetación nativa de ribera sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en arroyos de climas templados, Chile central. *Hidrobiológica* 19 (3): 193-203.
- MICHAEL, D., & D. CULVER. 1987. Influence of plecopteran and megalopteran predators on Hydropsyche (Trichoptera:Hydropsychidae) micro-distribution and behavior. *Journal of the North American Benthological Society* 6 (1): 46-55. DOI: 10.2307/1467523
- MAE (Ministerio del Ambiente del Ecuador). 2002. *Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundaria*. Libro VI. Anexo 1. Norma de Calidad Ambiental y de Descarga de Efluentes: Recurso Agua, Ecuador.
- Ministerio Nacional de Ambiente y Energía (MINAE). 2007. *Reglamento para la Evaluación y Clasificación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales*: Capítulo IV: Monitoreo Biológico. La Uruca, San José: La Gaceta Diario oficial 178. Decreto N° 33903-MINAE-S, pp. 3-4.

- OGDEN, T., J. GATTOLLIAT, M. SARTORI, A. STANICZEK, T. SOLDÁN, & M. WHITING. 2009. Towards a new paradigm in mayfly phylogeny (Ephemeroptera): Combined analysis of morphological and molecular data. *Systematic Entomology* 34: 616-634. DOI: 10.1111/j.1365-3113.2009.00488.x
- PEARSON, R. G. 2014. Dynamics of Invertebrate Diversity in a Tropical Stream. *Diversity* 6: 771-791. DOI:10.3390/d6040771
- ROLDÁN-PÉREZ, G. 1999. Los Macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del Agua. *Revista Académica Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 23 (88): 375-387. DOI: 10.4067/S0716-078X2003000200012
- RODRÍGUEZ, L., R. ABRIL, P. CEDEÑO, P. RÍOS GUAYASAMÍN, M. ESPINOSA & M. MASABANDA. 2013. Rehabilitación ambiental del río Puyo. Diagnóstico de calidad ambiental de la subcuenca media. Informe Final. Universidad Estatal Amazónica. Puyo, Ecuador. 134 p. (no publicado)
- ROWE, A. 2014. River Health in Puyo, Ecuador The Use of Macroinvertebrates as Bioindicators of Water Quality and Alternatives to Chlorine for Whitening Clothes in the Puyo River Watershed. Independent Study Project (ISP) Collection. Paper 2018. 34 p.
- SÁNCHEZ, O. 2007. Ecosistemas acuáticos: diversidad, procesos, problemática y conservación. In: O. Sánchez, M. Herzig, E. Peters, R. Márquez, & L. Zambrano, (Eds.) *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México* (págs. 11-36). Michoacan: Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). Disponible en línea en: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/download/533.pdf> (consultado el 11 de Enero del 2016). ISBN: 978-968-817-856-0
- SERMEÑO-CHICAS, J., L. SERRANO-CERVANTES, M. SPRINGER, M. PANIAGUA-CIENFUEGOS, D. PÉREZ, A. RIVAS-FLORES, R. MENJÍVAR-ROSA, B. BONILLA DE TORRES, F. CARRANZA-ESTRADA, J. FLORES-TENSOS, C. GONZÁLES, P. GUTIÉRREZ-FONSECA, M. HERNÁNDEZ-MARTÍNEZ, A. MONTERROSA-URIAS & A. ARIAS DE LINARES. 2010. Índice Biológico a nivel de familia de invertebrados acuáticos en El Salvador (IBF-SV-2010). In: Sermeño-Chicas, J. (Ed.) *Formulación de una guía metodológica estandarizada para determinar la calidad ambiental de los ríos de El Salvador, utilizando invertebrados acuáticos*. San Salvador: Editorial Universitaria Universidad de El Salvador. pp. 17-25
- SERNA M, D., E. TAMARIZ-TURIZO, & G. L. MORENO. 2015. Distribución espacial y temporal de larvas de Trichoptera (Insecta) en el río Manzanares, Sierra Nevada de Santa Marta (Colombia). *Revista de Biología Tropical* 63 (2): 465-477.
- SIERRA, C. 2011. Calidad de Agua, evaluación y diagnóstico. Universidad de Medellín. Ediciones de la U. Bogotá. 457 p.
- THE TREE OF LIFE WEB PROJECT. (2002). Tree of Life Web Project. Recuperado el 11 de 01 de 2016, de Insecta. Insects. Version 01 January 2002 (under construction): <http://tolweb.org/Insecta/8205>
- TEIXEIRA, M., M. BUDD, & D. STRAYER. 2014. Responses of epiphytic aquatic macroinvertebrates to hypoxia. *Inland waters* 5: 75-80. DOI 10.5268/IW10.5268/IW-5.1.010.5268/IW-5.1.764
- WOTTON, R., M. WIPFLY, L. WATSON, & R. MERRIT. 1993. Feeding variability among individual aquatic predators in experimental channels. *Canadian Journal of Zoology* 71 (10): 2033-2037. DOI: 10.1139/z93-287
- WRIGHT-STOW, A. & M. WINTERBOURN. 2003. How well do New Zealand's stream monitoring indicators, the macroinvertebrate community index and its quantitative variant. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 37 (2): 461-470. DOI: 10.1080/00288330.2003.9517180
- YEATES, D., B. WIEGMANN, G. COURTNEY, R. MEIER, C. LAMBKIN, & T. PAPE. 2007. Phylogeny and systematics of Diptera: Two decades of progress and prospects. *Zootaxa* 1668: 565-590. DOI: 10.15468/otggs3

Composición y distribución de la entomofauna acuática en arroyos de Tabasco, México

Composition and distribution of aquatic insects in streams of Tabasco, Mexico

José Antonio Benítez Abud, Everardo Barba Macías y Juan Juárez Flores

Departamento de Ciencias de la Sustentabilidad. Manejo sustentable de cuencas y zonas costeras, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa. Carretera Villahermosa-Reforma, km 15.5, R/a Guineo 2a. Sección, Villahermosa, Tabasco, C.P. 86280, México
e-mail: ebarba@ecosur.mx

Recibido: 15 de septiembre de 2015. **Aceptado:** 14 de junio de 2016.

Benítez Abud J. A., E. Barba Macías y J. Juárez Flores. 2016. Composición y distribución de la entomofauna acuática en arroyos de Tabasco, México. *Hidrobiológica* 26 (3): 509-518.

RESUMEN

Antecedentes. Los sistemas acuáticos de Tabasco han sido afectados por diversas actividades antropogénicas (Bueno-Soria, *et al.*, 2005), sin embargo, el conocimiento de la entomofauna es incipiente, por tanto, es importante conocer su estado actual en la zona. **Objetivos.** Conocer la distribución, abundancia y diversidad de la entomofauna acuática en los arroyos de Tabasco. **Métodos.** Se realizaron muestreos puntuales, diurnos y multihábitat, con tres réplicas para cada arte de colecta, en 38 localidades durante los años de 2010 a 2013. **Resultados.** La temperatura, oxígeno disuelto, conductividad y la salinidad presentaron diferencias significativas entre municipios ($p=0.006$). La ordenación de los municipios mediante el análisis de componentes principales se dio primordialmente por la conductividad y el oxígeno disuelto para el primer eje y la profundidad y el pH para el segundo eje, con 60% de la variación total. Se colectaron 5,315 organismos, pertenecientes a 11 órdenes y 56 familias. La mayor diversidad se registró en Tacotalpa, Tenosique y Huimanguillo con una $H'=2.87$; $H'=1.09$ y $H'=0.5$ y 42, 49 y 25 familias respectivamente. Tacotalpa y Tenosique representaron el 78% de la densidad total. En Tacotalpa dominaron: *Phylopotamidae*, *Chironomidae* y *Caenidae*; en Tenosique: *Caenidae*, *Chironomidae* y *Coenagrionidae*; mientras que Cárdenas registró solamente 6 familias, con dominancia de *Notonectidae* y *Baetidae*. **Conclusiones.** La mayor cobertura vegetal en Tacotalpa, Tenosique y Huimanguillo fue determinante para una mayor composición y diversidad de la entomofauna; sin embargo, su composición y estructura dependen de múltiples variables bióticas y abióticas.

Palabras clave: Arroyos, diversidad, entomofauna, insectos acuáticos, organismos reófilos.

ABSTRACT

Background. Aquatic systems of Tabasco have been affected by various anthropogenic activities (Bueno-Soria, *et al.*, 2005), however the knowledge of the aquatic insects is emerging, so it is important to know your current status in the state. **Goals.** To determine the distribution, abundance and diversity of aquatic insect fauna in streams of Tabasco. **Methods.** Samples were conducted at 38 locations during the years 2010 to 2013 in daytime and multihabitat effort. **Results.** Environmental variables as temperature, dissolved oxygen, conductivity and salinity showed significant differences between municipalities with $p=0.006$. Principal component analysis ordination by municipalities showed 60% of the total variance explained by conductivity and dissolved oxygen for the first axis and the depth and the pH for the second factor. A total of 5,315 individuals, belonging to 11 orders and 56 families were collected. The highest diversity was recorded in Tacotalpa, Tenosique and Huimanguillo with $H'=2.87$; $H'=1.09$ and $H'=0.5$, and richness were 42, 29 and 25 families respectively, and minimal richness was in Cardenas with six families. Tacotalpa and Tenosique represents 78% of the total density. In Tacotalpa dominated: *Phylopotamidae*, *Chironomidae* and *Caenidae*; Tenosique, *Caenidae*, *Chironomidae* and *Coenagrionidae*. While in Cardenas were *Baetidae* and *Notonectidae*. **Conclusions.** Highest riparian vegetation coverage presented in municipalities of Tacotalpa, Tenosique and Huimanguillo regulates insect composition. However the composition and structure of aquatic insects depends on multiple biotic and abiotic variables.

Key words: Aquatic-insects, diversity, ecology, entomofauna, reophil-organism, streams.

INTRODUCCIÓN

Los arroyos son ecosistemas lóticos que forman parte importante de las redes fluviales (Clarke *et al.*, 2008), transportan sustancias disueltas y material particulado en la columna de agua a través de redes de drenaje y presentan una gran variedad de hábitats en gradientes ambientales con una alta complejidad espacial (Allan, 2004).

Actualmente los arroyos se han visto degradados por la introducción de actividades ganaderas y agrícolas, lo que ha provocado un efecto negativo directo en el hábitat físico, la hidrología y las comunidades de macroinvertebrados bentónicos (De Long & Brusven, 1994; Pozo *et al.*, 1997; Nessimian *et al.*, 2008).

Estas actividades pueden afectar la biota en diferentes escalas espaciales y temporales. Las comunidades biológicas, al acumular los efectos de diferentes tipos de estresores, reflejan las condiciones generales del ecosistema, actuando como buenos indicadores de impacto al mostrar una medida ecológica del cambio en las condiciones ambientales (Barbour *et al.*, 1999).

El conocimiento de la estructura y composición de los grupos bentónicos en un sistema acuático es fundamental para relacionarlos con su medio (Alba-Tercedor, 1996). Al considerar cualquier patrón ecológico es importante conocer el estudio de la diversidad regional en cuanto al número de especies dentro de la misma y por otro lado, la diversidad local, es decir, el número de especies dentro de un sitio o de una localidad (Levin, 1992). En otras palabras, es importante conocer la composición y estructura de la entomofauna acuática local y regional

para poder entender el efecto de los diversos procesos naturales y antropogénicos, en los sistemas acuáticos. El presente estudio pretende determinar la composición y diversidad de la entomofauna acuática en distintos municipios del estado de Tabasco en relación con las variables ambientales, ya que los sistemas ribereños están muy bien representados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. El estado de Tabasco representa el 1.3% del territorio nacional. Su clima es cálido-húmedo, con una temperatura de 27°C y una precipitación media anual de 2550 mm. La superficie está constituida en un 27.76% por humedales ribereños, lacustres, costeros y palustres (Barba *et al.*, 2006).

Actividades de campo. Se realizaron muestreos diurnos en 38 localidades durante los años de 2010 a 2013 (Tabla 1; Fig. 1). Los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua se determinaron mediante una sonda multiparamétrica marca HANNA, modelo HI 9828. Además, se determinó la profundidad y la transparencia con el disco de Secchi. Se utilizaron diversas artes de colecta en cada localidad: nucleador con un área de 0.0033 m²; draga Petite Ponar con área de 0.024 m² (AENOR, 1995); red de cuchara con un arrastre de 10 m; luz de malla 500 µm y área de 0.087 m² y red tipo Surber con luz de malla de 500 µm y área de 0.14 m². La colecta de los organismos fue por triplicado para cada arte y localidad con un total de 36 muestras por localidad. Los organismos se colocaron en bolsas y se etiquetaron y fijaron en alcohol al 96% para su posterior análisis en laboratorio.

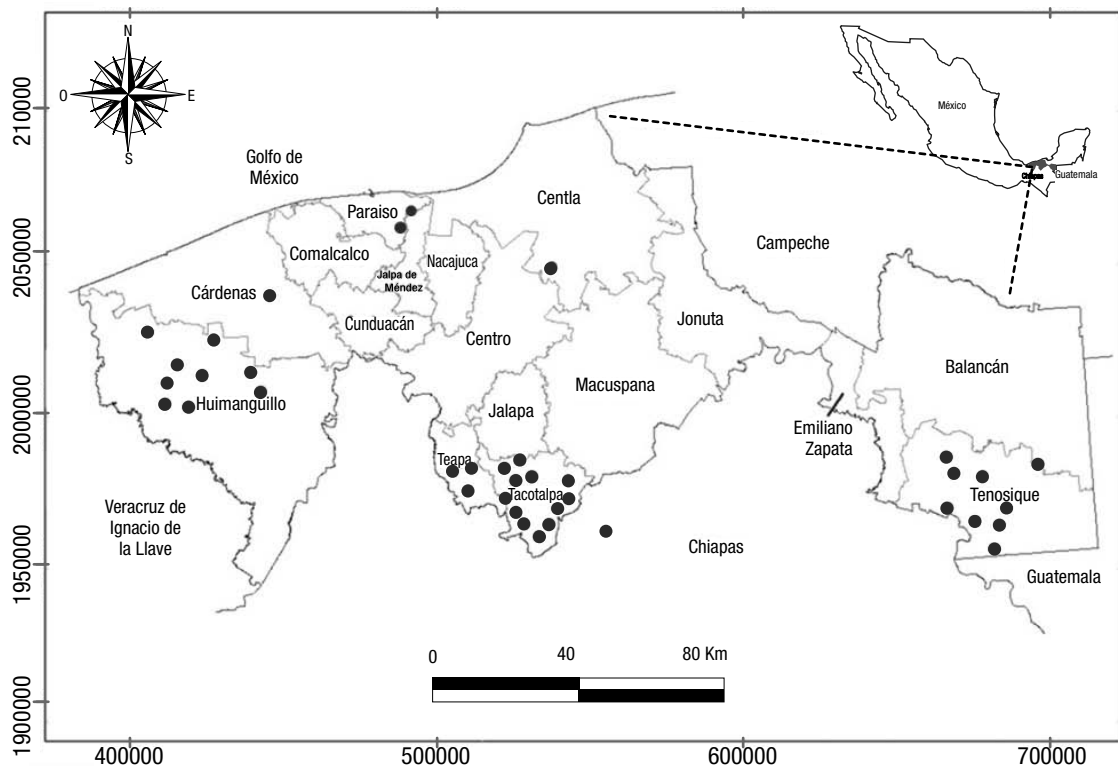
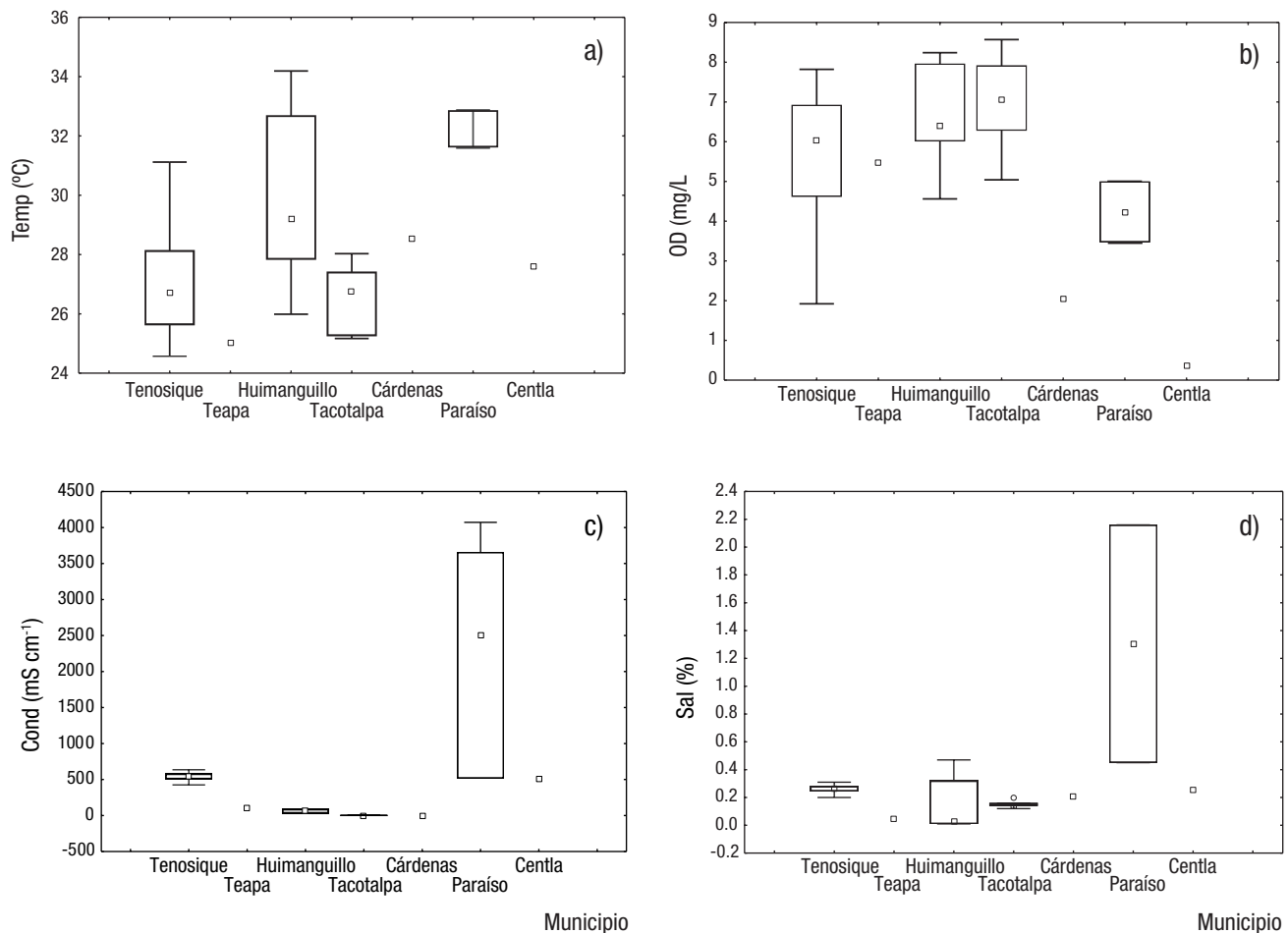


Figura 1. Localidades de muestreo por municipio, de la entomofauna acuática, en arroyos de Tabasco, México.

Tabla 1. Localidades de muestreo de la entomofauna acuática en arroyos de Tabasco, México.

	Arroyo	Municipio	Altitud (m.s.n.m.)	Longitud	Latitud
1	A. Cumuapa	Cárdenas	11	-93.13642317	17.99884968
2	A. Simón Sarlat	Centla	3	-91.83102898	16.43216307
3	A. Agua Fría	Huimanguillo	12	-93.78935972	17.91124955
4	A. Claro	Huimanguillo	3	-93.57875339	17.9986315
5	A. Coletto	Huimanguillo	9	-93.92059347	17.87181012
6	A. Filero	Huimanguillo	12	-93.91325922	17.83657805
7	A. Km 53	Huimanguillo	9	-93.97472966	18.05197201
8	A. La Lima	Huimanguillo	8	-93.91672782	17.90630115
9	A. Zamapa	Huimanguillo	10	-93.73935476	17.92642409
10	A. Paso del Rosario	Huimanguillo	11	-93.60704089	17.84724419
11	A. Pedro C. Colorado	Huimanguillo	18	-93.87099775	17.81928954
12	A. Cucuxapa	Paraíso	5	-93.08625187	18.33407527
13	A. Hondo	Paraíso	2	-93.0678986	18.38350268
14	A. Amatán	Tacotalpa	44	-92.7933839	17.43305463
15	A. La Raya	Tacotalpa	78	-92.68455687	17.40297868
16	A. Noypak	Tacotalpa	74	-92.7505372	17.43027611
17	A. Poana	Tacotalpa	30	-92.68592656	17.60876664
18	A. Pomoca	Tacotalpa	45	-92.65843039	17.49577515
19	A. Pomoquita	Tacotalpa	4	-92.74608599	17.37714943
20	A. Puxcatán	Tacotalpa	78	-92.68455687	17.40297868
21	A. San José	Tacotalpa	58	-92.79879869	17.44708124
22	A. Santo Tomas	Tenosique	63	-91.35661363	17.30355439
23	A. Tacubaya	Tacotalpa	55	-92.78478406	17.45423444
24	A. Tacotalpa	Tacotalpa	56	-92.78877418	17.43114565
25	A. Xicoténcatl	Tacotalpa	40	-92.7150494	17.51983523
26	A. Zunú y Patastal	Tacotalpa	70	-92.8127062	17.47064218
27	A. Azufres	Teapa	36	-92.99727889	17.55290302
28	A. Ogoiba	Teapa	87	-91.82872099	15.65544929
29	A. Teapa	Teapa	45	-92.92336274	17.73411197
30	A. Adolfo L. Mateos	Tenosique	105	-91.40651009	17.39512031
31	A. Bejucal	Tenosique	118	-91.25224493	17.30206761
32	A. Mexiquito	Tacotalpa	97	-92.73799016	17.39394642
33	A. Niños Héroes	Tenosique	206	-91.39221903	17.27234739
34	A. Nuevo Progreso	Tenosique	160	-91.30762928	17.26887435
35	A. Plevá	Tenosique	18	-91.43056515	17.43656161
36	A. San Pedro	Tenosique	37	-91.14075578	17.59178708
37	A. Seco	Tenosique	97	-91.28564246	17.32776485
38	A. Tutu Li Ha	Tenosique	30	-91.42351831	17.4272748



Figuras 2a-d. Diagramas de caja y bigotes de las variables ambientales que presentaron diferencia significativa entre arroyos de los municipios de Tabasco, México ($p \leq 0.05$). (a) = temperatura. (b) = oxígeno disuelto. (c) = conductividad. (d) = salinidad.

Actividades de laboratorio. Los organismos colectados fueron identificados a nivel de familia gracias a claves taxonómicas especializadas (Wiggins, 2000; Merritt *et al.*, 2008) y se preservaron en alcohol al 96%. Posteriormente, se depositaron en la colección de referencia de fauna acuática de ECOSUR Unidad Villahermosa.

Análisis de datos. Los organismos, una vez contabilizados, se pesaron con una balanza analítica con precisión de ± 0.001 g para obtener su abundancia relativa en términos de densidad (ind/m^2) y biomasa (g/m^2). La riqueza y diversidad de la entomofauna acuática de cada municipio se calcularon con diferentes índices: el Índice de riqueza de Margalef (D) (Margalef, 1969), Índice de diversidad Shannon-Wiener (H') (Shannon & Weaver, 1963) e Índice de equidad de Pielou (J') (Pielou, 1966). Para comparar la abundancia de los organismos entre las artes y localidades, se estandarizaron los datos a densidad (ind/m^2). Se aplicó también un Análisis de Componentes Principales (ACP) con las variables fisicoquímicas, cuya finalidad fue conocer su ordenación o agrupación en función de éstas, y a su vez, determinar las variables con mayor influencia en dicha ordenación de los municipios. Además, se analizaron las asociaciones entre la estructura de la comunidad de insectos y las variables ambientales, mediante el Análisis de Correspondencia

Canónica (ACC) (Ter Braak & Verdonschot, 1995). Los análisis de ordenamientos se realizaron con el software STATISTICA 7. El criterio utilizado para determinar la significancia de los coeficientes resultantes fue de 0.50, categorizado como bueno de acuerdo con McGarigal *et al.* (2000).

RESULTADOS

Parámetros fisicoquímicos. Las variaciones espaciales de los parámetros fisicoquímicos se resumen en la Tabla 2. La profundidad presentó un valor mínimo de 0.3 m en Huimanguillo y un máximo de 1 m en Tacotalpa, Paraíso y Cárdenas. El pH arrojó valores de neutros a básicos en los municipios. La temperatura alcanzó un mínimo de 25.03°C en Teapa y un máximo de 32.2 en Paraíso. El oxígeno disuelto registró un valor mínimo de 0.37 mg L^{-1} en Centla y un máximo de 7.05 mg L^{-1} en Tacotalpa. La conductividad mostró un valor mínimo de 0.46 mS cm^{-1} en Cárdenas y un máximo de 850.5 mS cm^{-1} en Paraíso. La salinidad obtuvo un valor mínimo de 0.05 ‰ en Teapa y un máximo de 0.5 ‰ en Paraíso. Las variables fisicoquímicas que presentaron diferencias significativas entre los diversos municipios fueron: temperatura con $F = 4.1$ y una $p \leq 0.006$; el oxígeno disuelto con $F = 5.4$ y una $p \leq 0.001$; la conductividad con $F = 7.9$ y una $p \leq 0.001$ y la salinidad con $F = 5.5$ y una $p \leq 0.001$.

Tabla 2. Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua de arroyos de Tabasco, México, por municipio.

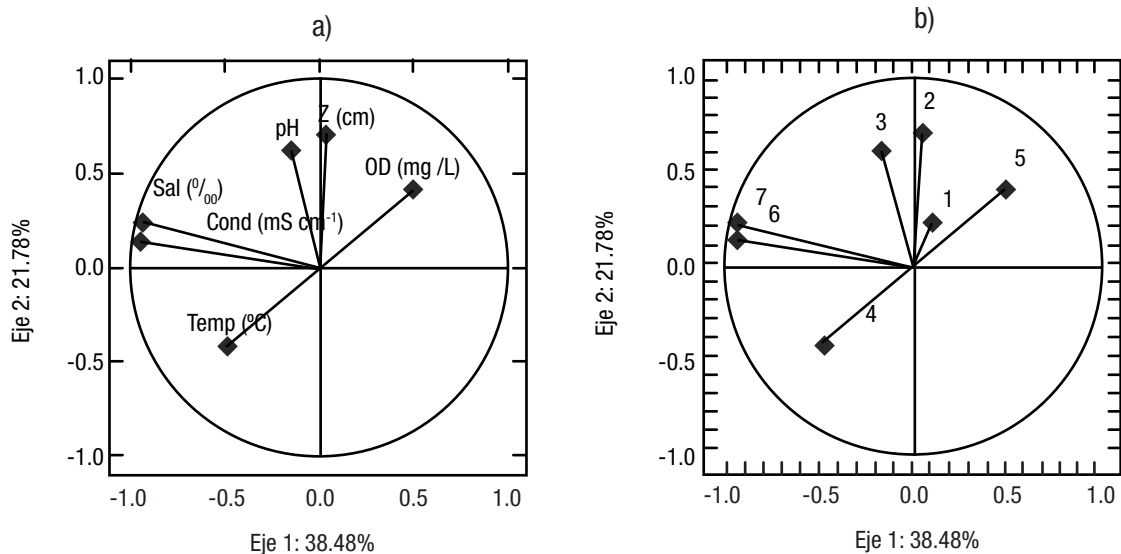
Variable / municipio	Cárdenas	Centla	Huimanguillo	Paraíso	Tacotalpa	Teapa	Tenosique
Profundidad (m)	1	0.8	0.33	1	1	0.4	0.27
pH	7.65	6.83	7.48	8.24	7.78	8.36	7.67
Temperatura (°C)	28.55	27.62	30.17	32.24	26.52	25.03	27.08
Oxígeno disuelto (mg/L)	2.03	0.37	6.64	4.23	7.059	5.48	5.6
Conductividad (mS cm ⁻¹)	0.467	509.5	140.04	850.5	28.02	111	540.5
Salinidad (‰)	0.21	0.25	0.12	0.53	0.15	0.05	0.26

una $p < 0.001$ (Fig. 2a-d). Con base en los datos ambientales, el análisis de componentes principales (ACP) explicó el 60.26% de la variación total con los dos primeros ejes: el eje 1 con 38% de la variación y el eje 2 con 21.78% de la variación. Las variables ambientales con mayor influencia en el eje 1 fueron la conductividad y la salinidad, para el eje 2 fueron la profundidad y el pH, los cuales presentaron valores positivos y negativos mayores a 0.5. La ordenación de los municipios mediante el ACP deja ver que Tacotalpa presenta una correlación positiva con el oxígeno disuelto, mientras que Teapa y Tenosique presentan una correlación con la salinidad y la conductividad; Centla y Huimanguillo están correlacionados con la profundidad y el pH (Fig. 3a-b).

Composición biológica. Se registró un total de 5,315 organismos correspondientes a 56 familias y 11 órdenes. En Cárdenas se registraron 145 organismos correspondientes a seis familias, en Centla se registraron 415 organismos correspondientes a 11 familias, en Huimanguillo se registraron 369 organismos y 25 familias, en Paraíso 21 organismos correspondientes a ocho familias, en Tacotalpa 3,044 organismos de 42 familias, en Teapa fueron 175 organismos y 1 familia, mientras que en Tenosique se registraron 1,146 organismos y 29 familias.

Estructura faunística. De la densidad total de organismos, diez familias presentaron densidades mayores a 2000 ind/m² con una representación de 76% de la densidad total. No obstante, las familias *Chironomidae*, *Phylopotamidae*, *Caenidae*, *Heptagenidae* e *Hydropsychidae* fueron las dominantes, ya que en conjunto representaron el 54% de la densidad total (Tabla 3). Las familias dominantes por municipio fueron, en Cárdenas, *Notonectidae* y *Baetidae*; en Centla, *Hydrophilidae* y *Belostomatidae*; en Huimanguillo, *Polymetarcyidae* y *Vellidae*; en Paraíso, *Libellulidae* y *Stratiomyidae*; en Tacotalpa, *Phylopotamidae*, *Chironomidae* y *Caenidae*; en Teapa, *Baetidae*, mientras en Tenosique dominaron *Caenidae*, *Chironomidae* y *Coenagrionidae*.

Diversidad. Comparando la diversidad entre municipios, el valor más alto de diversidad (H') se presentó en Tacotalpa (2.87), seguido por Tenosique (1.09) y el mínimo en Cárdenas (0.05). La riqueza (D) fue mayor en Cárdenas (0.979) y Teapa (0.936) y la mínima se presentó en Tacotalpa (0.468). La equidad (J') tuvo el máximo valor en Tacotalpa (0.532), seguido por Tenosique (0.226) y Cárdenas con el mínimo (0.021) (Fig. 4).



Figuras 3a-b. Análisis de componentes principales de arroyos por municipio de Tabasco, México.

a) Comportamiento de las variables fisicoquímicas. b) Ordenación de los municipios en función de las variables fisicoquímicas. Clave de localidad: (1) Cárdenas, (2) Centla, (3) Huimanguillo, (4) Paraíso, (5) Tacotalpa, (6) Teapa y (7) Tenosique. Clave de valores fisicoquímicos: Cond = conductividad; Temp = temperatura; OD = oxígeno disuelto Sal = salinidad; Z = profundidad.

Tabla 3. Distribución espacial de la densidad total (ind/m²) de la entomofauna acuática por municipio, en arroyos de Tabasco, México.

Familia	Abreviatura	Municipios							Total
		Cárdenas	Centla	Huimanguillo	Paraíso	Tacotalpa	Teapa	Tenosique	
<i>Arthropleidae</i> (*)	Arthro	-	-	-	-	-	-	57.47	57.47
<i>Baetidae</i> (*)	Baet	22.99	-	114.94	-	356.32	643.68	264.37	1402.30
<i>Caenidae</i> (*)	Caen	-	-	183.91	-	4011.49	1137.93	1517.24	6850.57
<i>Euthyplocilidae</i> (*)	Euthy	-	-	-	-	11.49	-	-	11.49
<i>Heptageniidae</i> (*)	Hepta	-	-	68.97	-	3298.85	11.49	344.83	3724.14
<i>Hicorythidae</i> (*)	Hicory	-	-	-	-	22.99	-	-	22.99
<i>Leptohyphidae</i> (*)	Leptohy	-	-	310.34	-	2160.92	-	218.39	2689.66
<i>Leptophlebiidae</i> (*)	Leptophl	-	-	264.37	-	-	-	-	264.37
<i>Polymitarcyidae</i> (*)	Poly	-	-	620.69	-	34.48	-	-	655.17
<i>Tricorythidae</i> (*)	Tricory	-	-	-	-	-	-	34.48	34.48
<i>Aeshnidae</i> (+)	Aesh	-	-	22.99	-	-	-	-	22.99
<i>Calopterygidae</i> (+)	Calop	-	-	11.49	-	57.47	-	310.34	379.31
<i>Coenagrionidae</i> (+)	Coena	11.49	-	275.86	34.48	1379.31	-	942.53	2643.68
<i>Gomphidae</i> (+)	Gomp	-	-	149.43	-	172.41	-	298.85	620.69
<i>Libellulidae</i> (+)	Libell	11.49	91.95	781.61	45.98	586.21	-	540.23	2057.47
<i>Platystictidae</i> (+)	Platy	-	-	-	-	344.83	-	103.45	448.28
<i>Belostomatidae</i> (x)	Belost	-	333.33	-	-	183.91	-	34.48	551.72
<i>Gerridae</i> (x)	Gerri	-	-	22.99	-	379.31	-	34.48	436.78
<i>Mesovellidae</i> (x)	Mesov	-	11.49	-	-	80.46	-	-	91.95
<i>Naucoridae</i> (x)	Nauco	-	80.46	11.49	-	517.24	-	-	609.20
<i>Nepidae</i> (x)	Nepi	-	-	-	-	11.49	-	-	11.49
<i>Notonectidae</i> (x)	Noton	183.91	-	-	-	-	-	11.49	195.40
<i>Vellidae</i> (x)	Velli	-	-	482.76	22.99	1344.83	-	264.37	2114.94
<i>Corydalidae</i> (M)	Cory	-	-	-	-	505.75	11.49	333.33	850.57
<i>Sisyridae</i> (N)	Sisy	-	-	-	-	-	34.48	-	34.48
<i>Perlidae</i> (P)	Perli	-	-	-	-	528.74	-	195.40	724.14
<i>Helicopsychidae</i> (T)	Helicop	-	-	-	-	-	11.49	-	11.49
<i>Hydropsychidae</i> (T)	Hydrop	-	-	68.97	-	2701.15	45.98	781.61	3597.70
<i>Leptoceridae</i> (T)	Lepto	-	-	11.49	-	126.44	-	333.33	471.26
<i>Phylopotamidae</i> (T)	Phylo	-	-	-	-	6609.20	-	252.87	6862.07
<i>Crambidae</i> (L)	Cram	-	-	-	22.99	22.99	-	-	45.98
<i>Amphizoidae</i> (C)	Amphi	-	-	-	-	252.87	-	-	252.87
<i>Curculionidae</i> (C)	Curcu	-	-	11.49	-	11.49	-	-	22.99
<i>Dryopidae</i> (C)	Dryopi	-	-	-	-	172.41	-	11.49	183.91
<i>Dytiscidae</i> (C)	Dytis	-	229.89	34.48	22.99	-	-	11.49	298.85
<i>Elmidae</i> (C)	Elmi	-	229.89	22.99	-	1804.60	11.49	655.17	2724.14
<i>Gyrinidae</i> (C)	Gyri	-	862.07	126.44	-	68.97	-	-	1057.47
<i>Hydrophilidae</i> (C)	Hydrophi	-	-	22.99	-	11.49	22.99	-	57.47
<i>Psephenidae</i> (C)	Pseph	-	-	-	-	1620.69	22.99	310.34	1954.02
<i>Ptilodactylidae</i> (C)	Ptilo	-	-	-	-	103.45	-	34.48	137.93

Tabla 3 (continuación).

Familia	Abreviatura	Municipios							Total
		Cárdenas	Centla	Huimanguillo	Paraíso	Tacotalpa	Teapa	Tenosique	
<i>Scirtidae</i> (C)	Scir	-	45.98	-	-	11.49	-	11.49	68.97
<i>Chironomidae</i> (D)	Chiro	-	2712.64	574.71	22.99	4781.61	11.49	931.03	9034.48
<i>Culicidae</i> (D)	Culi	-	91.95	-	-	-	-	-	91.95
<i>Dolichopodidae</i> (D)	Doli	-	-	-	-	11.49	-	-	11.49
<i>Empididae</i> (D)	Empi	-	-	-	-	57.47	-	-	57.47
<i>Ephydriidae</i> (D)	Ephy	-	-	-	-	344.83	-	-	344.83
<i>Muscidae</i> (D)	Mus	-	-	-	-	11.49	-	-	11.49
<i>Pelecorhynchidae</i> (D)	Pele	-	-	-	-	22.99	-	-	22.99
<i>Simuliidae</i> (D)	Simu	-	-	11.49	-	68.97	34.48	241.38	356.32
<i>Stratiomyidae</i> (D)	Stra	45.97	80.46	-	45.98	-	-	-	172.41
<i>Tabanidae</i> (D)	Taba	45.97	-	-	-	68.97	-	-	114.94
<i>Tipulidae</i> (D)	Tipu	-	-	11.49	-	114.94	-	22.99	149.43
<i>Acrididae</i> (Z)	Acri	-	-	-	-	-	11.49	-	11.49
<i>Tetrigidae</i> (Z)	Tetri	-	-	11.49	22.99	-	-	-	34.48

Órdenes de entomofauna acuática: (*) = Ephemeroptera, (+) = Odonata, (x) = Hemiptera, (M) = Megaloptera, (N) = Neuróptera, (P) = Plecoptera, (T) = Trichoptera, (C) = Coleoptera, (D) = Diptera. (Z) = Orthoptera.

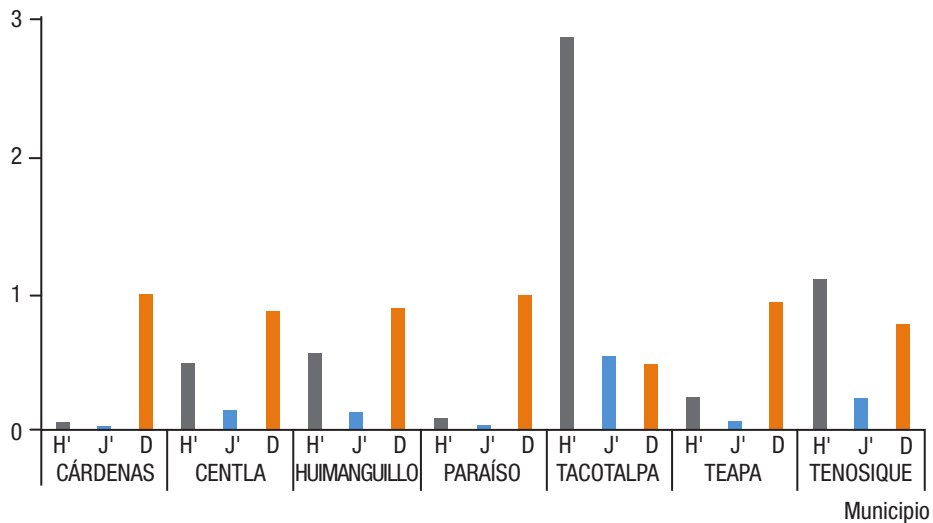
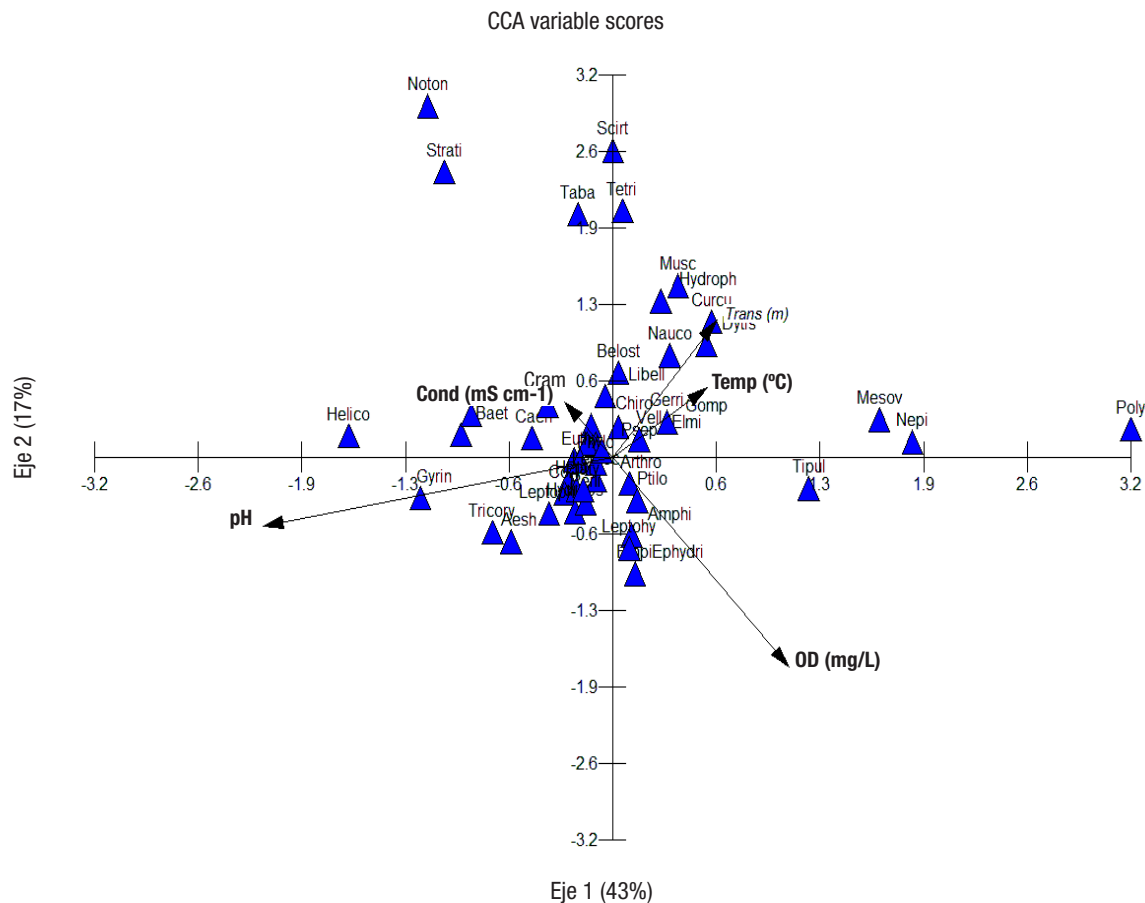


Figura 4. Diversidad de la entomofauna acuática por municipio. H'= Diversidad (bits/ind). D= Riqueza de especies (sp/ind). J'= Equidad (bits).

Análisis multivariado de correspondencia canónica (ACP). El resultado del ACP realizado determinó que el pH y el oxígeno disuelto son las variables que tienen más peso en la ordenación de las familias de insectos para el primer eje, el cual explica el 43% de la variación total, mientras que para el segundo eje (con 17%) la variación total se explica por el oxígeno disuelto y la transparencia (Fig. 5). Las familias correspondientes al orden *Ephemeroptera* se relacionaron principalmente con el oxígeno disuelto, mientras que los órdenes *Coleoptera* y *Hemiptera* se relacionaron con la transparencia y pH.

DISCUSIÓN

Con respecto a los resultados obtenidos en este estudio se registró un mayor número de familias en el municipio de Tacotalpa y Tenosique; esto se atribuye a la variación de diversos parámetros ambientales como la temperatura y el oxígeno disuelto, entre otros, los cuales presentaron diferencias significativas con una $p \leq 0.006$, que coincide con otros autores quienes mencionan que los factores ambientales más importantes que regulan la distribución de insectos acuáticos en



Vector scaling: 2.42

Figura 5. Análisis de correspondencia canónica con la matriz ambiental y biológica (entomofauna acuática), para arroyos de Tabasco, México. Cond = conductividad; Temp = temperatura; OD = oxígeno disuelto. Las abreviaturas de las familias se señalan en la tabla tres.

ecosistemas lóticos son: la concentración de oxígeno disuelto, la temperatura del agua (Bass, 1995; Castilla *et al.*, 2001; Li *et al.*, 2001; Sullivan *et al.*, 2004), y la química del agua, incluyendo pH, salinidad y concentraciones de iones o elementos, así como la presencia de vegetación riparia (Subramanian *et al.*, 2005); aunque esta última no se cuantificó, durante las campañas de muestreo se apreció la presencia de una mayor cobertura en los arroyos correspondientes a los municipios de Tacotalpa y Tenosique, en donde se registró el mayor número de familias. Por el contrario, en los municipios de Paraíso Cárdenas y Huimanguillo, las zonas aledañas a los puntos de colecta, están fuertemente perjudicadas debido a las actividades agrícolas de la región (Barba, 2012). Lo anterior ha sido mencionado por diversos autores con estudios en regiones templadas y tropicales que han encontrado que la diversidad y riqueza de las especies decrece en áreas impactadas por las actividades humanas (Stone & Wallace, 1998; Omoto *et al.*, 2000; Benstead *et al.*, 2003), además de presentar cauces con carencia de cantos rodados y presencia de sedimento terrígeno, lo que disminuye drásticamente la disponibilidad de nichos y como consecuencia, la

disminución de la diversidad (Allan *et al.*, 1997). También existen otros factores que en menor medida explican la estructura y composición de la entomofauna acuática, como los patrones estacionales (Miserendino & Pizzolon, 2003; Waite *et al.*, 2004; Sporka *et al.*, 2006; Joshi *et al.*, 2007). Es importante destacar que el presente estudio es un acercamiento para entender la problemática existente en los sistemas acuáticos del estado de Tabasco, sin embargo, nos queda claro que hace falta mucho más esfuerzo de muestreo en diversas zonas para poder realizar una evaluación más real de la biota de los sistemas acuáticos.

AGRADECIMIENTOS

A la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), por el financiamiento otorgado para el proyecto denominado "Indicadores ecológicos de humedales en sistemas agroforestales para su manejo y conservación en Tabasco". Asimismo, a los estudiantes de la Universidad Tecnológica de Tabasco que apoyaron con la separación e identificación de los organismos.

REFERENCIAS

- AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación). 1995. UNE-EN 27828: 1995. *Calidad del agua. Métodos de muestreo biológico. Guía para el muestreo manual con red de macroinvertebrados bénticos*. (ISO 7828:1985). (Versión oficial EN 27828:1994). AENOR, Madrid. 12 p.
- ALBA-TERCEDOR, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. In: Instituto Tecnológico Geominero de España, *IV Simposio de agua en Andalucía (SIAGA)*. Almería, 1995. Madrid: Instituto Tecnológico Geominero de España.
- ALLAN, D. J., D. L. ERICKSON & J. FAY. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37: 149-161. DOI: 10.1046/j.1365-2427.1997.d01-546.x
- ALLAN, J. D. 2004. Landscape and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35 (1): 257-84. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122
- BARBA, E., J. RANGEL & R. RAMOS. 2006. Clasificación de los humedales de Tabasco mediante sistemas de Información Geográfica. *Universidad y Ciencia* 22 (2): 101-110.
- BARBA M. E. 2012. *Indicadores ecológicos de humedales en sistemas agroforestales para su manejo y conservación en Tabasco*. Informe Técnico. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 309 p.
- BARBOUR, M. T., J. GERRITSEN, B.D., Snyder & J.B. Stribling. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. 2nd Ed. EPA 841-99-002. U. S. Environmental Protection Agency; Office of Water. Washington, D. C.
- BASS, D. 1995. Species composition of aquatic macroinvertebrates and environmental conditions in Cucumber Creek. *Proceedings Oklahoma Academy of Science* 75: 39-44.
- BENSTEAD, J. P., M. M. DOUGLAS & C. M. PRINGLE. 2003. Relationships of stream invertebrate communities to deforestation in eastern Madagascar. *Ecological Applications* 13 (5): 1473-1490. DOI: 10.1890/02-5125
- BUENO-SORIA, J., S. SANTIAGO-FRAGOSO & R. BARBA-ÁLVAREZ. 2005. Insectos acuáticos, Cap. 9. In: Bueno, J., F. Álvarez y S. Santiago (Eds.) Biodiversidad del estado de Tabasco. Instituto de Biología, UNAM-CONABIO. México. pp. 195-224.
- CASTELLA, E., H. ADALSTEINSSON, J. E. BRITAIN, G. M. GISLASON, A. LEHMANN, V. LENCIONI, B. LODS-CROZET, B. MAIOLINI, A.M. MILNER, J. S. OLAFSSON, S. J. SALTVEIT, & D. L. SNOOK. 2001. Macroinvertebrate richness and composition along latitudinal gradient of European glacier-fed streams. *Freshwater Biology* 46: 1811-1831. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2001.00860.x
- CLARKE, A., R. M. NALLY, N. BOND & P. S. LAKE. 2008. Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. *Freshwater Biology* 53: 1707-21. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2008.02041.x
- DE LONG, M. D. & M. A. BRUSVEN. 1994. Allochthonous input of organic matter from different riparian habitats of an agriculturally impacted stream. *Environmental Management* 18: 59-71. DOI: 10.1007/BF02393750
- JOSHI, P. C., R. K. NEGI, & T. NEGI. 2007. Seasonal variations in benthic macroinvertebrates and their correlation with the environmental variables in a freshwater stream in Garhwal Region (India). *Life Science Journal* 4 (4): 85-89.
- LEVIN, S. A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology: the Robert H. MacArthur award lecture. *Ecology* 73: 1943-1967.
- LI, J., A. T. HERLIHY, W. GERTH, P. KAUFMANN, S. GREGORY, S. URQUHART & D. P. LARSEN. 2001. Variability in stream macroinvertebrates at multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 46: 87-97.
- MARGALEF, R. 1969. *Perspectives in Ecological Theory*. University of Chicago, Chicago. 111 p.
- MCGARIGAL, K., S. A. CUSHMAN & S. G. STAFFORD. 2000. *Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research*. New York: Springer-Verlag. 283 p.
- MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG. 2008. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. 4ta ed. Kendall/Hunt Publishing Company. Dubuque, Iowa. 1158 p.
- MISERENDINO, M. L. & L. A. PIZZOLON. 2003. Distribution of macroinvertebrate assemblages in the Azul-Quemquemtreu river basin, Patagonia, Argentina. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 37: 525-539. DOI: 10.1080/00288330.2003.9517187
- NESSIMIAN, J. L., E.M. VENTICINQUE, J. ZUANON, P. MARCO-JR, M. GORDO, L. FIDELIS, J. D. BATISTA & L. JUAN. 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614 (1): 117-131. DOI: 10.1007/s10750-008-9441-x
- OMETO, J. P. H. B., L. A. MARTINELLI, M. V. BALLESTER, A. GESSNER, A. V. KRUSCHE, R. L. VICTORIA & M. WILLIAMS. 2000. Effects of land-use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, southeast Brazil. *Freshwater Biology* 44: 327-337. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2000.00557.x
- PIELOU, E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* 13: 131-144. DOI: 10.1016/0022-5193(66)90013-0
- POZO, J., E. GONZÁLEZ, J. R. DIEZ, J. MOLINERO & A. ELÓSEGUI. 1997. Inputs of particulate organic matter to streams with different riparian vegetation. *Journal of the North American Benthological Society* 16 (2): 602-11. DOI: 10.2307/1468147
- SHANNON, E. C. & W. WEAVER. 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois. Urbana, 119 p.
- SPORKA, F., H. E. VLEK, E. BULANKOVA & I. KRNO. 2006. Influence of seasonal variation on bioassessment of streams using macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 566: 543-555. DOI 10.1007/s10750-006-0073-8
- STONE, M. K. & J. B. WALLACE. 1998. Long-term recovery of a mountain stream from clear-cut logging: the effects of forest succession on

- benthic invertebrate community structure. *Freshwater Biology* 39: 151–169.
- SUBRAMANIAN, K. A., K. G. SIVARAMAKRISHNAN & M. GADGIL. 2005. Impact of riparian land use on stream insects of Kudremukh National Park, Karnataka state, India. *Journal of Insect Science* 5: 49–59.
- SULLIVAN, S. M. P., M. C. WATZIN & W. C. HESSON. 2004. Understanding stream geomorphic state in relation to ecological integrity: evidence using habitat assessments and macroinvertebrates. *Environmental Management* 34 (5): 669–683. DOI: 10.1007/s00267-004-4032-8
- TER BRAAK, C. J. F. & F. M. VERDONSHOT. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in Aquatic Ecology. *Aquatic Sciences*. 57: 255–286. DOI: 10.1007/BF00877430
- WAITE, I. R., A. T. HERLIHY, D. P. LARSEN, N. S. URQUHART & D. J. KLEMM. 2004. The effect of macroinvertebrate taxonomic resolution in large landscape bioassessments: an example from Mid-Atlantic Highlands, U.S.A. *Freshwater Biology* 49: 474–489. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2004.01197.x
- WIGGINS, G. B. 2000. *Larvae of North American caddisfly genera (Trichoptera)*. 2da ed. Toronto: University of Toronto Press. 457 p.

Hidrobiológica

Índice del volumen 26, 2016

- Bojorge-García M. G. y E. A. Cantoral Uriza**
La importancia ecológica de las algas en los ríos 1-8
- Morales-Ueno K., C. G. Paniagua-Chávez, A. Martínez-Ortega, H. Castillo-Juárez and J. Alfaro-Montoya**
A simple method for short-term storage and transportation of spermatophores of Pacific white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) 9-14
- Villafuerte Mojica A., L. H. Hernández Hernández, M. A. Fernández Araiza y O. Ángeles López**
Contribución al conocimiento de los requerimientos nutricionales del langostino nativo (*Macrobrachium acanthurus*) 15-22
- Cervantes-Hernández P., M. A. Gómez-Ponce, A. Puentes-Salazar, U. Castrejón-Rodríguez y M. I. Gallardo-Berumen**
Variabilidad espacial de la captura ribereña de camarón en el Sistema Lagunar Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas, México 23-34
- Rodríguez-Téllez E., D. García-De-Jalón, M. E. Pérez-López, S. I. Torres-Herrera, R. Ortiz-Carrasco, M. Pompa-García, M. Morales-Montes, D. A. García-García, E. Zamudio-Castillo y L. Vázquez Vázquez**
Caracterización de la calidad ecológica del bosque de galería del río La Saucedá, Durango, México 35-40
- May Ku M. A., D. Valdés-Lozano y P. L. Ardisson**
Variación espacial y temporal de las características fisicoquímicas del agua y sedimento en la laguna costera Yalahau, Quintana Roo 41-51
- Bautista-Regil J., V. Ruiz-Carrera, A. J. Sánchez, M. A. Salcedo-Meza y R. Florido**
Estrés a microescala de *Vallisneria americana* por enriquecimiento de nutrientes con estequiometría N:P 53-60
- Siqueiros Beltrones D. A., U. Argumedo Hernández and C. Landa Cancino**
Uncommon species diversity values in epiphytic diatom assemblages of the kelp *Eisenia arborea* 61-76
- Ruiz-Pérez N. E., G. Cerdaneres-Ladrón de Guevara, D. L. López-Herrera y I. R. Altamirano-Ramírez**
Relaciones tróficas entre cinco especies de peces pelágicos que cohabitan en las costas de Oaxaca, México 77-85
- Garduño Dionate M., M. Hernández Martínez, F. Soto Aguirre y A. Sánchez-Zamora**
Evaluación de tres alimentos balanceados en la engorda de juveniles de pargo lunarejo *Lutjanus guttatus* (Pisces: Lutjanidae) en Nayarit, México 87-92
- Urbina-Sánchez I., C. G. Paniagua-Chávez, R. Fierro, G. Figueroa-Lucero and I. A. Barriga-Sosa**
Intraspecific karyotypic variation in the silverside fish *Chirostoma humboldtianum* (Atheriniformes: Atherinopsidae) 93-101
- Cortés Rivera Y., R. I. Hernández, P. San Martín del Ángel, E. Zarza Meza y R. Cuervo González**
Potencial regenerativo de la estrella de mar *Linckia guildinguii* 103-108
- Martínez Cruz D. A., J. Chávez Morales, A. Bustamante González, O. L. Palacios Vélez, M. L. de la Isla de Bauer y L. Tijerina Chávez**
Variación espacial de la calidad del agua para uso agrícola del acuífero costero del Valle del Mayo, Sonora, México 109-119
- Capetillo-Piñar N., J. Espinosa Sáez, A. Tripp Valdez and A. Tripp Quezada**
The impact of cyclonic activity during 1981-1985 and 2004-2009 on taxonomic diversity of mollusks in the Gulf of Batabanó, Cuba 121-131
- Velázquez-Abunader I., J. A. López-Rocha, M. Arellano-Martínez, B. P. Ceballos-Vázquez and M. A. Cabrera**
Estimation of growth parameters in a wild population of lion-paw scallop (*Nodipecten subnodosus*) in Bahía de Los Angeles, Baja California, Mexico 133-142
- NOTAS CIENTÍFICAS**
- Granja-Fernández R., P. D. Rangel-Solís, M. D. Herrero-Pérezrui and A. López-Pérez**
New records of Ophiuroidea (Echinodermata) from the coast of Chiapas, Mexico 143-146
- Wakida-Kusunoki A. T. y A. Toro-Ramírez**
El robalo prieto (*Centropomus poeyi*), nuevo depredador del pez diablo (*Pterygoplichthys pardalis*) 147-149

- Chacana M. E., P. C. Silva, F. F. Pedroche and K. A. Miller**
Codium (Chlorophyta) species presented in the Galápagos Islands 151-159
- Almanza Álvarez J. S., I. Israde Alcántara y V. Segura García**
Diatomeas perifíticas del lago de Pátzcuaro, Michoacán, México 161-185
- Segura-García V., J. S. Almanza Álvarez y J. Ponce-Saavedra**
Diversidad en comunidades de diatomeas epilíticas con relación a los parámetros fisicoquímicos en la cabecera del río Zinapécuaro, México 187-202
- Fuji M. T., A. Senties, A. C. Jover, J. Díaz-Larrea and A. Areces**
Morphological and molecular evidence for *Osmundea coelenterata* comb. nov. (Ceramiales, Rhodophyta) from the tropical Atlantic Ocean 203-211
- Quiñones Peyro B. C., F. O. López Fuerte, A. Mazariegos Villareal, E. Serviere Zaragoza, M. Casas Valdez y R. Yabur Pacheco**
Algas marinas de Isla Guadalupe, México 213-223
- Lozano-Orozco J. G., A. Senties, F. F. Pedroche y J. Díaz-Larrea**
Dictyota chalcicueyecanensis sp. nov. (Dictyotales; Phaeophyceae) en el Golfo de México: evidencias moleculares y morfológicas 225-231
- Bernardi J., E. R. T. P. P. de Vasconcelos, C. Lhullier, T. Gerber, P. Colepicolo Neto and F. M. Pellizzari**
Preliminary data of antioxidant activity of green seaweeds (Ulvophyceae) from the Southwestern Atlantic and Antarctic maritime islands 233-239
- Vouilloud A. A., Y. Plata-Díaz, E. Pedraza, A. Pimienta, S. Heguilor, A. Lamaro y S. Estela Sala**
Distribución de *Eunotia parasolii* (Bacillariophyceae) en ríos neotropicales (Colombia) y su implicancia en la taxonomía de la especie 241-250
- Rodríguez-Gómez C. F. y J. A. Aké-Castillo**
Cálculo del contenido celular de carbono de cuatro taxones de diatomeas: biovolumen y espectrofotometría 251-257
- Vázquez-Machorro A., J. L. Godínez-Ortega, A. Granados-Barba y P. Ramírez-García**
Estructura y composición de la macroflora dominante del pecio Ana Elena, Sistema Arrecifal Veracruzano, Golfo de México 259-267
- García-Granados R. U., F. Alarcón-Aguilar, M. Gallegos-Martínez y G. De Lara-Isassi**
Tratamiento subcrónico en ratones diabéticos con *Caulerpa sertularioides* (Chlorophyta) y *Spyridia filamentosa* (Rhodophyta) 269-276
- Mosquera-Murillo Z. and E. J. Peña-Salamanca**
Effect of salinity on growth of the green alga *Caulerpa sertularioides* (Bryopsidales, Chlorophyta) under laboratory conditions 277-282
- Beraldi-Campesi H., C. Arenas-Abad, L. Auque-Sanz, M. Vázquez-Urbez and G. Pardo-Tirapu**
Benthic diatoms on fluvial tufas of the Mesa River, Iberian Range, Spain 283-297
- Marín Salgado H. y E. J. Peña Salamanca**
Macroalgas bénticas de la Bahía de Tumaco, Pacífico colombiano 299-309
- Hernández Melchor D. J., J. Carmona Jiménez, M. E. Hidalgo Lara, L. Dendooven, R. Marsch Moreno y R. O. Cañizares Villanueva**
Identificación morfológica y filogenética de un consorcio microbiano fotosintético de posible interés biotecnológico 311-321
- Martínez-Daranas B., M. Esquivel, P. M. Alcolado y C. Jiménez**
Composición específica y abundancia de macroalgas y angiospermas marinas en tres arrecifes coralinos de la plataforma Sudoccidental de Cuba (1987) 323-337
- Instrucciones para autores** 339-342
- Instructions for authors** 343-346
- Gutiérrez-López A., A. M. Meza-Salazar y G. Guevara**
Descomposición de hojas y colonización de macroinvertebrados acuáticos en dos microcuencas tropicales (Manizales, Colombia) 347-357
- Walteros Rodríguez J. M., J. M. Castaño Rojas y J. H. Marulanda Gómez**
Ensamble de macroinvertebrados acuáticos y estado ecológico de la microcuenca Dalí-Otún, Departamento de Risaralda, Colombia 359-371
- Guevara-Mora M., P. Pedreros, R. Urrutia and R. Figueroa**
Effects of agricultural water withdrawal in the fluvial habitat of benthic macroinvertebrates in Chile 373-382
- Arocena Real de Azúa R., C. González Bermúdez y G. Chalar Marquisá**
La autodepuración en arroyos de planicie puede interrumpirse por el ingreso de desechos vitivinícolas según el biomonitorio con macroinvertebrados 383-394
- Padilla-Gil D. N. y J. P. García-López**
Variación morfométrica de la pata mesotorácica de *Rhagovelia gastrotricha* (Hemiptera: Veliidae) en los Andes de Colombia 395-401
- Alcocer J., E. Escobar, P. Řezníčková y L. A. Oseguera**
La comunidad de macroinvertebrados bentónicos litorales como un reflejo de la heterogeneidad ambiental 403-418
- Oseguera L. A., J. Alcocer y E. Escobar**
Macroinvertebrados bentónicos de dos lagos tropicales de alta montaña en el volcán Nevado de Toluca, en la región central de México 419-432
- Gutiérrez-Fonseca P. E. y A. Ramírez**
Evaluación de la calidad ecológica de los ríos en Puerto Rico: principales amenazas y herramientas de evaluación 433-441
- Ruiz-Picos R. A., J. E. Sedeño-Díaz y E. López-López**
Ensamblajes de macroinvertebrados acuáticos relacionados con diversos usos del suelo en los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe (cuenca del Río Balsas), México 443-458

Forero-Céspedes A. M., C. Gutiérrez y G. Reinoso-Flórez

Composición y estructura de la familia Baetidae (Insecta: Ephemeroptera) en una cuenca andina colombiana 459-474

Miranda-Vidal J. F., E. Barba-Macías, C. Trinidad-Ocaña y J. Juárez-Flores

Diversidad de crustáceos en la cuenca baja del río Papaloapan, Veracruz, México 475-482

García P., R. Novelo-Gutiérrez, G. Vázquez and A. Ramírez

Allochthonous vs. autochthonous energy resources for aquatic insects in cloud forest streams, Veracruz, Mexico 483-496

Rodríguez Badillo L., P. Ríos Guayasamín, M. Espinosa Chico, P.**Cedeño Loja y G. Jiménez Ortiz**

Caracterización de la calidad de agua mediante macroinvertebrados bentónicos en el río Puyo, en la Amazonía Ecuatoriana 497-507

Benítez Abud J. A., E. Barba Macías y J. Juárez Flores

Composición y distribución de la entomofauna acuática en arroyos de Tabasco, México 509-518

Índice del volumen

519-521

Índice de autores

523-524

Hidrobiológica

Índice de autores

Aké-Castillo J. A.	251	Chacana M. E.	151
Alarcón-Aguilar F.	269	Chalar Marquisá G.	383
Alcolado P. M.	323	Chávez Morales J.	109
Alcocer J.	403, 419	De la Isla de Bauer M. L.	109
Alfaro-Montoya J.	9	De Lara-Isassi G.	269
Almanza Álvarez J. S.	161, 187	de Vasconcelos E. R. T. P. P.	233
Altamirano-Ramírez I. R.	77	Dendooven L.	311
Ángeles López O.	15	Díaz-Larrea J.	203, 225
Ardisson P. L.	41	Escobar E.	403, 419
Areces A.	203	Espinosa Chico M.	497
Arellano-Martínez M.	133	Espinosa Sáez J.	121
Arenas-Abad C.	283	Esquivel M.	323
Argumedo Hernández U.	61	Fernández Araiza M. A.	15
Arocena Real de Azúa R.	383	Fierro R.	93
Auque-Sanz L.	283	Figueroa-Lucero G.	93
Barriga-Sosa I. A.	93	Figueroa R.	373
Bautista-Regil J.	53	Florido R.	53
Barba Macías E.	475, 509	Forero-Céspedes A. M.	459
Benítez Abud J. A.	509	Fuji M. T.	203
Beraldi-Campesi H.	283	Gallardo-Berumen M. I.	23
Bernardi J.	233	Gallegos-Martínez M.	269
Bojorge-García M. G.	1	García-De-Jalón D.	35
Bustamante González A.	109	García-García D. A.	35
Cabrera M. A.	133	García-Granados R. U.	269
Cantoral Uriza E. A.	1	García-López J. P.	395
Cañizares Villanueva R. O.	311	García P.	483
Capetillo-Piñar N.	121	Garduño Dionate M.	87
Carmona Jiménez J.	311	Gerber T.	233
Casas Valdez M.	213	Godínez-Ortega J. L.	259
Castaño Rojas J. M.	359	Gómez-Ponce M. A.	23
Castillo-Juárez H.	9	González Bermúdez C.	383
Castrejón-Rodríguez U.	23	Granados- Barba A.	259
Ceballos-Vázquez B. P.	133	Granja-Fernández R.	143
Cedeño Loja P.	497	Guevara G.	347
Cerdenares-Ladrón de Guevara G.	77	Guevara-Mora M.	373
Cervantes-Hernández P.	23	Gutiérrez C.	459
Colepicolo Neto P.	233	Gutiérrez-Fonseca P. E.	433
Cortés Rivera Y.	103	Gutiérrez-López A.	347
Cuervo González R.	103	Heguilor S.	241

Hernández R. I.	103	Pompa-García M.	35
Hernández Hernández L. H.	15	Ponce-Saavedra J.	187
Hernández Martínez M.	87	Puentes-Salazar A.	23
Hernández Melchor D. J.	311	Quiñones Peyro B. C.	213
Herrero-Pérezrul M. D.	143	Ramírez A.	433, 483
Hidalgo Lara M. E.	311	Ramírez-García P.	259
Israde Alcántara I.	161	Rangel-Solís P. D.	143
Jiménez C.	323	Reinoso-Flórez G.	459
Jiménez Ortiz G.	497	Řezničková P.	403
Jover A. C.	203	Ríos Guayasamín P.	497
Juárez-Flores J.	475, 509	Rodríguez Badillo L.	497
Lamaro A.	241	Rodríguez-Gómez C. F.	251
Landa Cancigno C.	61	Rodríguez-Téllez E.	35
Lhullier C.	233	Ruiz-Carrera V.	53
López Fuerte F. O.	213	Ruíz-Pérez N. E.	77
López-Herrera D. L.	77	Ruíz-Picos R. A.	443
López-López E.	443	Sala S. E.	241
López-Pérez A.	143	Salcedo-Meza M. A.	53
López-Rocha J. A.	133	Sánchez A. J.	53
Lozano-Orozco J. G.	225	San Martin del Angel P.	103
Marín Salgado H.	299	Sánchez-Zamora A.	87
Marsch Moreno R.	311	Sedeño-Díaz J. E.	443
Martínez Cruz D. A.	109	Segura García V.	161,187
Martínez-Daranas B.	323	Sentías A.	203, 225
Martínez-Ortega A.	9	Serviere Zaragoza E.	213
Marulanda Gómez J. H.	359	Silva P. C.	151
May Ku M. A.	41	Siqueiros Beltrones D. A.	61
Mazariegos Villareal A.	213	Soto Aguirre F.	87
Meza-Salazar A. M.	347	Tijerina Chávez L.	109
Miller K. A.	151	Toro-Ramírez A.	147
Miranda-Vidal J. F.	475	Torres-Herrera S. I.	35
Morales-Montes M.	35	Trinidad-Ocaña C.	475
Morales-Ueno K.	9	Tripp Valdez A.	121
Mosquera-Murillo Z.	277	Tripp Quezada A.	121
Novelo-Gutiérrez R.	483	Urbina-Sánchez I.	93
Ortiz-Carrasco R.	35	Urrutia R.	373
Oseguera L. A.	403, 419	Valdés-Lozano D.	41
Padilla-Gil D. N.	395	Vázquez G.	483
Palacios Vélez O. L.	109	Vázquez-Machorro A.	259
Paniagua-Chávez C. G.	9, 93	Vázquez-Urbez M.	283
Pardo-Tirapu G.	283	Vázquez Vázquez L.	35
Pedraza E.	241	Velázquez-Abunader I.	133
Pedrerros P.	373	Villafuerte Mojica A.	15
Pedroche F. F.	151, 225	Vouilloud A. A.	241
Pellizzari F. M.	233	Wakida-Kusunoki A. T.	147
Peña-Salamanca E. J.	277, 299	Walteros Rodríguez J. M.	359
Pérez-López M. E.	35	Yabur Pacheco R.	213
Pimienta A.	241	Zamudio-Castillo E.	35
Plata-Díaz Y.	241	Zarza Meza E.	103

HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 26

Número 3

2016

Gutiérrez-López A., A. M. Meza-Salazar y G. Guevara Descomposición de hojas y colonización de macroinvertebrados acuáticos en dos microcuencas tropicales (Manizales, Colombia)	347-357
Walteros Rodríguez J. M., J. M. Castaño Rojas y J. H. Marulanda Gómez Ensamble de macroinvertebrados acuáticos y estado ecológico de la microcuenca Dalí-Otún, Departamento de Risaralda, Colombia	359-371
Guevara-Mora M., P. Pedreros, R. Urrutia and R. Figueroa Effects of agricultural water withdrawal in the fluvial habitat of benthic macroinvertebrates in Chile	373-382
Arocena Real de Azúa R., C. González Bermúdez y G. Chalar Marquisá La autodepuración en arroyos de planicie puede interrumpirse por el ingreso de desechos vitivinícolas según el biomonitorio con macroinvertebrados	383-394
Padilla-Gil D. N. y J. P. García-López Variación morfológica de la pata mesotorácica de <i>Rhagovelia gastrotricha</i> (Hemiptera: Veliidae) en los Andes de Colombia	395-401
Alcocer J., E. Escobar, P. Řezníčková y L. A. Oseguera La comunidad de macroinvertebrados bentónicos litorales como un reflejo de la heterogeneidad ambiental	403-418
Oseguera L. A., J. Alcocer y E. Escobar Macroinvertebrados bentónicos de dos lagos tropicales de alta montaña en el volcán Nevado de Toluca, en la región central de México	419-432
Gutiérrez-Fonseca P. E. y A. Ramírez Evaluación de la calidad ecológica de los ríos en Puerto Rico: principales amenazas y herramientas de evaluación	433-441
Ruiz-Picos R. A., J. E. Sedeño-Díaz y E. López-López Ensamblajes de macroinvertebrados acuáticos relacionados con diversos usos del suelo en los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe (cuenca del Río Balsas), México	443-458
Forero-Céspedes A. M., C. Gutiérrez y G. Reinoso-Flórez Composición y estructura de la familia Baetidae (Insecta: Ephemeroptera) en una cuenca andina colombiana	459-474
Miranda-Vidal J. F., E. Barba-Macías, C. Trinidad-Ocaña y J. Juárez-Flores Diversidad de crustáceos en la cuenca baja del río Papaloapan, Veracruz, México	475-482
García P., R. Novelo-Gutiérrez, G. Vázquez and A. Ramírez Allochthonous vs. autochthonous energy resources for aquatic insects in cloud forest streams, Veracruz, Mexico	483-496
Rodríguez Badillo L., P. Ríos Guayasamín, M. Espinosa Chico, P. Cedeño Loja y G. Jiménez Ortiz Caracterización de la calidad de agua mediante macroinvertebrados bentónicos en el río Puyo, en la Amazonía Ecuatoriana	497-507
Benítez Abud J. A., E. Barba Macías y J. Juárez Flores Composición y distribución de la entomofauna acuática en arroyos de Tabasco, México	509-518
Índice de volumen	519-521
Índice de autores	523-524

Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA-IZTAPALAPA

PUBLICADA EN DICIEMBRE DE 2016