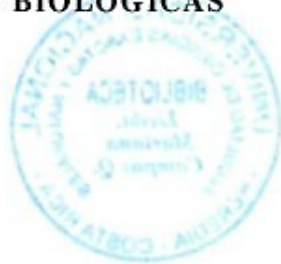


**UNIVERSIDAD NACIONAL  
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES  
ESCUELA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**



**Informe Escrito Final**

**Calidad biótica en los principales ríos de la microcuenca del río  
Tibás y recomendaciones para el manejo de la red hídrica.**

**Proyecto de graduación presentado como requisito parcial para  
optar al grado de Licenciatura en Biología con Énfasis en Manejo de  
Recursos Naturales**

**Mauricio Herrera Campos**

**Campus Omar Dengo  
Heredia, 2008**

Este proyecto de graduación fue aprobado por el Tribunal Examinador de la Escuela de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional como requisito parcial para optar por el grado de Licenciatura en Manejo de Recursos Naturales

**Licda. Alicia Fonseca Sánchez**  
Presidente del Tribunal



**M.Sc. Lilia Piedra Castro**  
Sustituye al señor Decano de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales



**Licda. Alicia Fonseca Sánchez**  
Sustituye al Director de la Escuela de Ciencias Biológicas



**M.Sc. Carlos Esquivel Herrera**  
Tutor

**M.Sc. Viviana Salgado**  
Asesora



**M.Sc. Iván Sandoval Hernández**  
Invitado(a) especial

## Resumen

Este trabajo presenta un estudio acerca de la calidad del agua de la Microcuenca del Río Tibás, San José, Costa Rica, durante setiembre del 2004 a febrero del 2005. El objetivo de la investigación fue determinar la calidad biótica de los ecosistemas acuáticos de la red hídrica de esta microcuenca y brindar recomendaciones a la CNFL para su manejo. Con respecto a la calidad biótica del agua, las evaluaciones realizadas con base en insectos acuáticos determinaron que las estaciones con mejor calidad del agua fueron aquellas ubicadas a mayor altura y que se encuentran escasamente influenciadas por prácticas antropogénica, por lo que solo están sometidas a las presiones propias de su ecosistema; por el contrario, los sitios de muestreo que obtuvieron una calidad del agua pobre fueron los localizados cerca de los asentamientos poblacionales, en estos sitios las pruebas físicas y químicas demostraron que el principal agente contaminante fue la turbiedad, además de hallar nitratos y fosfatos acarreados con las partículas de sedimento a los afluentes del río por medio de la escorrentía agrícola y urbana. A partir de lo analizado se concluyó que la calidad biológica del agua esta relacionada con los parámetros físicos y químicos, lo cual hace posible una dinámica de entrada y salida de macroinvertebrados sensibles a la contaminación. La mayor diversidad entomofaunística fue registrada en las estaciones ubicadas a mayor altura que no están sometidas a la influencia de agentes antropogénicos, ni fuertes presiones ambientales, las sitios con baja diversidad fueron los registrados cerca de los asentamientos poblacionales, donde son afectados por la sedimentación y el aporte de amonio, nitrato y fosfato. Los resultados obtenidos sugieren que la CNFL deben extender los programas de educación ambiental y asesorías en materia de acopio y reciclaje, así como planes de trabajo de la tierra y uso del suelo que adopten mejores prácticas agrícolas. El índice BMWP-CR debe mejorarse utilizando géneros en lugar de familias, asociadas a pruebas físicas y químicas a fin de generar un índice por cuenca.

## Agradecimientos

Un agradecimiento especial a mis amigos, profesores y profesoras de la Carrera de Biología.

A mi Tutor y Asesoras por apoyar y brindarme la ayuda necesaria para finalizar este trabajo.

A Meyer Guevara por ayudarme con la identificación de los insectos acuáticos.

A Hugo Leandro por ayudarme con los resultados de los parámetros físicos y químicos del agua, así como el préstamo de varias figuras.

A Iván Sandoval por ayudarme con la elaboración de algunos mapas.

A Krissia Mendez por apoyarme y darme ánimos durante la realización de este trabajo.

## **Dedicatoria**

A mis padres con mucho amor, por apoyarme durante toda mi vida y más especialmente en la culminación de mi carrera y la realización de este proyecto.

## Índice

Miembros del Tribunal .....	I
Resumen .....	II
Agradecimientos .....	III
Dedicatoria.....	IV
Índice .....	V
Índice de cuadros .....	VII
Índice de figuras.....	VIII
Abreviaturas.....	X
1. Introducción .....	1
1.1. Antecedentes.....	1
1.1.1. Contaminación en la Red Hídrica .....	2
1.1.2. Análisis Biológicos con Insectos Acuáticos.....	3
1.1.3. Evaluación físico-química de aguas.....	6
1.1.4. Calidad de agua determinada con macroinvertebrados ...	10
1.2. Justificación .....	13
1.3. Objetivos.....	15
1.3.1. Objetivo general.....	15
1.3.2. Objetivos Específicos.....	15
2. Metodología.....	16
2.1. Sitio de muestreo.....	16
2.1.1 Cronograma de muestreo .....	18
2.1.2 Características de los Sitios.....	20
2.2 Métodos biológicos para evaluar la calidad del agua.....	23
2.3. Métodos físicos y químicos para evaluar la calidad del agua .....	25
3. Resultados.....	29
3.1. Caracterización físico-química del agua .....	29
3.2. Caracterización Biológica .....	35
3.2.1. Abundancia .....	35
3.2.2. Diversidad .....	38
3.2.3. Análisis de agrupamiento .....	41
3.2.4. Índice de calidad BMWP-CR .....	42

3.3. Análisis de correlación .....	43
4. Discusión .....	44
4.1. Caracterización físico-química .....	44
4.2. Caracterización Biológica .....	47
4.2.1. Abundancia .....	47
4.2.2. Diversidad .....	51
4.2.3. Análisis de agrupamiento .....	53
4.2.4. Índice de calidad BMWP-CR .....	54
4.3. Análisis de correlación .....	56
5. Conclusiones .....	57
6. Recomendaciones .....	59
7. Bibliografía .....	61
8. Glosario .....	69
9. Anexos .....	71

## Índice de cuadros

<b>Cuadro 1</b>	<b>Localización de los puntos de muestreo en la Microcuenca del Río Tibás.....</b>	<b>21</b>
<b>Cuadro 2</b>	<b>Descripción de los sitios de muestreo en la Microcuenca del Río Tibás.....</b>	<b>22</b>
<b>Cuadro 3</b>	<b>Puntajes asignados a las familias de insectos acuáticos para el cálculo del índice BMWP-CR.....</b>	<b>24</b>
<b>Cuadro 4</b>	<b>Calidad del agua según el índice BMWP-CR.....</b>	<b>25</b>
<b>Cuadro 5</b>	<b>Métodos analíticos utilizados en el análisis de la calidad físico-química del agua de la microcuenca del río Tibás.....</b>	<b>26</b>
<b>Cuadro 6</b>	<b>Prueba de significancia de los valores de <math>H'</math> en los siete puntos de muestreo, durante el periodo de estudio.....</b>	<b>40</b>
<b>Cuadro 7</b>	<b>Valores recíprocos del índice Berger-Parker (<math>1/d</math>) de las estaciones de muestreo para los géneros recolectados.....</b>	<b>40</b>
<b>Cuadro 8</b>	<b>Coefficiente de correlación de Spearman, entre variables físicas, químicas, puntaje del BMWP-CR y diversidad (<math>H'</math>), durante el periodo de estudio.....</b>	<b>43</b>



## Índice de figuras

Figura 1	Zona de estudio: Cuenca alta del Río Virilla.....	16
Figura 2	Red hídrica y puntos de muestreo en la microcuenca del Río Tibás (Microcuenca IV) de la Cuenca Alta del Río Virilla.....	17
Figura 3	Uso del suelo en los puntos de muestreo en la microcuenca del Río Tibás.....	18
Figura 4	Datos de precipitación acumulada mensualmente en las estaciones meteorológicas Cerro Zurquí, Zurquí y San Josecito, desde 1971 a 2006.....	19
Figura 5	pH registrados en las estaciones de muestreo. Microcuenca del Río Tibás.....	30
Figura 6	Oxígeno disuelto registrados en las estaciones de muestreo. Microcuenca del Río Tibás.....	30
Figura 7	Valores de turbiedad registrados en las estaciones de muestreo. Microcuenca del Río Tibás.....	31
Figura 8	Temperatura registrada en las estaciones de muestreo. Microcuenca del Río Tibás.....	31
Figura 9	Concentración de nitrato y DBO registrada en las estaciones de muestreo. Microcuenca del Río Tibás.....	32
Figura 10	Concentración de amonio y fosfato registrada en las estaciones de muestreo. Microcuenca del Río Tibás.....	33
Figura 11	Media y desviación estándar de pH, oxígeno disuelto, turbiedad y DBO registrados en los sitios de muestreo en el periodo de estudio en la Microcuenca del Río Tibás.....	34
Figura 12	Media y desviación estándar de amonio, fosfato y nitratos registrados en los sitios de muestreo en el periodo de estudio en la Microcuenca del Río Tibás.....	35
Figura 13	Abundancia entomofaunística registrada en los sitios de muestreo durante la época lluviosa (setiembre 2004).....	36
Figura 14	Abundancia entomofaunística registrada en los sitios de muestreo durante la época de transición (diciembre 2004)	36
Figura 15	Abundancia entomofaunística registrada en los sitios de muestreo durante la época seca (diciembre 2004).....	37
Figura 16	Abundancia total de los órdenes más representativos registrados durante el periodo de estudio.....	38
Figura 17	Valor del índice de diversidad ( $H'$ ) a nivel genérico en las estaciones de muestreo durante el periodo de estudio..	39
Figura 18	Asociación de los sitios de muestreo según su similitud entomofaunística a nivel genérico, en época lluviosa (septiembre 2004).....	41
Figura 19	Asociación de los sitios de muestreo según su similitud entomofaunística a nivel genérico, en época de transición lluviosa - seca (diciembre 2004).....	42

<b>Figura 20</b>	<b>Asociación de los sitios de muestreo según su similitud entomofaunística a nivel genérico, en época seca (febrero 2005).....</b>	<b>42</b>
<b>Figura 21</b>	<b>Puntaje asignado a cada estación de muestreo según el índice BMWP-CR a lo largo del periodo de muestreo.....</b>	<b>43</b>

## Abreviaturas

ASPT	Average Score Per Taxon
BBI	Belgian Biotic Index
BMWP	Biological Monitoring Working Party
BMWP-CR	Biological Monitoring Working Party Costa Rica
°C	Grados Celsius
CBS	Chandler Score
$C_{mH}$	Coefficiente de asociación de Morisita-Horn
CNFL	Compañía Nacional de Fuerza y Luz
C.V.	Coefficiente de Variación
DBO <sub>5</sub>	Demanda Bioquímica de Oxígeno al quinto día
E.	Época
EBI	Extended Biotic Index
EPT	Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera
GI	Grados de libertad
H'	Índice de Diversidad de Shannon-Wiener
LAMRHI-UNA	Laboratorio de Manejo de Recurso Hídrico de la Universidad Nacional
mg/L	Miligramo por litro
MINAE-S	Del Ministerio del Ambiente y Energía
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitratos
NTU	Nephelometric Turbidity Units
PLAMA Virilla	Plan de Manejo Ambiental del Río Virilla
PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	Fosfatos
Rs	Análisis de correlación de Spearman
S	Desviación estándar
SIGNAL	Stream Invertebrate Grade Number-Average Level
TBI	Trent Biotic Index
Tc	Valor de "T" calculado

## **1. Introducción**

### **1.1. Antecedentes**

El recurso hídrico es uno de los más impactados por el deterioro de los recursos naturales. Muchos de los ríos alcanzan niveles de contaminación perjudiciales para los pobladores de zonas aledañas a éstos, lo cual afecta el desarrollo de las actividades antropogénicas que se practican en la cuenca (Guerrero 1996).

Ante esta situación, la Compañía Nacional de Fuerza y Luz (CNFL) inició en 1993 un Plan de Mejoramiento Ambiental en la parte alta de la Cuenca del Río Virilla. Esta área cuenta con uno de los mejores suelos del país, de una enorme productividad agrícola. También es una zona apta para la ganadería de leche y presenta los mayores índices de producción por unidad de área. Sin embargo, la intensidad en el uso del suelo contribuye a que en la cuenca se genere gran cantidad de los desechos sólidos producidos en el Valle Central (CNFL 1998).

Los esfuerzos de recuperación planteados por la CNFL deben darse en forma conjunta, sistemática e integral entre el gobierno, sus instituciones, la empresa privada y las comunidades (CNFL 1998). Debido a esto, la Universidad Nacional, por medio del Laboratorio de Manejo del Recurso Hídrico de la Escuela de Química, ha colaborado con la CNFL, dando seguimiento a la calidad biológica, física y química de los principales ríos que conforman la parte alta de la Cuenca del Río Virilla.

### 1.1.1. Contaminación en la Red Hídrica

La parte alta de la Cuenca del Río Virilla está conformada por cinco microcuencas. Las cuencas Virilla Superior, Macho, Pará y Paracito, ya han sido monitoreadas por el personal del Laboratorio de Manejo de Recurso Hídrico de la Universidad Nacional (LAMRHI-UNA). Los afluentes del Río Tibás forman parte de la cuarta microcuenca, a los que no se ha dado un adecuado seguimiento sobre su estado ambiental. La contaminación en esta red hídrica es uno de los principales problemas que afronta la CNFL, ya que el agua de estos ríos es utilizada para el consumo humano y otras actividades (Guerrero 1996). Los diferentes usos del suelo ocasionan perturbaciones ambientales en estos ecosistemas, lo cual induce a cambios en la estructura y función de los sistemas biológicos, además de desmejorar la calidad del agua (Charpentier y Tabash 1988).

✦ La evaluación de los parámetros físicos y químicos en estos ambientes, puede revelar cambios temporales en el agua y la presencia de un determinado contaminante, pero no refleja las posibles alteraciones que hayan sucedido tiempo atrás. Los métodos biológicos brindan una información más amplia de lo ocurrido en la cuenca, pues permiten hacer integraciones espaciales y temporales, realizar estudios de bioacumulación, dar respuesta a contaminaciones crónicas o puntuales y medir la degradación del ambiente (Posada *et al.* 2000 y Roldán 2003).

✦ El estudio de la calidad y ecología de las aguas superficiales brinda información acerca de las características físicas y químicas de la misma, así como el tipo de flora y fauna asociada. Mediante estos estudios puede conocerse el grado de contaminación del agua, su potabilidad para consumo humano y su grado de aceptabilidad en los procesos industriales y demás actividades relacionadas con el recurso (Roldán 1996).

Los desechos producidos por las actividades industriales crecen día con día y tienen como destino final los ríos, lo que provoca pérdida del hábitat para los organismos que allí habitan. A raíz de esto, la preocupación por evaluar la calidad de las aguas se ha incrementado y para ello, se han encontrado nuevos métodos de diagnóstico, entre los cuales, los biológicos,

junto con los físicos y químicos, detectan las perturbaciones, tipo y concentración de los contaminantes presentes en los cuerpos de agua (Roldán 1996).

### **1.1.2. Análisis Biológicos con Insectos Acuáticos**

El ecosistema acuático es el resultado de la interacción de los organismos que allí viven con la calidad fisicoquímica del agua, la atmósfera y el medio terrestre que lo rodea; posee características físicas y químicas que lo hacen fundamental y único para el desarrollo de la vida. Cualquier alteración que el ser humano cause en el ecosistema repercute en las estructuras de las comunidades que lo habitan, por ello es básico que al realizar estudios para evaluar la calidad del agua, estos deban considerar todos los posibles hábitats presentes en el área de muestreo (Roldán 2003).

Los ecosistemas más comunes son los lóticos y los lénticos. Los primeros se refieren a los ríos, quebradas, y arroyos donde las corrientes rápidas juegan un papel importante en la distribución de los macroinvertebrados, ya que los organismos aquí presentes tienen adaptaciones corporales para resistir la velocidad de la corriente. Los ecosistemas lénticos, por el contrario, son aquellos de aguas quietas o estancadas como lagos, embalses, remansos de ríos y algunas quebradas (dependiendo de su geomorfología). Estos ecosistemas presentan abundante vegetación ribereña y sumergida, lo que ofrece un variado hábitat para los organismos (Roldán 2003).

Los macroinvertebrados acuáticos reciben diferentes nombres dependiendo del tipo de adaptación que tengan para vivir, ya que se les puede hallar en la superficie, en el fondo o nadando libremente. Los organismos que viven sobre la superficie del agua (caminando, brincando o patinando) se denominan neustónicos; sus uñas, patas y exoesqueleto están recubiertos por una especie de cera que los hace impermeables, por lo que en vez de hundirse, doblan la superficie del agua aprovechando la tensión superficial. Los insectos que nadan libremente en el agua se llaman nectónicos, a este grupo pertenecen algunas familias de hemípteros,

coleópteros y efemerópteros (Roldán 2003). El último grupo son los bentónicos, que son todos aquellos organismos hallados en el fondo de ríos y lagos, viven en reptación o adheridos a piedras, troncos, restos de vegetación y sustratos similares. Este tipo de fauna incluye un gran número de organismos diferentes como efemerópteros, tricópteros, plecópteros, odonatos, hemípteros, dípteros, neurópteros, ácaros, crustáceos y otros grupos menores como oligoquetos (Cairns y Dickson 1971; Roldán 2003).

~El uso de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua tiene cada vez más aceptación entre los ecólogos y es uno de los métodos biológicos más usados en evaluaciones de impacto ambiental. La base para este tipo de estudios es la caracterización de las comunidades naturales por ser diversas y heterogéneas ya que, al presentarse alguna alteración moderada, comienzan a aumentar especies tolerantes y a disminuir las intolerantes. Además, puede ocurrir un aumento en los depredadores. Con perturbaciones altas desaparecen las especies intolerantes afectando las tramas alimenticias y si la perturbación es excesiva, solo quedan unas pocas especies representadas a veces por muchos organismos (Roldán 1996; 2003).

~Los organismos acuáticos muestran una respuesta duradera a los procesos de contaminación, que no siempre se detecta a través del control químico rutinario. Se considera que un organismo es un indicador de la calidad del agua al encontrarse invariablemente en un ecosistema de características definidas y cuando su población es porcentualmente superior o similar al resto de organismos con los que comparte el hábitat. Así por ejemplo, en ríos de montaña que se caracterizan por sus aguas frías, transparentes, oligotróficas y bien oxigenadas, se espera encontrar efemerópteros, tricópteros y plecópteros como órdenes dominantes, pero, también se espera encontrar odonatos, coleópteros, hemípteros, dípteros y otros grupos menores en bajas proporciones (Roldán 1996; 2003).

La temperatura es el factor más importante ante el cual la fauna bentónica debe adaptarse, ya que muchos estadios de su vida, así como su distribución, dependen de ésta. La temperatura también determina la diversidad y patrones de abundancia sobre los gradientes de elevación, tanto en aguas lénticas como lóxicas. Los procesos del metabolismo, crecimiento, emergencia y reproducción, están directamente relacionados con la

temperatura, mientras que la disponibilidad de alimento, su calidad y cantidad, pueden estar indirectamente relacionados con ella, aunque también asociados con la actividad microbiana (Merritt y Cummins 1996).

Las investigaciones realizadas por Dessaix et al. (1995) han mostrado que los parámetros hidrológicos propios de cada río, tales como el flujo, la velocidad de corriente, el área, la superficie del agua y el tipo de fondo, son los que permiten el establecimiento de determinadas especies. La abundancia de estas está influenciada por la estabilidad del sustrato, la cantidad y calidad del alimento y el desarrollo de macrófitas acuáticas. Estas alteraciones ambientales excluyen o limitan la presencia de taxones característicos de ríos lóticos, favoreciendo la presencia de especies de ambientes lénticos.

La duración de los ciclos de vida de los insectos acuáticos puede ser desde menos de dos semanas hasta varios años y está relacionada con el tipo de influencia que reciba de los factores ambientales del ecosistema. Por ejemplo, dependiendo de la temperatura de la corriente, pueden haber tres tipos principales de ciclos de vida: ciclos estacionales lentos, rápidos y ciclos no estacionales. En los dos primeros, ocurre un cambio distintivo en el tamaño de las larvas con el tiempo. En los taxones no estacionales, todo el tiempo se presentan individuos de varias edades (McCafferty 1983).

Los organismos acuáticos también pueden ser afectados por los distintos tipos de contaminantes que llegan al ecosistema, esto se refleja en una disminución de la densidad de sus poblaciones o la destrucción total de los individuos (Roldán 1996). Pero el tipo de organismo que es destruido o sobrevive, es un reflejo de las características y de la calidad del agua. La contaminación en estos ecosistemas como una forma de tensión ambiental, reduce la complejidad de las poblaciones acuáticas, según la sensibilidad que presenten los individuos de cada población (Cairns y Dickson 1971).

Los organismos bentónicos en general no reaccionan de la misma manera a la contaminación debido a sus características genéticas y a las condiciones ambientales. Sin embargo, en algunos grupos de insectos, los adultos han sido encontrados tolerantes a ciertos grados de contaminación, mientras que estados inmaduros o larvas de muchos efemerópteros, plecópteros, tricópteros y coleópteros son bastante sensibles e intolerantes a



los cambios medioambientales, que terminan por eliminar esta fauna (Cairns y Dickson 1971).

Los organismos tolerantes a la contaminación generalmente son aquellos que incrementan o que al menos no disminuyen su población sensiblemente en aguas con malas condiciones fisicoquímicas. Muchos oligoquetos, quironómidos y moluscos, son muy tolerantes, mientras que algunos hemípteros, dípteros, neurópteros y larvas de odonatos, presentan una tolerancia intermedia (Roldán 1996). Sin embargo una población de organismos tolerantes, combinado con la ausencia de grupos intolerantes, es un buen indicador de contaminación (Cairns y Dickson 1971).

Por las ventajas que ofrecen estos grupos como bioindicadores se han utilizado en la detección de la calidad del agua (Charpentier y Tabash 1988; Guerrero 1996 y Dahl *et al.* 2004). Además, pueden acumular y magnificar los efectos o consecuencias de sustancias químicas a bajos niveles. No obstante, este método biológico presenta el inconveniente de no ser capaz de medir exactamente la cantidad de sustancias químicas de interés (Roldán 1996). De modo que para dar un panorama general de la situación en un cuerpo de agua, se debe recurrir a mediciones físicas y químicas, con el fin de determinar los contaminantes que afectan al ecosistema.

### **1.1.3. Evaluación físico-química de aguas**

Las características físicas y químicas de los ríos son determinadas naturalmente por su geología, altitud y las partículas de sedimento que ingresan en ellos; sin embargo las lluvias y las actividades humanas son otros factores que modifican las condiciones ambientales de estos ecosistemas (Albers y Camardese 1993; Cushing y Allan 2001).

Algunas sociedades humanas, preocupadas por la contaminación hídrica, han aplicado la evaluación de aguas superficiales a través de métodos físicos y químicos, que se pueden medir en el campo y en el laboratorio, omitiendo los biológicos (Cairns y Dickson 1971). Más comúnmente se ha trabajado con estos parámetros porque las determinaciones físicas y químicas pueden expresarse en términos

numéricos, mientras que con las evaluaciones biológicas no siempre es así (Skoog *et al.* 1995).

Es importante reconocer que los datos biológicos no van a reemplazar a los físicos o químicos, estos proveen tendencias que complementan a los métodos biológicos, pero no son mutuamente excluyentes (Skoog *et al.*, 1995). Dentro de los parámetros que se toman en cuenta para valorar las condiciones ambientales del ecosistema acuático se consideran oxígeno disuelto, pH, temperatura del agua y del ambiente, turbiedad, DBO<sub>5</sub>, nitrato, amonio y fosfato. Con estos parámetros se determinan las concentraciones de los principales contaminantes en los cuerpos de agua superficiales (Leandro 2006).

**Oxígeno disuelto:** Altas concentraciones de oxígeno disuelto en las aguas favorecen la presencia de distintas formas de organismos vivos, pero si estos valores descienden, dichos organismos desaparecen o mueren. Las concentraciones en el agua dulce varían entre los 7.0 y 8.0 mg/L, valores iguales o menores a los 5,0 mg/L afectan a los organismos. En términos de porcentaje de saturación, un 80% indica una buena calidad del agua, mientras que valores menores a éste denotan deterioro en la calidad de la misma (Flanagan 1992).

**pH:** El pH en aguas dulces naturales cubre un amplio ámbito: de 4.5 en condiciones ácidas, hasta 10 en aguas donde es intensa la actividad fotosintética de las algas. Sin embargo, el ámbito más frecuentemente encontrado es de 6.5–8.0. Aguas con baja cantidad de sólidos disueltos por lo general presentan una baja capacidad de amortiguamiento de los cambios inducidos por causas externas (Flanagan 1992). Los valores extremos de pH afectan el sabor del agua y sus efectos corrosivos en los sistemas de distribución resultan un problema para el manejo de redes de abastecimiento de agua.

**Temperatura:** La temperatura del agua está directamente relacionada con la del aire y las fluctuaciones climáticas que ocasionan las variaciones de éste. Los efectos de la temperatura así como sus cambios, suelen ser críticos sobre los organismos vivos, resultando en una amplia y compleja variación de las condiciones. En las reacciones bioquímicas, particularmente en aquellas en las que interfieren bacterias y movilización de oxígeno, un

ascenso de 10°C en la temperatura duplica la velocidad de reacción. Al haber una mayor temperatura en el agua, hay un menor contenido de gases disueltos, una mayor respiración y crecimiento de los organismos. Esto provoca una mayor demanda de oxígeno y descomposición de la materia orgánica (Flanagan 1992).

La temperatura en las zonas tropicales permanece más o menos constante a lo largo del año, siempre baja en las altas montañas y alta a nivel del mar. Los organismos adaptados a estas temperaturas pueden ver su supervivencia amenazada con una leve fluctuación, ya que un pequeño cambio en la cantidad de energía que llega a nuestro planeta podría ser fatal y causar la desaparición de ciertas especies, ya sea por enfriamiento o sobrecalentamiento (Roldán 2003).

**Turbiedad:** La turbiedad define el grado de opacidad en el agua debido a partículas de materia en suspensión, esta depende de la concentración de las sustancias en dispersión o coloides, que determina la transparencia del agua, puesto que limita el paso de luz a través de ella (Roldán 2003). La turbiedad en el agua afecta el consumo de la misma, así como su utilidad en ciertos procesos industriales. Las partículas pueden interferir en el tratamiento del agua y en los procesos de desinfección causando graves consecuencias (Flanagan 1992).

La turbiedad puede ser *alóctona* (originada por materiales externos al ecosistema) o *autóctona* (producida por el mismo cuerpo de agua); la construcción de obras ingenieriles es la forma más frecuente de aumentar las partículas suspendidas en el agua, ya que dejan el terreno expuesto a la erosión. En el trópico, donde las precipitaciones son altas y frecuentes, la turbiedad se convierte en uno de los factores más perturbadores de los ecosistemas acuáticos. Aunado a esto, la deforestación y la agricultura intensiva se convierten en fuente de sedimentos, que al depositarse en el fondo de los ríos destruyen los hábitats de numerosas especies (Roldán 2003).

**Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>):** Por lo general, las aguas naturales sin contaminación poseen bajas concentraciones de materia orgánica disuelta (menos de 2 mg/L). Los desechos domésticos e industriales que llegan a los ríos agotan el oxígeno en el agua, ya que la materia

orgánica requiere de él para su descomposición. La  $DBO_5$  es un ensayo que permite valorar la cantidad de materia orgánica que se encuentra en un cuerpo de agua; el exceso de esta agota el oxígeno en el agua, adquiriendo un color turbio grisáceo y olor característico ácido sulfhídrico, por lo que es de esperar una fuerte reducción en la diversidad de macroinvertebrados, quedando solo aquellos adaptados para resistir dichas condiciones, como tubificidos y quironómidos rojos que son indicadores de este tipo de contaminación (Roldán 2003).

La DBO permite determinar la cantidad aproximada de oxígeno utilizado por los microorganismos en la oxidación aeróbica de la materia orgánica. La Royal Commission on Sewage Disposal ha adoptado como un criterio satisfactorio de calidad de agua un DBO de 4mg/L de oxígeno (Flanagan 1992).

**Nitrato:** La fuente principal de nitrógeno es el aire (79% en volumen). El nitrógeno atmosférico llega al agua a través de las descargas eléctricas y por la acción reductora de ciertas bacterias. La mayor parte del nitrógeno presente en los medios acuáticos naturales se encuentra como nitratos, en lugar de sus formas más reducidas nitritos y amonio. La presencia de estas iones (nitritos y amonio), es un indicio de reciente contaminación orgánica o la existencia de procesos reductivos predominantes (Roldán 2003).

Los cursos de agua dulce contienen bajas concentraciones de nitrito en condiciones anaeróbicas, el cual rápidamente se puede oxidar a nitrato. Esta sustancia es de la mayor relevancia en la determinación de la calidad del agua de consumo humano así como para la detección de impactos orgánicos o industriales. Las concentraciones de nitrato en aguas naturales no exceden de 0.1 mg/L  $NO_3^-$ , valores superiores a 5 mg/L indican la presencia de contaminación orgánica como aguas negras o fertilizantes. (Brugnoli 1999).

La contaminación orgánica y la agricultura son las fuentes principales de nitrógeno en el agua. Un exceso de nitrógeno desencadena el proceso de eutroficación, que se manifiesta por un crecimiento masivo de algas y plantas acuáticas, lo que hace que el ecosistema sufra cambios drásticos en los hábitats presentes y así provoca una fuerte reducción en la diversidad de especies (Roldan 2003).

**Amonio:** el amonio se presenta generalmente en aguas naturales, aunque en muy pequeñas cantidades, como resultado de la actividad microbiológica que causa la reducción del nitrógeno contenido en varios compuestos. Cuando se presenta en niveles superiores a 0.1mg/L, es un indicador seguro de que el agua está contaminada. Desde el punto de vista de la salud humana, la presencia de amonio es significativa, porque indica la posible presencia de desechos contaminantes y consecuentemente, de microorganismos patógenos (Flanagan 1992).

**Fosfato:** el fósforo, junto con el nitrógeno en forma de nitrato, promueve el crecimiento de algas y plantas acuáticas (Flanagan 1992). En comparación con el nitrógeno, la abundancia es 10 veces menor, pero su efecto en la eutroficación es mayor, pues milésimas de miligramo pueden activar crecimientos de fitoplancton que afectan la estructura y funcionamiento del ecosistema acuático. El fósforo se encuentra en rocas fosfatadas y en 200 minerales más. Las lluvias arrastran los fosfatos al agua donde son utilizados por las plantas y por el fitoplancton (Roldán 2003). Según Brugnoli (1999) las concentraciones de fosfato halladas en aguas limpias se encuentran en un ámbito de 0.005 a 0.020 mg/L  $\text{PO}_4^{-3}$ .

#### **1.1.4. Calidad de agua determinada con macroinvertebrados**

Los seres vivos ocupan en la naturaleza un nicho ecológico determinado, lo cual quiere decir, que la especie es exigente respecto a las cualidades físicas, químicas y estructurales de su hábitat específico. Los cambios que ocurren en el ambiente se reflejan en la composición de los nichos, no causan perjuicio a las especies “sensibles” y permiten seleccionar a las especies resistentes a los cambios ambientales, las que se denominan indicadoras. Las especies indicadoras son las que ocupan los nichos inalterados o “creados” por la perturbación ambiental (Murgel 1984).

Marqués *et al.* (2001) manifiestan que en un principio los trabajos realizados con bentos pretenden evaluar el grado de integración biótica a partir de estas comunidades en sistemas acuáticos perturbados por acción antropogénica. Los macroinvertebrados acuáticos son preferidos para evaluar

la calidad del agua a lo largo del tiempo por ser abundantes, relativamente fáciles de coleccionar y tienen el suficiente tamaño para ser observados sin necesidad de microscopio o se puede prescindir de infraestructura sofisticada. Además, de otras ventajas como por ejemplo, son: universales, sedentarios, sensibles a perturbaciones, presentan largos ciclos de vida, muestran una respuesta inmediata ante un determinado impacto, existe un patrón de estímulo-respuesta ante alteraciones físicas y químicas y existen métodos de evaluación y conocimiento sobre taxonomía para algunas regiones (Guerrero, 1996 y Toro *et al.* 2003); ya que aparecen en un rango limitado y característico de ambientes en su ámbito geográfico y tienden a ser más abundantes dentro de su hábitat óptimo (Dahl *et al.* 2004).

El uso de estos insectos como bioindicadores radica en su preferencia por ciertos tipos de ambientes; por ejemplo, algunos individuos de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT) requieren hábitats con agua de alta calidad para vivir. La presencia o ausencia, junto con el número de individuos presentes en un lugar del río en particular, ha servido para desarrollar varios índices de calidad de agua. Otros índices han sido desarrollados usando varias combinaciones en el número de EPT para desarrollar rangos en conjunción con la presencia y números de individuos de otros organismos menos tolerantes (Cushing y Allan 2001).

La expresión práctica del conocimiento de la taxonomía de las especies o grupos que conforman las comunidades acuáticas se convierte en un sistema que permite la evaluación de la calidad del agua en un sitio usando los organismos encontrados en él. La información taxonómica se traduce en un índice, valor, o clase de calidad de agua que hace a los resultados más accesibles para aquellas personas que deben tomar decisiones acerca del manejo de los cuerpos de agua (Riss *et al.* 2002).

Uno de los primeros índices bióticos utilizados fue el sistema sapróbico, que se basa en los estados de descomposición de la materia orgánica asociados con el descenso en el oxígeno disuelto; toma en cuenta la abundancia relativa de cada organismo en una muestra (Guerrero, 1996; Dahl *et al.* 2004). En Europa, según Guerrero (1996), los índices bióticos más usados son el Trent Biotic Index (TBI) y el Chandler Score (CBS); este

último tiene cinco niveles de abundancia y el conteo de cada especie indicadora es usado en relación con su abundancia.

El TBI puede ser usado a nivel de familia o género, pero uno de sus defectos es que la abundancia de los macroinvertebrados se ignora y por lo tanto varias modificaciones de este índice incluyen la abundancia relativa del taxón indicador. El CBS, el Belgian Biotic Index (BBI) y el Extended Biotic Index (EBI) utilizan métodos de muestreo cuantitativos o semicuantitativos. En el Reino Unido el TBI fue modificado al Biological Monitoring Working Party (BMWP) y al Average Score Per Taxon (ASPT) (Dahl *et al* 2004).

El ASPT se calcula al dividir el puntaje del BMWP por el número de familias indicadoras presentes en el muestreo, este resultado explica en gran proporción la varianza en los datos ambientales. Basado en el ASPT y modificado del BMWP surge el Stream Invertebrate Grade Number-Average Level (SIGNAL), se trabaja a nivel de familia y el criterio se basa en muestras tomadas en sitios de referencia limpios y con varios grados de contaminación, sea por efluentes urbanos o municipales (Mandaville 2002).

La determinación de la calidad del agua por medio del índice BMWP se logra asignándole un valor numérico o puntaje a las familias de insectos acuáticos encontrados en los sitios de estudio. El valor asignado es el utilizado en el índice de Biological Monitoring Working Party adaptado para Costa Rica (BMWP-CR) el cual es reconocido legalmente a través del Decreto N° 33903-MINAE-S “Reglamento para la evaluación y clasificación de la calidad de cuerpos de agua superficiales”. El índice le asigna un valor entre 1 y 10 a todos los grupos de macroinvertebrados identificados a nivel de familia, de acuerdo a su grado de tolerancia a la contaminación. Por ejemplo, aquellas familias más sensibles reciben la máxima puntuación (10), mientras que las más tolerantes reciben la puntuación más baja (1). La suma de los puntajes de todas las familias brinda un puntaje total en el BMWP-CR, el cual da una estimación de la calidad del agua (Roldán 1996).

La calidad del agua obtenida mediante la aplicación del BMWP-CR no necesariamente corresponde con los niveles y concentraciones de los contaminantes identificados a través de análisis físicos y químicos, en un sitio de estudio. El índice utiliza como nivel taxonómico a las familias para

brindar un puntaje a la calidad del agua, pero es importante que en el futuro los puntajes sean asignados a nivel de género, ya que esto evita ciertas incoherencias en dichos índices como, por ejemplo, que algunos géneros de una misma familia presentan especies tolerantes o sensibles al mismo tipo de contaminación.

## **1.2. Justificación**

La parte alta de la Cuenca del Río Virilla es de gran interés para el país y en especial para el Área Metropolitana, ya que los recursos hídricos de esta cuenca son aprovechados en actividades económicas importantes, como generación hidroeléctrica, captación de agua potable, producción agroindustrial y extracción de materiales, entre otros. Debido a la importancia de su uso, se hace necesario invertir en su manejo a fin de hacer un uso racional de la misma para prolongar los beneficios obtenidos hasta ahora.

La Microcuenca del Río Tibás es parte de la red hídrica de la Cuenca del Río Virilla y está conformada por cuatro ríos principales: Tures, Lajas, Tranqueras y Tibás. Esta microcuenca ha sido objeto de contaminación y perturbaciones debido al acelerado crecimiento urbano, a la agricultura, a la descarga de aguas residuales, sedimentación por erosión y la descomposición de basura arrojada por los vecinos de las urbanizaciones.

Debido a lo anterior, la Compañía Nacional de Fuerza y Luz (CNFL) ha impulsado desde 1993, un programa orientado a la disminución de la contaminación, llamado Plan de Manejo Ambiental del Río Virilla (PLAMA Virilla). Como parte de este programa, la CNFL y la Universidad Nacional, por medio del Laboratorio de Manejo de Recurso Hídrico de la Escuela de Química, han monitoreado la cuenca en su parte alta, no obstante, la microcuenca del Río Tibás requiere mayor seguimiento dada su vulnerabilidad ante la actividad antropogénica. Por tal motivo se efectuó un estudio de la calidad del agua en esta microcuenca, dado que las actividades que en ella se desarrollan dependen de la buena calidad de la misma y se



hace indispensable proteger las tomas de agua potable y las zonas de recarga de sus afluentes.

La evaluación de la calidad del agua se ha realizado tradicionalmente con base en los análisis físicos, químicos y bacteriológicos; sin embargo, muchos países han aceptado la inclusión de las comunidades acuáticas como elemento fundamental en la evaluación de la calidad de los ecosistemas acuáticos, entre ellos Costa Rica con el Decreto N° 33903-MINAE-S. Los intercambios de materia y energía entre los organismos vivos y el ambiente abiótico de estos ecosistemas, hace necesario que tanto los análisis biológicos y químicos se relacionen estrechamente en la evaluación de las aguas naturales, ya que los mismos tienen papeles complementarios.

El método más aceptado para llevar a cabo este tipo de estudios es mediante la determinación de las comunidades de insectos acuáticos, ya que debido a sus diferentes límites de tolerancia a condiciones ambientales, son capaces de reflejar la calidad de los ecosistemas (Cairns y Dickson 1971). Las técnicas que utilizan macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad, han sido ampliamente utilizadas desde hace varias décadas, y entre ellas, una de las más comunes es el índice biológico Biological Monitoring Working Party, adaptado para Costa Rica. Los estudios basados en esta metodología han permitido un conocimiento del estado ecológico de los ríos, lo cual sirve de base para elaborar planes de recuperación en las cuencas contaminadas. Sin embargo, para obtener información más amplia en cuanto al tipo de contaminación y la concentración de la misma, es necesario recurrir a métodos químicos estándares que respalden el resultado del análisis biológico (Roldán 1996).

Los resultados serán entregados a la CNFL, específicamente al PLAMA Virilla para que lleven a cabo las medidas y recomendaciones pertinentes en cuanto al mejoramiento del recurso hídrico para que sea mejor aprovechado.

### **1.3. Objetivos**

#### **1.3.1. Objetivo general**

Valorar integralmente la entomofauna acuática y los factores físicos y químicos del ambiente acuático en la red hídrica del Río Tibás para un adecuado manejo de la microcuenca.

#### **1.3.2. Objetivos Específicos**

Determinar la calidad biótica de los ecosistemas acuáticos de la red hídrica del Río Tibás, mediante el uso de la entomofauna acuática.

Identificar los principales parámetros físicos y químicos que pueden afectar la calidad de la red hídrica del Río Tibás.

Relacionar las variables físicas y químicas con la calidad biótica, evidenciando los parámetros que perjudican el establecimiento de las comunidades bénticas y el mejoramiento de la calidad del agua.

Brindar recomendaciones fundamentadas en el estudio realizado para el manejo integral de la microcuenca del Río Tibás.

## 2. Metodología

### 2.1. Sitio de muestreo

El área donde se llevó a cabo el estudio, la Microcuenca del Río Tibás, se ubica en la parte alta de la cuenca del Río Virilla, en el extremo este de la cuenca del Río Grande de Tárcoles, entre las coordenadas geográficas  $9^{\circ}57'30''$  a  $10^{\circ}05'00''$  de latitud norte y  $83^{\circ}54'00''$  a  $84^{\circ}05'00''$  de longitud oeste. La altura máxima es de 2 950 m.s.n.m. y la mínima de 1 100 m.s.n.m., pero la mayoría del estudio se llevó a cabo entre los 1 300 y 1 500 m.s.n.m. (Fig. 1).



Figura 1. Zona de estudio: Cuenca alta del Río Virilla  
(Fuente: Leandro 2006).

La microcuenca considerada abarca aproximadamente 47 Km<sup>2</sup>, se sitúa en el extremo noroeste de la parte alta de la Cuenca del Río Virilla y está formada por los Ríos Tures, Tranqueras, Lajas y Tibás, siendo este último el más importante por incluir otros tributarios menores (Fig. 2). La principal actividad agrícola que se desarrolla en esta zona es el cultivo del café. También posee áreas con cobertura boscosa que forman parte del Parque Nacional Braulio Carrillo. Dentro de la misma se encuentran varios asentamientos urbanos (Fig. 3).

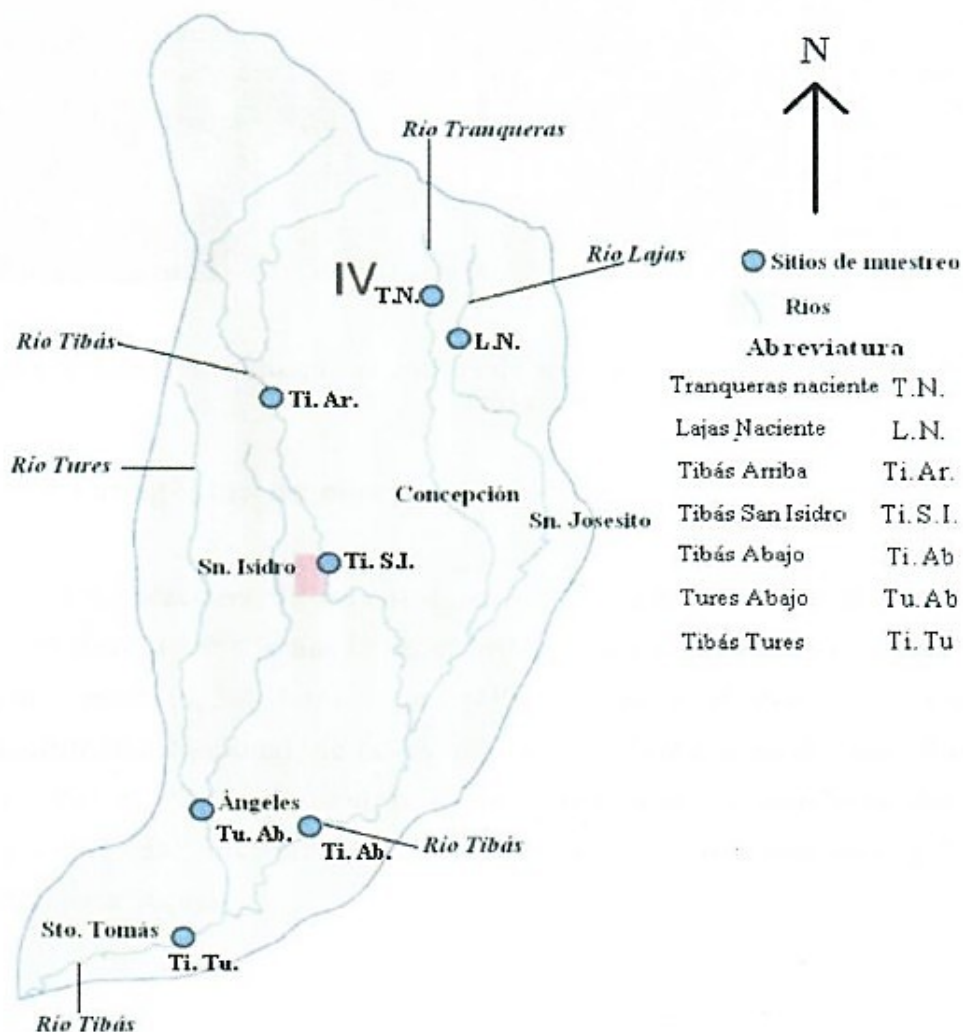


Figura 2. Red hídrica y puntos de muestreo en la microcuenca del Río Tibás (Microcuenca IV) de la Cuenca Alta del Río Virilla. (Fuente: Laboratorio de Manejo del Recurso Hídrico. UNA.)

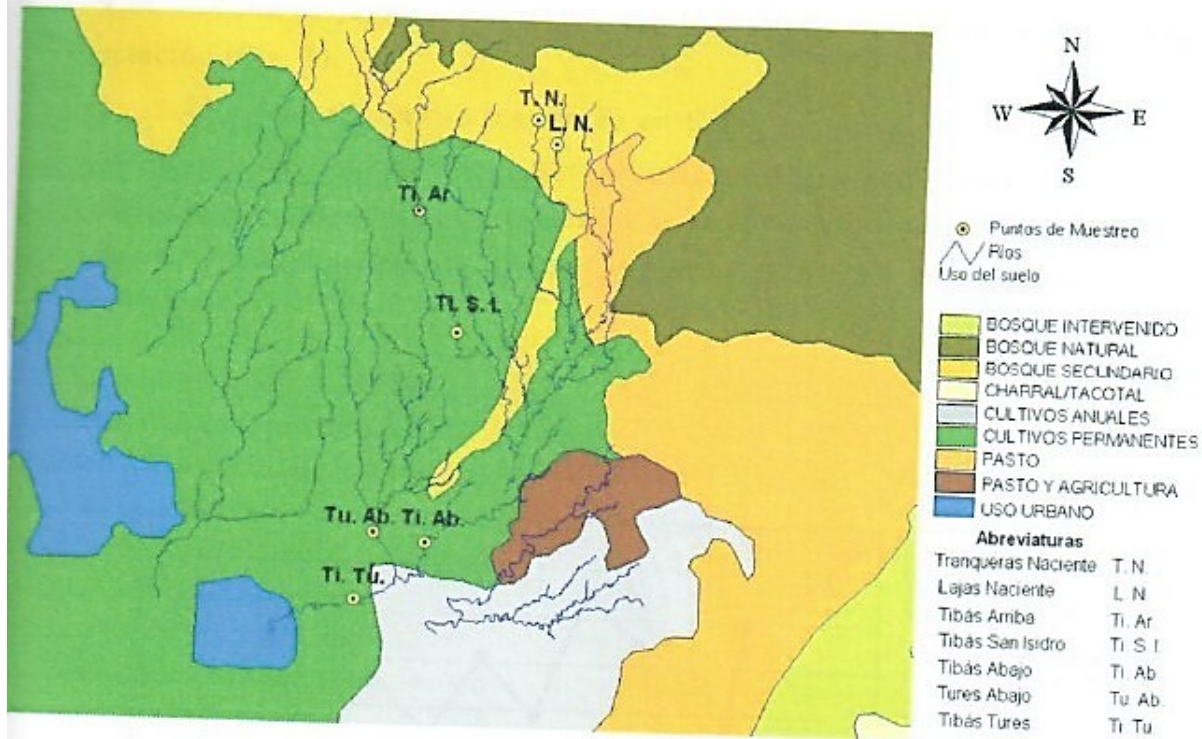


Figura 3. Uso del suelo en los puntos de muestreo en la microcuenca del Río Tibás

### 2.1.1 Cronograma de muestreo

La recolección de muestras para la determinación de la calidad del agua se llevó a cabo tomando en cuenta los patrones de lluvia de la zona de estudio, mediante los datos de precipitación que se obtuvieron del Instituto Meteorológico Nacional, de las estaciones San Josecito de Heredia, Zurquí y Cerro Zurquí. Se realizaron tres muestreos, uno en setiembre del 2004 (época lluviosa), diciembre 2004 (época transición lluviosa-seca) y febrero 2005 (época seca).

Los patrones de precipitación anual registrados en las estaciones meteorológicas de San Josecito y Zurquí presentaron sus máximos en setiembre y octubre y el mínimo en marzo, observándose el patrón de lluvia

característico del Valle Central, en el cual la época seca va de enero a abril y la lluviosa de junio a noviembre, con un periodo de transición entre cada estación (Fig. 4).

El patrón de lluvias registrado en Cerro Zurquí varía con respecto al de las otras estaciones, ya que el máximo de precipitación ocurre en diciembre y sus mínimos en febrero y abril, con un periodo de drástica disminución en setiembre, similar al patrón de lluvias de la vertiente del Caribe (Fig. 4).

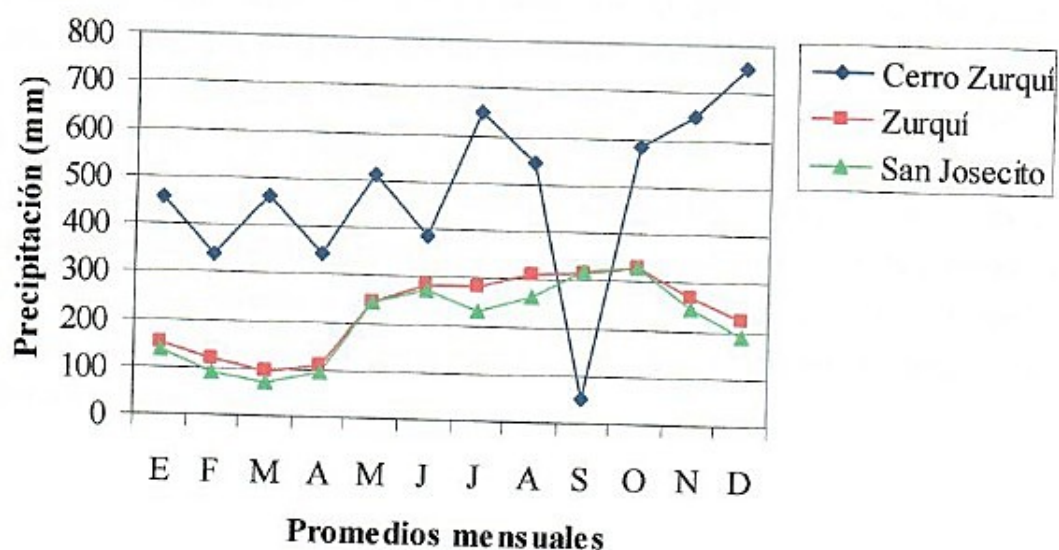


Figura 4. Datos de precipitación acumulada mensualmente en las estaciones meteorológicas Cerro Zurquí, Zurquí y San Josecito, desde 1971 a 2006. (Fuente: Instituto Meteorológico Nacional, 2006)

### **2.1.2 Características de los Sitios**

Los puntos de muestreo fueron elegidos tomando en cuenta el tipo de ambiente preferido por las especies de entomofauna acuática como fondos arenosos, rocosos y cúmulos de materia vegetal; Además, se tomó en cuenta las actividades antropogénicas que se desarrollan en el lugar y los asentamientos urbanos que se observaron durante la visita de reconocimiento (Cuadros 1 y 2).

Los sitios Lajas y Tranqueras se ubicaron en dichos ríos lo más cercano posible de su nacimiento, bajo el criterio de que a mayor altura se encuentran más lejos de actividades antropogénicas y de focos de contaminación, por lo que deberían presentar una calidad de agua buena y a su vez sirvan de sitios control para Tibás Arriba, ubicado en la parte alta del Río Tibás. Tibás San Isidro y Tibás Abajo fueron ubicados en la parte baja de la microcuenca por estar rodeados de núcleos urbanos, actividades agrícolas e industriales, al igual que Tures Abajo, el cual sirve de referencia a los dos sitios anteriores. El último sitio (Tibás-Tures) se tomó en cuenta por ser el lugar donde confluyen los ríos de su mismo nombre y sus tributarios (Fig. 3).

Cuadro 1. Localización de los puntos de muestreo en la Microcuenca del Río Tibás.

<b>Punto de muestreo</b>	<b>Lugar</b>	<b>Abreviatura</b>	<b>Altura (m.s.n.m.)</b>	<b>Localización</b>
Tranqueras (naciente)	San Josecito	T.N.	1 700	10°03'115" N 84°02'261" O
Lajas (naciente)	San Josecito	L.N.	1 650	10°02'896" N 84°02'347" O
Tibás (arriba)	Concepción	Ti.Ar.	1.500	10°01'976' N 84°04'666" O
Tibás San Isidro	San Isidro	Ti.S.I.	1 325	10°01'109' N 84°03'358" O
Tibás abajo	Santo Domingo	Ti.Ab	1 150	9°59'170" N 84°03'579" O
Tures (abajo).	San Miguel	Tu.Ab	1 150	9°59'380" N 84°04'055" O
Tibás-Tures	Santo Tomás	Ti.Tu	1 115	9°58'636" N 84°04'165" O



Cuadro 2. Descripción de los sitios de muestreo en la Microcuenca del Río Tibás (ver figuras 2 y 3).

SITIO	UBICACIÓN	VEGETACIÓN	GEOGRAFÍA	CAUDAL	ALTERACIÓN
T. N.	Reserva Cordillera Volcánica Central, a 1Km de la entrada principal	Rodeado de bosque secundario	Pendiente pronunciada	Bajo, aumentó en febrero	Baja, sin asentamientos urbanos, visitado por campistas.
L. N.	200m río arriba de la entrada a una propiedad	Cobertura vegetal ribereña abundante	Pendiente pronunciada, discurre paralela a T.N.	Bajo	Moderada presencia de viviendas y ganado
Ti. Ar.	Cerca de una carretera rural	Vegetación ribereña en sus márgenes abundante.	Pendientes pronunciadas	Muy turbulento	Viviendas aledañas al cauce, sin presencia de ganado.
Ti.S.I.	San Isidro de Heredia, 200m noreste de la iglesia católica	Escasa cobertura ribereña	Aguas abajo del sitio se encuentra la unión de los ríos Lajas, Tranqueras y Tibás.	Bajo moderado	Influencia antropogénica por la presencia de desechos domésticos.
Ti.Ab.	En el Río Tibas, 200 m río abajo del puente entre Los Ángeles y San Miguel	Sin cobertura boscosa rodeado de tacotales.	Presencia de zonas de cultivo como cafetales y de lotes baldíos.	Bajo moderado	Presencia de asentamientos urbanos y basura de tipo doméstico.
Tu.Ab.	Cerca de la carretera a San Miguel de Santo Domingo de Heredia.	Vegetación de tacotal.	Sin pendientes, lecho angosto, limoso y arcilloso	Muy bajo.	Actividades humanas, rodeada de cafetales y viviendas
Ti.Tu.	Bajo el puente de hamaca que comunica Santo Domingo con la carretera a Limón.	Predominan los cultivos de café y tacotales.	Confluencia de los ríos Tures y Tibás. No hay pendientes y el lecho es de roca.	Bajo, poco turbulento.	Presencia de desechos domésticos, aunque no hay viviendas cerca.

## 2.2 Métodos biológicos para evaluar la calidad del agua

Se utilizaron los métodos de colecta y análisis descritos por Merritt y Cummins (1996) y Roldán (1996). Las colectas de macro invertebrados se hicieron con redes para bentos tipo “D-net”, en hábitats representativos para los insectos acuáticos, como lodo, fondos rocosos y puñados de hojarasca.

Para la toma de muestras se utilizó el método de Upton (1991), que consistió en la fijación de una red al sustrato en contra corriente y la remoción, aguas arriba, de los diferentes sustratos elegidos, para que los organismos fueran arrastrados por la corriente y atrapados en la red (Roldán 1996). El material recolectado se depositó en un recipiente plástico y se fijó con etanol al 80% para su posterior análisis en el laboratorio.

Las muestras de bentos fueron separadas e identificadas al menor nivel taxonómico posible (en los casos donde no se pudo llegar a género, se dejó a nivel taxonómico de familia), con ayuda de un estereoscopio Optima Mod. ZM-160AT y claves dicotómicas de McCafferty (1983), Courtney *et al.* (1996), Edmunds y Waltz (1996), Evans y Neunzig (1996), Morse y Holzenthal (1996), Polhemus (1996), Roldán (1996), Stewart y Harper (1996), Westfall y Tennessen (1996), White y Brigham (1996), Wiggins (1996 a, b) y Spriger y Hanson (2005). Los insectos acuáticos se preservaron en frascos pequeños de diferente capacidad, dependiendo del tamaño de los individuos, con etanol al 70%. Con base en la composición entomofaunística se calculó el índice Biological Monitoring Working Party modificado para Costa Rica o BMWP-CR, para determinar la calidad biológica del agua (Cuadro 3).

Cuadro 3. Puntajes asignados a las familias de insectos acuáticos para el cálculo del índice BMWP-CR (Decreto N° 33903, 2007).

PUNTAJE	ORDEN	FAMILIAS
10	Diptera	Blephariceridae; Athericidae
	Ephemeroptera	Heptageniidae
	Plecoptera	Perlidae, Perlodidae, Chloroperlidae
	Trichoptera	Lepidostomatidae; Odontoceridae; Hydrobiosidae
8	Ephemeroptera	Leptophlebiidae
	Odonata	Cordulegastridae; Corduliidae; Aeshnidae
	Trichoptera	Limnephilidae; Calamoceratidae; Leptoceridae; Glossosomatidae
7	Coleoptera	Ptilodactylidae
	Odonata	Gomphidae; Lestidae; Megapodagrionidae; Protoneuridae
	Trichoptera	Philopotamidae
6	Odonata	Calopterygidae; Coenagrionidae; Libellulidae
	Megaloptera	Corydalidae
	Trichoptera	Hydroptilidae; Polycentropodidae
	Ephemeroptera	Caenidae
5	Trichoptera	Hydropsychidae
	Coleoptera	Dryopidae; Hydraenidae
	Ephemeroptera	Leptohiphidae; Oligoneuriidae; Polymitarciidae; Baetidae
4	Coleoptera	Chrysomelidae; Curculionidae; Haliplidae; Lampyridae; Psephenidae; Staphylinidae; Dytiscidae; Gyrinidae
	Diptera	Dixidae; Simuliidae; Tipulidae; Dolichopodidae; Empididae; Muscidae; Sciomyzidae; Ceratopogonidae; Stratiomyidae; Tabanidae
	Hemiptera	Belostomatidae; Corixidae; Naucoridae; Gerridae; Hydrometridae; Mesoveliidae; Pleidae; Nepidae; Notonectidae
3	Coleoptera	Elmidae; Hydrophilidae
	Diptera	Psychodidae
	Hemiptera	Veliidae
2	Diptera	Chironomidae; Culicidae; Ephydriidae, Thaumaleidae
1	Diptera	Syrphidae

Este índice asigna un valor a la calidad del agua entre 0 y un máximo no determinado que no suele superar los 200 puntos. Con base en este puntaje se establecen seis clases de calidad para el agua (Cuadro 4).

Cuadro 4. Calidad del agua según el índice BMWP-CR, (Decreto N° 33903, 2007).

<b>NIVEL DE CALIDAD</b>	<b>BMWP</b>
Aguas de calidad excelente	>120
Aguas de calidad buena, no contaminadas o no alteradas de manera sensible	101-120
Aguas de calidad regular, eutrófica, contaminación moderada	61-100
Aguas de calidad mala, contaminadas	36-60
Aguas de calidad mala, muy contaminadas	16-35
Aguas de calidad muy mala extremadamente contaminadas	<15

### **2.3. Métodos físicos y químicos para evaluar la calidad del agua**

Se colaboró con Leandro (2006) en la colecta y análisis de las muestras físicas y químicas, cuyos valores serán utilizados para la discusión de las relaciones biológicas del presente trabajo. Se emplearon los métodos analíticos descritos en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (American Public Health Association *et al.* 1998). Las muestras de agua, se conservaron en hieleras a una temperatura menor o igual a los 10°C, posteriormente fueron analizadas en el Laboratorio de Manejo del Recurso Hídrico de la Escuela de Química de la Universidad Nacional.

Los análisis físicos y químicos efectuados fueron nitrato, fosfato, demanda bioquímica de oxígeno, oxígeno disuelto, temperatura, sólidos totales, turbiedad y pH, (Cuadro 5). Para cada parámetro se obtuvo un valor medio a partir de los tres muestreos realizados en cada una de las estaciones. Como medidas de dispersión absoluta y relativa se usaron la desviación

estándar (S) y el coeficiente de variación (CV), respectivamente (Posada *et al* 2000).

Cuadro 5. Métodos analíticos utilizados en el análisis de la calidad física y química del agua de la microcuenca del Río Tibás.

Parámetro	Fórmula Química	Unidades	Método	Descripción
Turbidez	/	NTU	Turbidimétrico	Medición <i>in situ</i> con Turbidímetro DRT-15CE
Temperatura	/	°C	Termómetro	Medición <i>in situ</i>
Oxígeno disuelto	O <sub>2</sub>	mg/L O <sub>2</sub>	Electrométrico	Medición <i>in situ</i> con oxigenómetro YSI Model S8
pH	/	Unidades de pH	Electrométrico	Medición de pH <i>in situ</i> con pH metro Hanna HI9025.C
Nitratos	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/LN-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cromatografía de iones con detector de conductividad	Análisis de laboratorio en un Cromatógrafo HPLC
Fosfatos	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	mg/L P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Espectrofotométrico	Digestión con el método de persulfato de amonio, desarrollo de color con cloruro de estaño y determinación con espectrofotómetro HPLC
DBO <sub>5</sub>	/	mg/L O <sub>2</sub>	Winkler	Diferencia de concentración de oxígeno disuelto en 5 días, a 20°C
Amonio	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/L N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Espectrofotométrico	Método de fenato

Los resultados del Índice BMWP y de las pruebas físicas y químicas, fueron usados en la determinación del grado de asociación entre la calidad biológica del agua y la concentración de las sustancias analizadas. Este

análisis se hizo bajo la hipótesis de que los puntos de muestreo con mejor calidad de agua, presentarán una mayor diversidad de insectos.

Mediante el programa computacional Species diversity and Richness 4.0, se calcularon para cada estación de muestreo los índices de diversidad y riqueza de Shannon-Wiener ( $H'$ ) y el recíproco de Berger-Parker ( $1/d$ ) respectivamente con los que se determinó cuales sitios fueron más diversos, de acuerdo a las especificaciones de Henderson y Seaby (1997) y Magurran (1988), bajo el supuesto de que las estaciones con mayor diversidad deberán presentar una mayor riqueza. Además, se valoró la existencia de diferencias significativas temporales en el valor de  $H'$  de cada lugar muestreado, siguiendo los criterios de Magurran (1988).

Los niveles de significancia escogidos para el establecimiento de diferencias estadísticamente significativas entre los grupos en comparación son referidos según la siguiente simbología:

- \* : diferencia significativa ( $p < 0.05$ )
- \*\* : diferencia altamente significativa ( $p < 0.01$ )
- \*\*\*: diferencia muy altamente significativa ( $p < 0.001$ )

La asociación entre los parámetros de calidad física y química del agua, los valores de  $H'$  y el puntaje del BMWP-CR, se determinó con una prueba no paramétrica de "r" de Spearman. El análisis de correlación de Spearman ( $R_s$ ) se realizó con el fin de determinar si dos variables son independientes o varían conjuntamente (covarían), de esta manera se puede establecer el grado de asociación entre pares de variables en la muestra (Sokal & Rohlf 1979). El valor de  $R_s$  es una estimación del coeficiente de correlación de rangos, puede variar de -1 a +1, siendo los extremos correlaciones perfectas y el valor 0 una correlación nula (Gutiérrez 2000). Para el estudio comparativo de distribución espacio-temporal de los géneros encontrados, se confeccionó una matriz con el número de individuos por género en cada estación de muestreo. A partir de ella se calculó la concordancia entre parejas de áreas muestreadas, por la comparación de la frecuencia de niveles en los que ocurrió concordancia con todas las localidades involucradas, a través del coeficiente de asociación de Morisita-Horn:

$$C_{mH} = 2\sum(a_n b_n) / (da + db)aN \cdot bN$$

donde " $C_{mH}$ " es el índice de Morisita -Horn, " $aN$ " es el número de individuos en la estación de muestreo A,  $bN$  el número de individuos en la estación de muestreo B,  $an_i$  el número de individuos en la  $i$ -ésima especie en A y  $bn_i$  el número de individuos en la  $i$ ésima especie en B (Magurran 1988). Los resultados de estos análisis se graficaron en un dendrograma de similitud, según el método de ligamiento simple o agrupamiento del vecino más cercano (Pielou 1984). La forma de ponderación empleada para los ligamientos de los grupos fue la "UPGMA" (en inglés: Unweighted Pair-Group Method Using Arithmetic Averages). Los cálculos finales se efectuaron con el programa computacional ACON3.BAS, para calcular y resolver matrices de similitud (Navarro 1984). Siguiendo las indicaciones de Crisci y López (1983), se excluyeron del análisis los géneros presentes en todos los sitios de muestreo.

### **3. Resultados**

#### **3.1. Caracterización físico-química del agua**

Las figuras de 5 a 10 muestran el comportamiento de los parámetros físicos y químicos durante los tres periodos de muestreo. Los datos revelan valores de pH, oxígeno disuelto y turbiedad dentro de los valores normales para aguas poco contaminadas (Fig. 5, 6 y 7), que en algunas estaciones aumentan o disminuyen a lo largo del periodo de estudio, pero no sobrepasan o decaen de los niveles permisibles, según Flanagan (1992), para una calidad de agua aceptable salvo en Tranqueras y Tibás Arriba, donde se registraron en el último muestreo valores de pH ácidos (5.7 y 5.2 respectivamente) por debajo del ámbito más frecuentemente encontrado. Las estaciones Tibás Abajo, Tures Abajo y Tibás-Tures presentaron la mayor concentración de partículas en suspensión durante la época lluviosa. En el periodo de estudio la temperatura del agua y la ambiental oscilaron entre 13.9 °C en T.N. y 20 °C en Tu.Ab. (Fig. 8), se detectó que la primera está directamente relacionada con la segunda y en un ámbito normal, por lo que se excluye del resto de los análisis (Anexo 1).



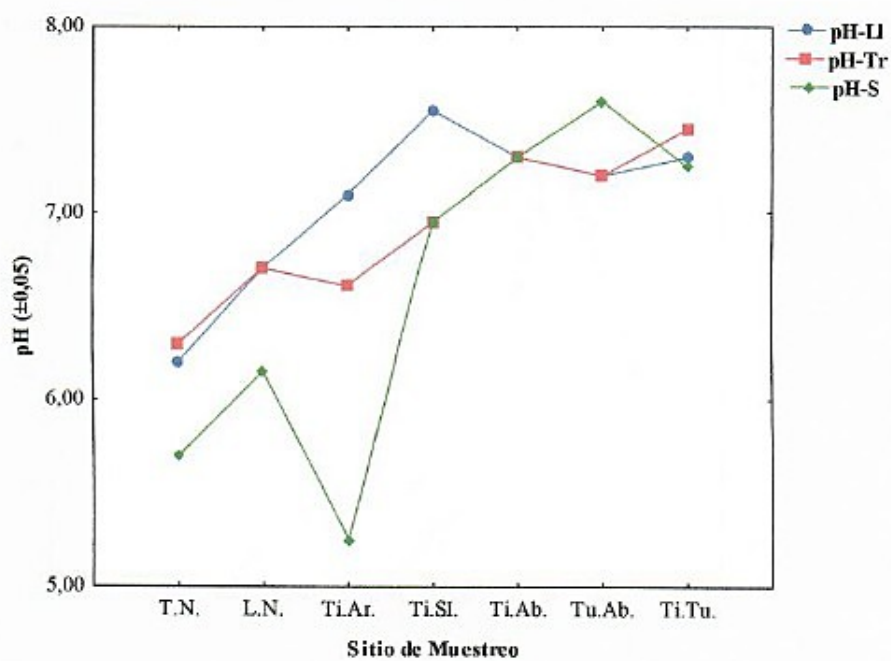


Figura 5. pH registrados en las estaciones de muestreo. Microcuenca del Río Tibás.

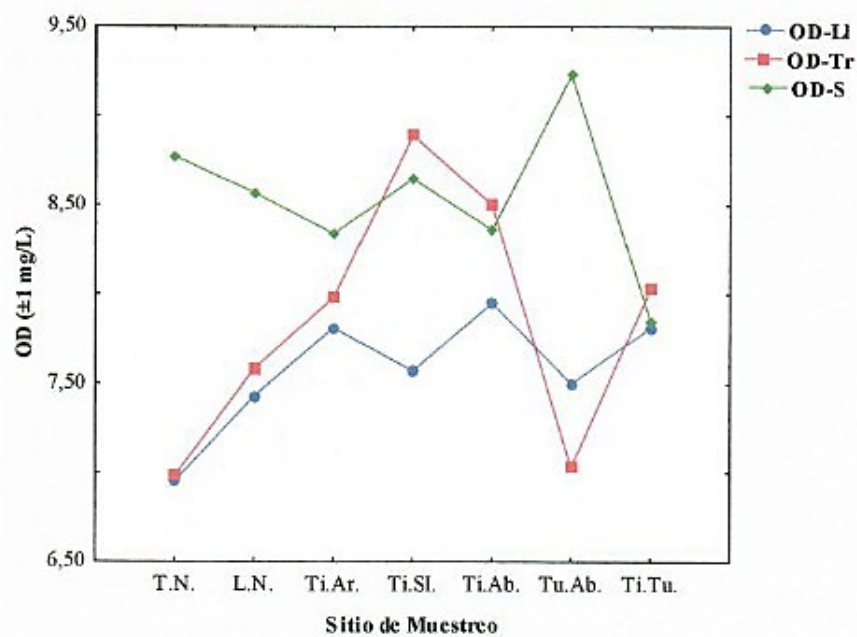


Figura 6. Oxígeno disuelto registrados en las estaciones de muestreo. Microcuenca del Río Tibás.

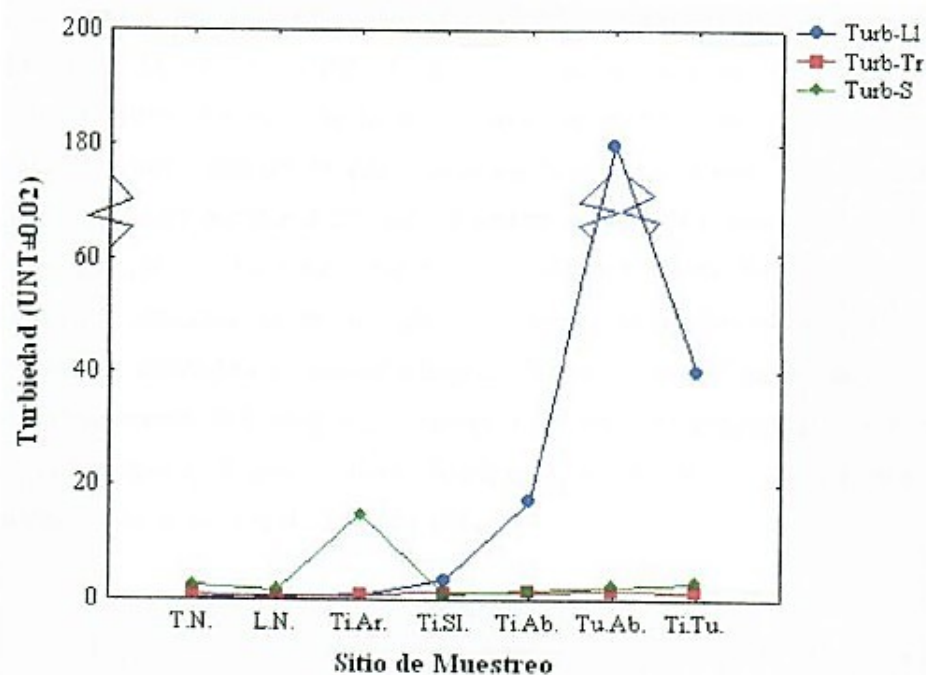


Figura 7. Valores de turbiedad registrados en las estaciones de muestreo. Microcuenca del Río Tibás.

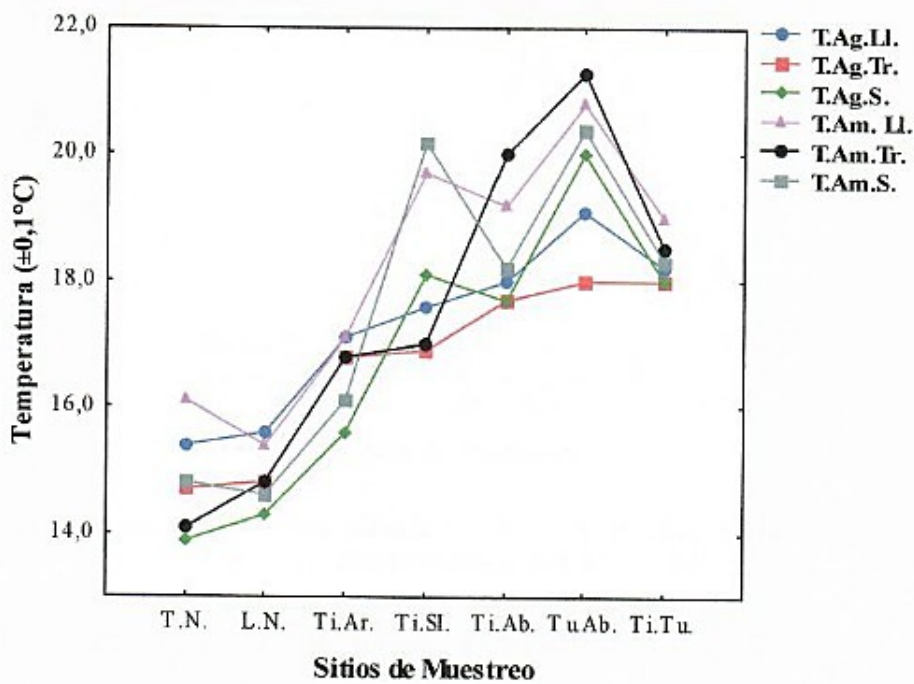


Figura 8. Temperatura registrada en las estaciones de muestreo. Microcuenca del Río Tibás.

La DBO mostró valores por encima de la concentración aceptable, en las estaciones Ti.Ab. y Tu.Ab. durante la época lluviosa, en la mayoría de los sitios de muestreo durante la transición, salvo en Ti.Ar. (3,83 mg/L) y en las estaciones ubicadas en la parte alta de la microcuenca (Tranqueras 7,90; Lajas 8,80 y Tibás Arriba 8,50 mg/L) durante la época seca. Los valores de nitrato registrados a lo largo del periodo de muestreo no sobrepasaron la concentración máxima permitida para aguas no contaminadas; sin embargo las estaciones ubicadas a menor altitud (Tibás Abajo, Tures-Tibás y Tures Abajo) presentaron las mayores concentraciones, mientras el resto de los sitios (Tranqueras, Lajas, Tibás Arriba y Tibás San Isidro) mostraron concentraciones mínimas de nitrato (Fig. 9).

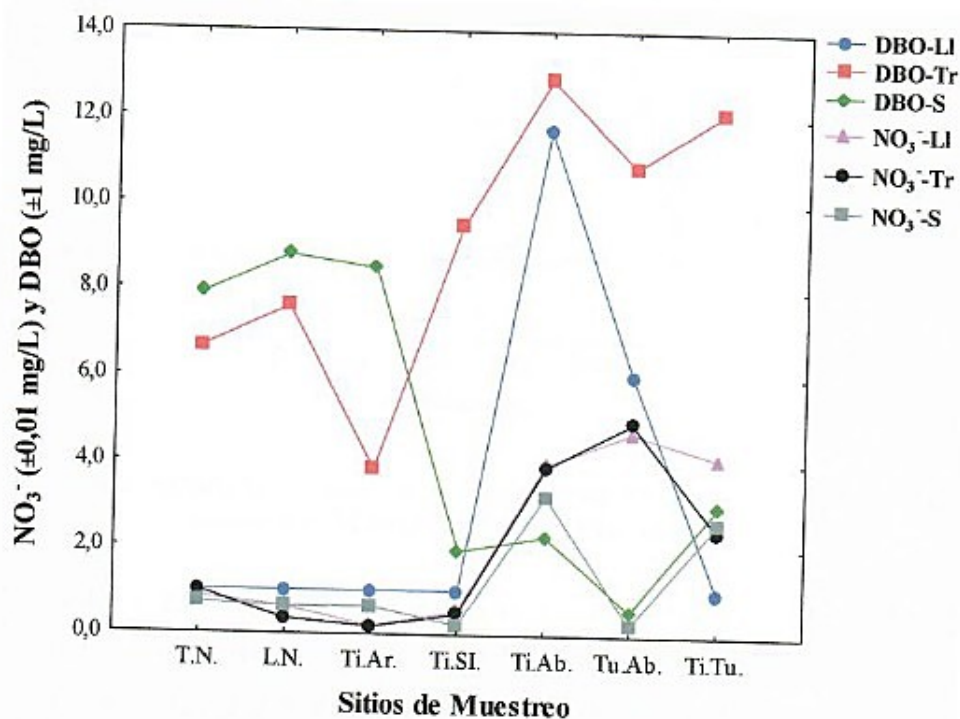


Figura 9. Concentraciones de nitrato y DBO registradas en las estaciones de muestreo. Microcuenca del Río Tibás.

Las concentraciones de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) durante el periodo de estudio estuvieron por debajo del límite perjudicial, ya que fue de 0.050 mg/L para la mayoría de las estaciones, excepto en la época lluviosa, en la que Tures presentó un valores de 0,3 mg/L. Los valores de fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) obtenidos

en los tres periodos de muestreo indicaron concentraciones mínimas (0,050 mg/L), en los sitios a mayor altura: T.N., L.N., Ti.Ar. y Ti.S.I.; las mayores concentraciones de este parámetro se registraron en el resto de las estaciones, cerca de los asentamientos humanos (Fig. 10), aunque siempre por debajo del mínimo para aguas naturales.

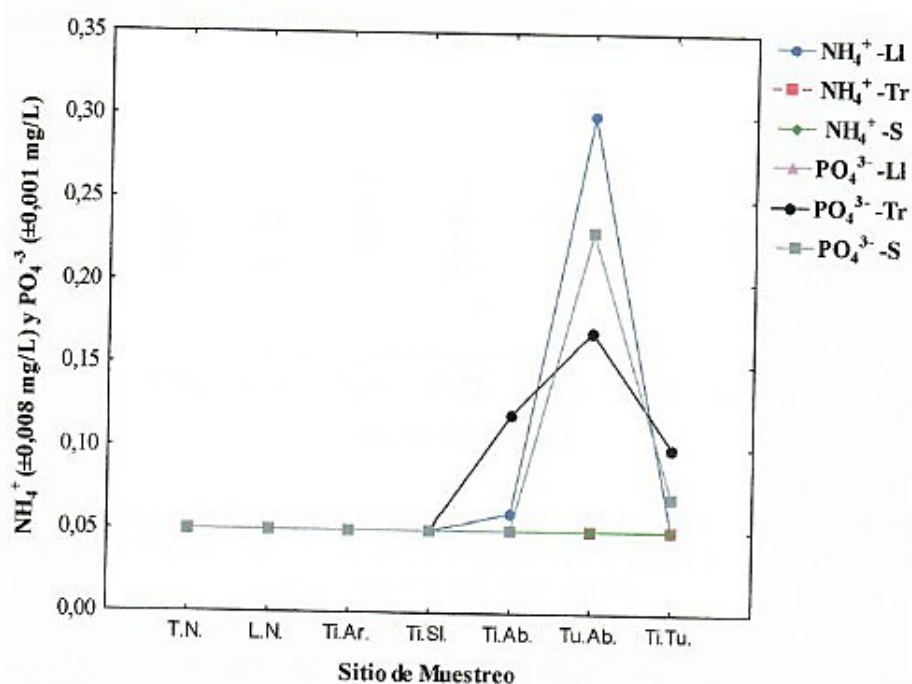


Figura 10. Concentración de amonio y fosfato registrada en las estaciones de muestreo. Microcuenca del Río Tibás.

La media y las medidas de dispersión de los valores en los parámetros físicos y químicos mostraron que el pH, oxígeno disuelto y temperatura no fueron muy variables durante el periodo de estudio; la desviación estándar (S) no varía en gran medida de la media estimada, aún en Tures Abajo y Tibás-Tures (Fig. 11). Los máximos valores en (S) los presentó la DBO en T.N. (3,68), L.N. (4,2) y Ti.SI. (4,66); mientras que la turbidez tuvo una mayor S en Ti.Ar. (8,15), Ti.Ab. (9,11), Tu.Ab. (107,44) y Tu.-Ti. (21,9). La turbidez fue el parámetro que registró el coeficiente de variación (CV) más alto en todas las estaciones; mientras que en Ti.SI. se presentó un CV de 112,52 en la DBO. La desviación estándar en el caso de los nutrientes:

nitrito, amonio, y fosfato, fue muy baja en comparación con los factores físicos; sin embargo, el nitrito presentó la mayor D.E. en Tu.Ab. (2,64) (Fig. 11, 12 y Anexo 3).

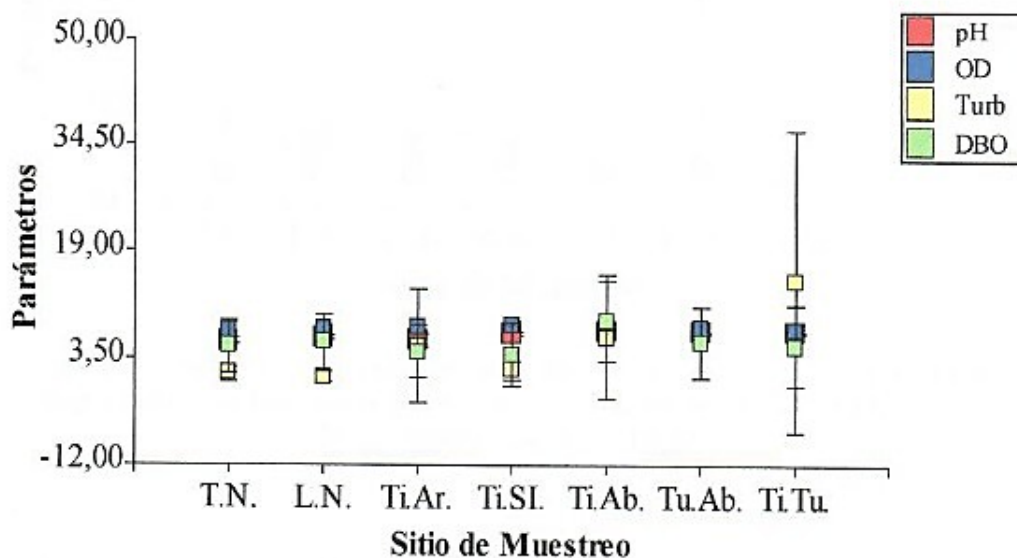


Figura 11. Media y desviación estándar de pH, oxígeno disuelto, turbiedad y DBO registrados en los sitios de muestreo en el periodo de estudio en la Microcuenca del Río Tibás.

Los datos obtenidos de las pruebas físicas, químicas y de las medidas de dispersión demuestran que los puntos T.N., L.N., Ti.Ar., y Ti.SI. son los menos contaminados y con una mejor calidad del agua. Los demás sitios (Ti.Ab., Tu.Ab. y Ti-Tu) ubicados a menor altura, cerca de asentamientos urbanos y actividades productivas, demostraron tener agua de menor calidad.

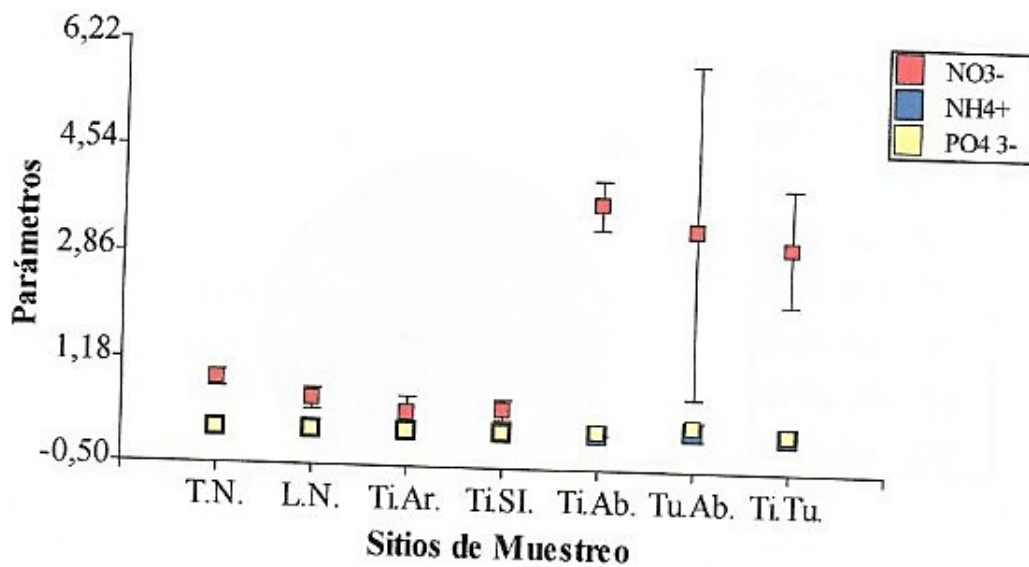


Figura 12. Media y desviación estándar de amonio, fosfato y nitratos registrados en los sitios de muestreo en el periodo de estudio en la Microcuenca del Río Tibás.

## 3.2. Caracterización Biológica

### 3.2.1. Abundancia

Durante el periodo de muestreo se colectaron 10 553 individuos, cuya determinación taxonómica reportó un total de 44 familias y 76 géneros (Anexo 4). Todas las pruebas estadísticas realizadas con este material, fueron a nivel genérico, exceptuando el índice BMWP-CR.

La mayor abundancia numérica se registró en las estaciones Ti.Ar. (n=162) y Ti.Ab. (n=154) durante la estación lluviosa. Durante la época de transición, Tu.Ab. (n=2.072) y Ti.Ar. (n=1.787) presentaron la mayor cantidad de individuos recolectados; mientras que en la época seca la mayor abundancia numérica se registró en Tu-Ti. (n=1094) (Fig. 13, 14 y 15). La mayor abundancia en la totalidad de estaciones de muestreo se registró en la época de transición. Las estaciones con el menor número de individuos durante cada periodo de muestreo fueron Ti.SI. (n=84), L.N. (n=95) y T.N. (n=22), respectivamente.

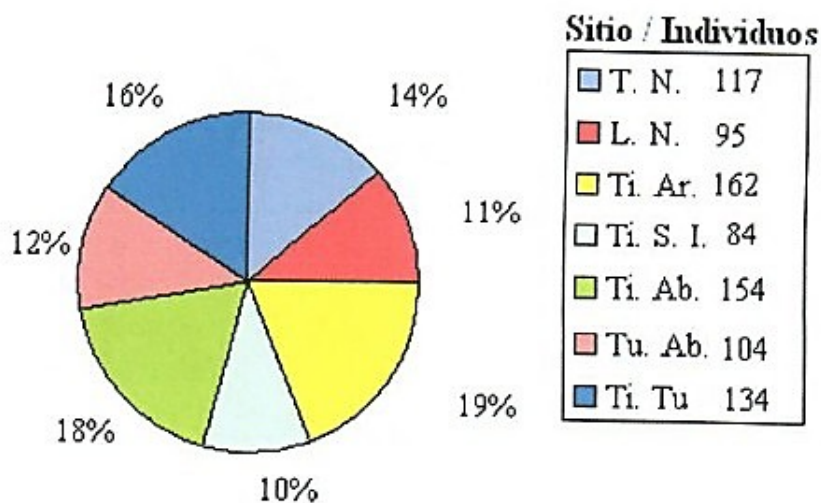


Figura 13. Abundancia entomofaunística registrada en los sitios de muestreo durante la época lluviosa (setiembre 2004).

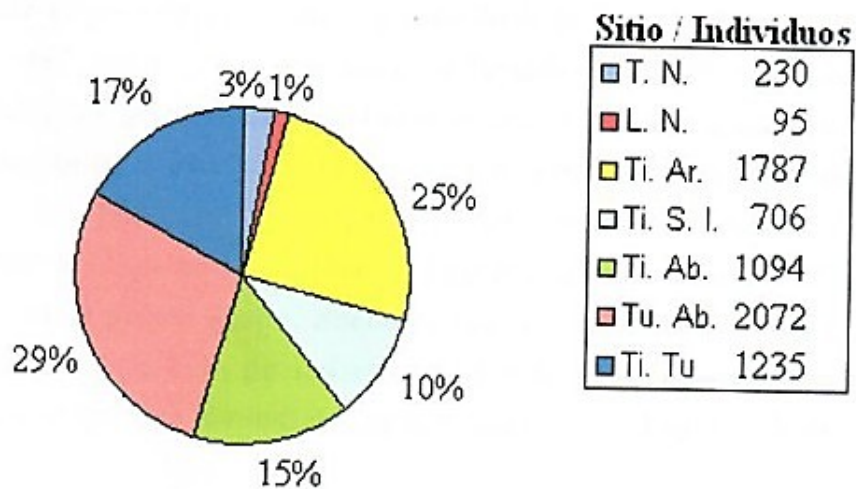


Figura 14. Abundancia entomofaunística registrada en los sitios de muestreo durante la época de transición (diciembre 2004).

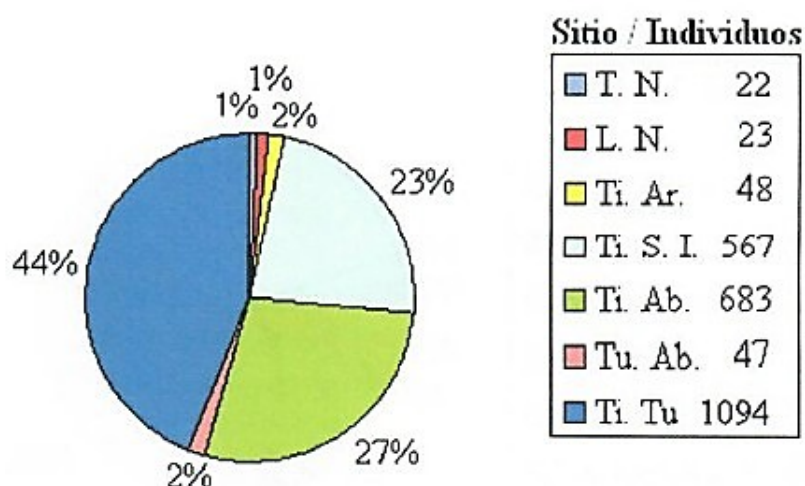


Figura 15. Abundancia entomofaunística registrada en los sitios de muestreo durante la época seca (diciembre 2004).

En general, los órdenes Diptera y Ephemeroptera fueron los más abundantes durante el periodo de estudio, aportando cada uno el 56% y 33% respectivamente del total de individuos colectados (Fig. 16). Los quironómidos fueron el grupo más abundante de los dípteros reconocidos (52% del total), seguidos por los simúlidos (46%). Los efemerópteros, como segundo grupo de importancia numérica, estuvieron representados principalmente por las familias Baetidae y Leptohiphidae (63% y 34%, respectivamente). En el primer grupo, *Baetodes* fue el taxón más abundante, con una representación de 79% de individuos recolectados, mientras que *Leptohyphes* aportó el 86% de los individuos pertenecientes a Leptohiphidae (Anexo 4).



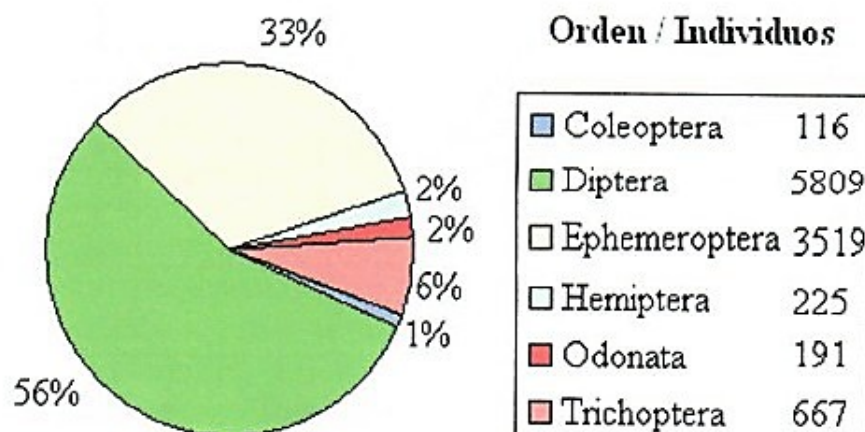


Figura 16. Abundancia total de los órdenes más representativos registrados durante el periodo de estudio

Las familias Chironomidae (Diptera) y Baetidae (Ephemeroptera) se registraron en todos los sitios de muestreo, mientras que, al nivel genérico, *Baetodes* (Ephemeroptera: Baetidae), *Leptonema* (Trichoptera: Hydropsychidae) y *Simulium* (Diptera: Simuliidae:), presentaron la mayor distribución espacial, al encontrarse en todas las estaciones durante la totalidad del periodo de muestreo (Anexo 4).

### 3.2.2. Diversidad

Durante el periodo de muestreo los valores máximos de diversidad se detectaron en las estaciones Ti.SI. ( $H' = 2,36$  época lluviosa), T.N. ( $H' = 2,37$  transición) y Ti.Ar. ( $H' = 2,35$  época seca), mientras que los mínimos se obtuvieron en Tu.Ab. ( $H' = 1,30$  en época lluviosa y seca) y Ti.Ar. ( $H' = 0,88$  transición) (Fig. 17).

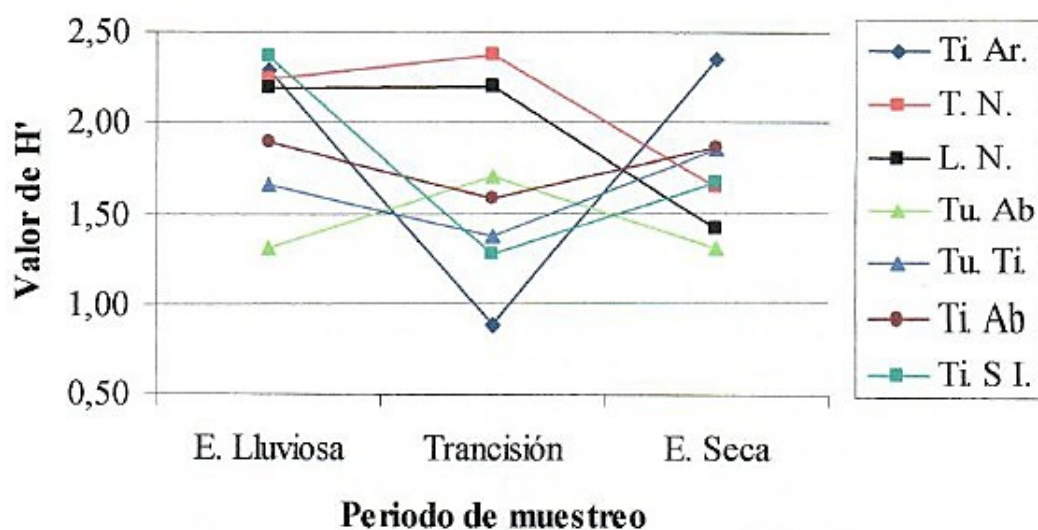


Figura 17. Valor del índice de diversidad ( $H'$ ) a nivel genérico en las estaciones de muestreo durante el periodo de estudio.

Las pruebas estadísticas aplicadas a los valores de  $H'$  temporal revelaron diferencias significativas entre todos los sitios de muestreo (Cuadro 6).

El recíproco de Berger-Parker ( $1/d$ ), presentó los valores máximos en Ti.SI. ( $1/d = 6.23$ , época lluviosa), L.N. ( $1/d = 3.73$ , transición) y Ti.Ar. ( $1/d = 4.09$ , época seca). Los valores mínimos se registraron en las estaciones Tu-Ti ( $1/d = 1.88$ , época lluviosa), Ti.Ar. ( $1/d = 1.33$ , transición) y Ti.SI. ( $1/d = 1.86$ , época seca) (Cuadro 7 y Fig. 17).

Cuadro 6. Prueba de significancia de los valores de  $H'$  en los siete puntos de muestreo, durante el periodo de estudio.

<b>PRUEBA DE SIGNIFICANCIA (TC/GL)</b>			
<b>Estaciones</b>	<b>E. Transición</b>	<b>E. Seca</b>	
	14,76/204***	0,41/ 88	<b>E. Lluviosa</b>
Ti. Ar.		10,00/53 ***	<b>E. Transición</b>
	0,85/202	2,34/40 *	<b>E. Lluviosa</b>
T. N.		3,13/28 **	<b>E. Transición</b>
	0,13/189	3,42/39 **	<b>E. Lluviosa</b>
L. N.		3,57/37 **	<b>E. Transición</b>
	3,17/165 **	0,0/90	<b>E. Lluviosa</b>
Tu. Ab		2,26/58 *	<b>E. Transición</b>
	2,55/174 *	1,73/164	<b>E. Lluviosa</b>
Tu. Ti.		9,13/2316***	<b>E. Transición</b>
	3,32/217 ***	0,21/241	<b>E. Lluviosa</b>
Ti. Ab		5,05/1539 ***	<b>E. Transición</b>
	10,40/152 ***	6,35/173 ***	<b>E. Lluviosa</b>
Ti. S I.		4,92/1208 ***	<b>E. Transición</b>

Tc: valor de "T" calculado/Gl: Grados de libertad.

E: Época

Cuadro 7: Valores recíprocos del índice Berger-Parker (1/d) de las estaciones de muestreo para los géneros recolectados.

<b>Estación</b>	<b>Berger - Parker (1/d)</b>		
	<b>E. Lluviosa</b>	<b>E. Transición</b>	<b>E. Seca</b>
Ti. Ar	3,77	1,33	4,09
T. N	2,57	3,01	2,75
L. N	3,85	3,73	2,00
Tu. Ab	1,90	3,12	1,89
Tu. Ti.	1,88	1,72	2,94
Ti. Ab	2,98	2,39	2,52
Ti. S I.	6,23	1,54	1,86

E: Época

### 3.2.3. Análisis de agrupamiento

El análisis de agrupamiento indicó que durante la época lluviosa, los puntos de muestreo Ti.Ab. y Tu.-Ti. fueron las más similares (83% de similitud), seguido por las estaciones L.N. y T.N. con un 75% de géneros en común. Ti.Ar. fue la estación con menor similitud con el resto del ensamblaje (23 % géneros en común) (Fig. 18). Durante el periodo de transición, Ti.-S.I. y Ti. Ar. fueron las estaciones más similares entre sí (98% de similitud), seguidas de los sitios Ti.Ab. y Tu.-Ti. (76% de géneros en común) (Fig. 19). En época seca las estaciones Ti.SI. y Ti.Ab. fueron las más similares, con un 88% de géneros en común y Tu.Ab. como la más disímil, con solo un 5% de similitud con el resto de los sitios (Fig.20).

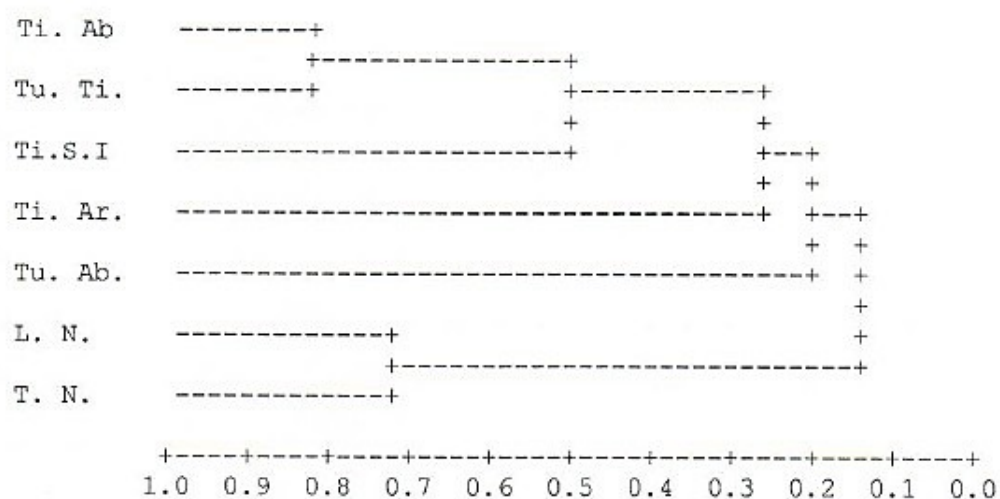


Figura 18: Asociación de los sitios de muestreo según su similitud entomofaunística a nivel genérico, en época lluviosa (septiembre 2004).

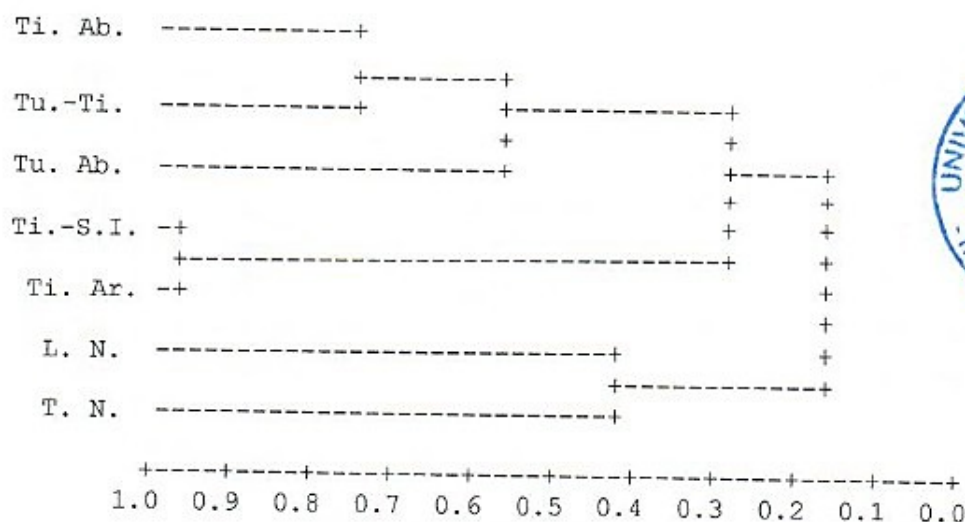


Figura 19: Asociación de los sitios de muestreo según su similitud entomofaunística a nivel genérico, en época de transición lluviosa - seca (diciembre 2004).

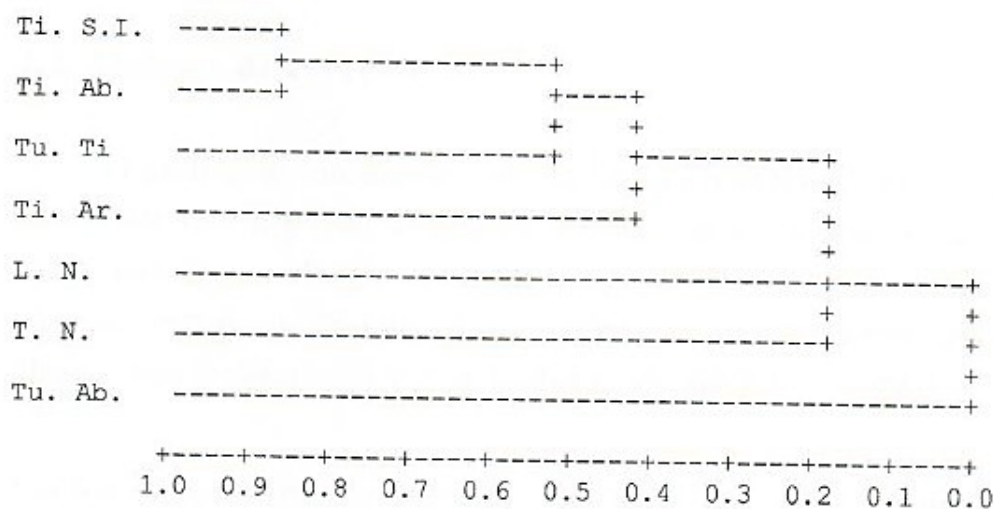


Figura 20: Asociación de los sitios de muestreo según su similitud entomofaunística a nivel genérico, en época seca (febrero 2005).

### 3.2.4. Índice de calidad BMWP-CR

El índice BMWP-CR mostró a lo largo del periodo de muestreo un aumento en la calidad del agua en Ti.Ab., Ti.SI., Tu. Ab. y Tu-Ti, aunque esta última presentó un bajo puntaje durante la época de transición. L.N., Ti.Ar. y T.N. disminuyeron su nivel de calidad, pero L.N. registró un aumento en su puntaje durante el periodo de transición (Fig. 21 y Anexo 6).

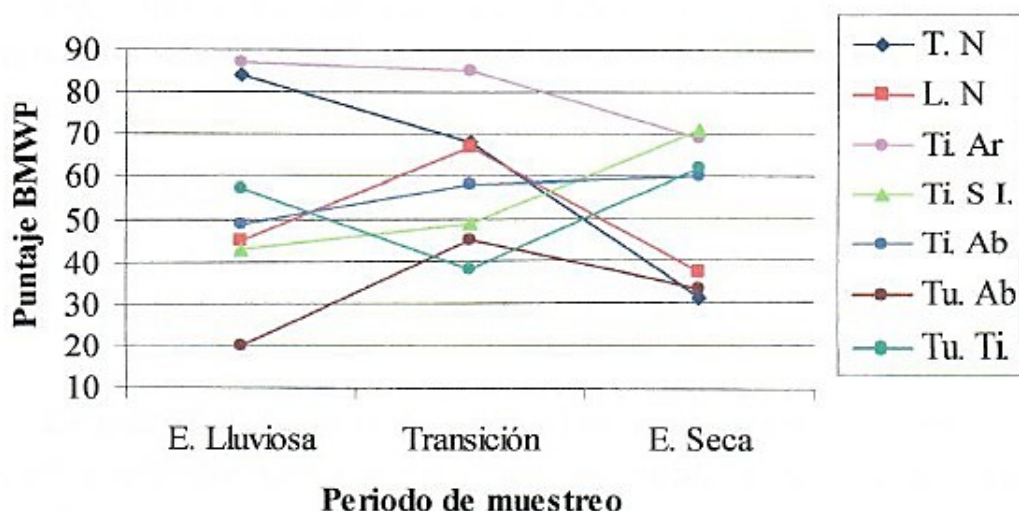


Figura 21: Puntaje de las estaciones de muestreo según el índice BMWP-CR a lo largo del periodo de muestreo.

### 3.3. Análisis de correlación

El análisis de correlación aplicado a las variables físicas, químicas, al índice BMWP-CR y a la diversidad, mostró que el fosfato se correlaciona positivamente con el pH, turbiedad, nitrato y amonio; la turbiedad con los nitratos, amonio y fosfato. Se correlacionan negativamente el oxígeno disuelto con la diversidad y la turbiedad con el BMWP (Cuadro 8).

Cuadro 8. Coeficiente de correlación de Spearman, entre variables físicas, químicas, puntaje del BMWP-CR y diversidad ( $H'$ ), durante el periodo de estudio.

Variabes	pH	OD	Turbi.	DBO	Nitrato	Amonio	Fosfato	BMWP	$H'$
pH	1,0000	0,0864	0,3345	-0,1142	0,2732	0,1830	<b>0,4793</b>	-0,3132	-0,1845
OD	0,0864	1,0000	0,1617	0,2158	-0,3098	-0,1682	-0,1002	-0,2106	<b>-0,5801</b>
Turbiedad	0,3345	0,1617	1,0000	0,1451	<b>0,5442</b>	<b>0,4842</b>	<b>0,5970</b>	<b>-0,5621</b>	-0,1649
DBO	-0,1142	0,2158	0,1451	1,0000	0,3882	0,2052	-0,0795	-0,1962	-0,2458
Nitrato	0,2732	-0,3098	<b>0,5442</b>	0,3882	1,0000	0,4307	<b>0,4911</b>	-0,3450	0,0130
Amonio	0,1830	-0,1682	<b>0,4842</b>	0,2052	0,4307	1,0000	<b>0,5225</b>	-0,3187	-0,1198
Fosfato	<b>0,4793</b>	-0,1002	<b>0,5970</b>	-0,0795	<b>0,4911</b>	<b>0,5225</b>	1,0000	-0,4079	-0,2679
BMWP-CR	-0,3132	-0,2106	<b>-0,5621</b>	-0,1962	-0,3450	-0,3187	-0,4079	1,0000	0,4211
$H'$	-0,1845	<b>-0,5801</b>	-0,1649	-0,2458	0,0130	-0,1198	-0,2679	0,4211	1,0000

Los valores que aparecen en negrita en el Cuadro 8 son las correlaciones significativas con una probabilidad menor a 0.5 ( $p < 0,05$ ).

## 4. DISCUSIÓN

### 4.1. Caracterización físico-química

En general, la mayoría de sitios de muestreo registraron valores de OD, pH y turbiedad dentro de los niveles permisibles para aguas naturales. Los sitios Tranqueras y Tibás Arriba presentaron valores de pH ligeramente bajos. Murgel (1984) y Posada *et al.* (2000) determinaron mediante estudios realizados en ríos montañosos de zonas tropicales boscosas, que la disminución en el pH se debe a la descomposición anaeróbica causada por bacterias que actúan sobre la materia orgánica, como cúmulos de hojas y sedimentos que llegan al río, lo que origina ácidos orgánicos. Según Posada *et al.* (2000), la acidificación del agua en ríos con escasas perturbaciones antropogénicas no perjudican la vida acuática y por el contrario, son el resultado de un medio estable. Además los suelos de la zona de estudio son de origen volcánico, por lo que sus valores de pH son inferiores a 7.

Las mayores concentraciones de partículas en suspensión se detectaron en los sitios ubicados a menor altitud durante la época lluviosa, lo que concuerda con lo reportado por Roldán (2003), quién indicó que la mayor concentración de sedimento se registra en los sitios a más baja altura y se debe al arrastre de partículas aguas abajo por la lluvia. Dodds (2002) añade, que la velocidad de la corriente facilita el transporte de mayores cantidades de materia, dejando las partículas adheridas en zonas de deposición en las zonas más bajas.

La materia orgánica que descarga en zonas de deposición en los ríos sirve como alimento a bacterias aeróbicas que consumen el oxígeno disuelto del agua para degradar el material (Flanagan 1992). Las lluvias ocurridas en el primer muestreo aportaron mayoritariamente los sólidos en suspensión que ingresan al cauce por erosión y escorrentía superficial de los sitios altos

(Leandro 2006), depositándolo en las estaciones bajas, donde se llevan a cabo los mayores procesos de degradación, reflejándose en altos niveles de turbiedad en Tibás Abajo y Tures.

En la estación lluviosa los puntos inferiores Tibás Abajo y Tures Abajo presentaron valores mayores de  $DBO_5$ . Durante el segundo muestreo la  $DBO_5$  aumentó en todos los sitios, debido probablemente al aumento de las lluvias en los puntos superiores de la microcuenca, provocando arrastre de materia orgánica por erosión de la ladera del río y aportes de contaminantes antropogénicos (Leandro 2006), dejando mayor cantidad de materia orgánica en los sitios de colecta. Murgel (1984) planteó que la población de microorganismos en ecosistemas acuáticos es proporcional a la cantidad de alimento orgánico, por lo que si se introdujo mayor cantidad de materia biodegradable en los lugares de colecta, la DBO es mayor.

El último muestreo reveló que la DBO continuó aumentando en los lugares ubicados a mayor altura (Tranqueras, Lajas y Tibás Arriba) y disminuyó en los demás puntos de muestreo. Esto podría deberse a que en los sitios altos puede haber una renovación constante de materia y de oxígeno, que aumenten este parámetro. Además, los desechos y aguas de escurrimiento de las zonas rurales pueden mostrar altos valores de DBO según la actividad que se lleve a cabo en la región, ya que los desechos pecuarios presentan valores semejantes a los de desechos domésticos. Leandro (2006) menciona que la disminución de este parámetro en los sitios inferiores se debió al cese del arrastre de sedimentos por la disminución de las precipitaciones y del aporte de materia orgánica; el oxígeno disuelto aumentó y por lo tanto los procesos oxidativos también, causando degradación de la materia orgánica del río o la descomposición de materia en el fondo.

Los relativamente altos niveles de nitrato registrados en Tibás Abajo, Tures y Tures-Tibás pueden estar más relacionados con el aumento de las poblaciones cerca de los ríos, por lo que existe un mayor aporte de nitratos provenientes de materia orgánica de origen doméstico, agrícola y pecuario observadas en las cercanías de estos sitios, que según Murgel (1984) contribuye a aumentar los niveles de nitrato en el agua. La simple eliminación de la vegetación al desnudar el suelo constituye un factor



importante que intensifica el transporte de materia desde la superficie, por la acción erosiva de la lluvia. Estos sitios, al estar más cerca de los centros poblacionales, están expuestos al vertimiento de residuos municipales e industriales que llevan a los ríos compuestos orgánicos complejos que mientras se oxidan bioquímicamente, contribuyen a la formación de nitratos (Murgel 1984 y Flanagan 1992).

Brugnoli (1999) afirmó que la distribución del amonio en los ríos varía a lo largo del tiempo y del espacio, dependiendo de la productividad de los ecosistemas acuáticos y la magnitud de los aportes de materia orgánica alóctona (foráneas), por lo que es común encontrar niveles de amonio bajos en cuerpos de agua oligotróficos. Esto concuerda con los datos registrados durante el periodo de estudio en todas las estaciones de seguimiento, salvo en Tures en el primer muestreo. La máxima concentración de amonio registrada en Tures se puede atribuir a la alta demanda biológica de oxígeno medida en dicho sitio en la misma época; Dodds (2002) asegura que el amonio es la forma de nitrógeno más abundante en aguas anóxicas; así mismo, es el primer producto de degradación del nitrógeno orgánico.

Las investigaciones realizadas por Dodds (2002) indican que, contrario a las varias formas de nitrógeno en ecosistemas acuáticos, la única forma significativa de fósforo inorgánico es el ortofosfato ( $\text{PO}_4^{-3}$ ). Los niveles de fósforo generalmente son menores en regiones montañosas y la concentración aumenta en tierras bajas, debido a los aportes de fuentes naturales y los fertilizantes de zonas agrícolas, lo cual explica la baja presencia de este parámetro en Tranqueras, Lajas, Tibás Arriba y Tibás San Isidro.

El incremento en los niveles de fósforo en sitios poblados se deben, según Cushing y Allan (2001) a la entrada de aguas domiciliarias y la escorrentía agrícola, ya que las primeras están constituidas en su mayoría por detergentes, particularmente de uso doméstico, y la segunda, por las lluvias que arrastran los fertilizantes de los campos (Flanagan 1992). Similar a lo reportado por los autores, las concentraciones mayores a  $0,05 \text{ mg/L PO}_4^{-3}$  medidas en Tibás Abajo, Tures y Tures-Tibás provienen principalmente del aporte de detergentes sintéticos, lo cual podría haber

favorecido la formación de grupos visibles de algas en suspensión (Murgel 1984).

En general, los valores bajos en la media y dispersión de la mayoría de variables físicas y químicas reflejan una calidad del agua estable. Las pocas variaciones del pH y su valor relativamente neutro, indican una alta estabilidad del medio y los valores de oxígeno disuelto cercanos a 8 mg/L corresponden a aguas de óptima calidad (Posada *et al* 2000) (Fig. 10).

Las estaciones Tibás Arriba, Tibás Abajo, Tures y Tures-Tibás mostraron la turbidez como el parámetro físico con las mayores desviaciones estándar, lo cual se debe al arrastre de sedimentos ocasionado por las lluvias durante el primer periodo de muestreo convirtiéndolas en zonas de deposición (Dodds 2002). La DBO también mostró una amplia S causada por el escaso consumo de oxígeno registrado en el muestreo de época lluviosa y un aumento en el consumo de este en los muestreos posteriores (Cushing y Allan 2001) (Fig. 10).

El nitrato y el amonio presentaron valores bajos y desviaciones estándar reducidas en las estaciones situadas a mayor altitud, lo que coincide con lo reportado por Posada *et al* (2000), ya que en las quebradas de las altas montañas las aguas corren por cauces pobres en nutrientes y por regiones poco impactadas antropogénicamente. La amplia S que presentó el nitrato en los sitios Tibás Abajo, Tures Abajo y Tibás-Tures se debe a las bajas concentraciones de este parámetro medidas durante la época de transición y la seca en las cuales disminuyeron las lluvias y al aporte por la escorrentía agrícola y la deposición de aguas residuales domiciliarias (Posada *et al.* 2000).

## **4.2. Caracterización Biológica**

### **4.2.1. Abundancia**

En los ecosistemas riparios, los insectos acuáticos generalmente se distribuyen en un rango de hábitats característicos y limitados dentro de su ámbito geográfico, con tendencia a ser más abundantes cerca de su ambiente

óptimo particular. Durante este estudio era de esperar que las estaciones Tibás Arriba, Tibás Abajo, Tures Abajo y Tibás-Tures presentaran valores máximos de abundancia en diferentes periodos del muestreo.

Peeters *et al.* (2004) afirmaron que la distribución de especies y comunidades de macroinvertebrados acuáticos está controlada por factores ambientales como las características del hábitat, calidad del agua, calidad y tamaño del sedimento, contaminación, la competencia y la depredación. La mayor abundancia registrada en Tibás Arriba, Tibás Abajo y Tures-Tibás se debió a la buena calidad del agua medida en sus respectivas épocas (Figuras 12, 13 y 14).

Tures Abajo también registró una alta abundancia de insectos; no obstante, posee una baja calidad del agua, debido al aumento en la DBO y de las concentraciones de nitrato y fosfato. El aumento en "n" se debió a la presencia de Chironomidae (Diptera), familia indicativa y tolerante de la contaminación, especialmente de los organofosfatos (fertilizantes y jabones) (Cushing y Allan 2001).

La distribución y abundancia de las comunidades entomofaunísticas está influenciada por los factores bióticos y abióticos (Peeters *et al.* 2004), de forma tal que, si las variables son desfavorables, habrá un menor número de macroinvertebrados y serán poco diversos, definiendo así comunidades pobres, lo cual ocurrió en las estaciones Tibás San Isidro, Lajas y Tranqueras. El bajo número de individuos registrados en las últimas dos estaciones se le atribuye a la alta demanda bioquímica de oxígeno y a la presencia de nitratos. Estudios realizados por Shieh y Yang (2000), demostraron que cambios en las concentraciones de las variables químicas, producidas por actividades agrícolas y urbanas, provocan una baja densidad y diversidad en el número de individuos, lo cual es coincidente con la disminución de insectos en ambas estaciones. Tibás San Isidro, contrario a los sitios anteriores, presentó una buena calidad del agua; sin embargo, la baja abundancia registrada pudo ser causada por algún episodio de contaminación provocado días antes al muestreo o por alteración propia del ecosistema, en cuyo caso se desestabilizan las comunidades de invertebrados, causando arrastre o migración río abajo e inclusive la muerte de algunos grupos de insectos (Barton 1996).

En general los órdenes Diptera y Ephemeroptera fueron los más abundantes durante el periodo de estudio, lo cual se atribuye a las características adaptativas de estos grupos. Smith *et al* (2003) informaron en sus investigaciones que ambos órdenes son muy hábiles y rápidos en colonizar ecosistemas acuáticos. Los dípteros son muy numerosos y diversos en cualquier ecosistema acuático, de ellos las familias Chironomidae y Simuliidae fueron las más abundantes, pero los primeros son los que frecuentemente dominan en número y biomasa, aun en condiciones de contaminación, confirmando lo reportado por Cushing y Allan (2001) para ríos tropicales.

La habilidad de las larvas de quironómidos para establecerse se debe a su capacidad de obtener oxígeno directamente del aire (Cushing y Allan 2001; Smith *et al.* 2003). Esto les hace poco selectivas entre ambientes de diferentes calidades, siendo un grupo poco informativo para los propósitos de bioevaluación (Barton 1996). Resh y Unzicker (1975) reportaron que la abundancia de quironómidos y simúlidos no están limitada a ecosistemas pobres, sino a zonas de recambio de oxígeno que hay en estos ambientes, donde las concentraciones de oxígeno disuelto se incrementan gradualmente desde niveles mínimos, por lo que quironómidos y simúlidos son de los primeros grupos en encontrarse en esta zona de recambio.

Las larvas de *Simulium* también responden de manera positiva a las perturbaciones ambientales; no son tan tolerantes a episodios prolongados de contaminación como los quironómidos, pero pueden establecerse donde otros insectos acuáticos no lo logran (Waters 1962). Además, ambas familias de dípteros se alimentan de partículas orgánicas suspendidas en el agua, lo cual les facilita el establecimiento en ambientes alterados (Rosenberg y Resh 1993), explicando así la abundancia de estas familias en el área de estudio.

Cushing y Allan (2001) reportaron que los efemerópteros son altamente susceptibles a contaminación en ambientes acuáticos y eso los hace importantes indicadores de la calidad del agua. La presencia de este grupo como el segundo orden más abundante a través de los tres periodos de muestreo sugiere que los ríos estudiados presentaron una calidad aceptable. Ocón y Rodríguez (2004) informaron que el establecimiento de estos insectos está condicionado por variaciones en los parámetros físicos y

químicos, por lo que la abundancia de estos taxones se debe a valores de pH y oxígeno disuelto óptimo, además de concentraciones mínimas o casi nulas de nitratos y fosfatos en la totalidad de los sitios de muestreo. Dodds (2002) afirma que los efemerópteros son muy abundantes y diversos en ríos y quebradas bien oxigenadas y sin ningún tipo de agente contaminador

*Baetodes* (Baetidae) y *Leptohyphes* (Leptohyphidae) fueron los géneros de Ephemeroptera más abundantes, lo cual concuerda no solo con lo señalado en la literatura en cuanto a que estos grupos prefieren ambientes de aguas limpias, claras y con un buen nivel de saturación de oxígeno, sino que además, estos grupos muestran una gran capacidad de adaptación a diferentes condiciones de calidad del agua (Rojas y Zúñiga 1996). Según White y Brigham (1996), la adaptación a ambientes con un alto grado de turbiedad se debe a que las larvas de estos grupos tienen agallas abdominales muy eficientes en la obtención de oxígeno; y se ha demostrado que el oxígeno disuelto medido en las estaciones de muestreo a lo largo del periodo de estudio ha sido óptimo y estable. Roldán (1996) reportó que *Leptohyphes* puede ser localizado en aguas turbias de fondo arenoso, por lo que esta condición no es impedimento para el establecimiento de este género en los sitios que mostraron una turbiedad por encima del óptimo.

Según lo informado por Ramírez y Pringue (1998) y Merrit y Cummins, (1996), una de las principales limitantes para la distribución de las larvas en los ambientes acuáticos es la disponibilidad del recurso alimenticio; los baétidos se alimentan de partículas finas de sedimento, por lo que la existencia de este material en todas las estaciones, podría estar relacionado con los valores de abundancia encontrados en los puntos de muestreo o como señala McCafferty (1983), por los eventos poblacionales propios de los ciclos reproductivos que favorecen una alta densidad poblacional.

Los tricópteros son un orden muy abundante en el trópico donde ocupan casi todos los hábitats lóticos. La mayoría de especies prefieren aguas limpias y oxigenadas de baja temperatura (McCafferty 1983; Valero *et al.* 2001). Sin embargo, el género *Leptonema* presenta una amplia distribución y adaptabilidad a diferentes condiciones en ambientes lóticos, siendo uno de los géneros más frecuentemente encontrados en ríos y

quebradas de diferentes temperaturas y corrientes (Rincón 1999; Wiggins 1996 a y b). La aparición de este género en la totalidad de los sitios y a través de los tres periodos de colecta, se debe a las adaptaciones que poseen y a que posiblemente se traten de diferentes especies en cada sitio, lo que hacen que sea uno de los más representativos de este estudio. Según Valero *et al* (2001), la importancia de *Leptonema* como indicador biológico de una calidad regular del agua se deriva de su baja movilidad y por ende de la estrecha relación con el medio en el que se desarrollan.

#### 4.2.2. Diversidad

Dessaix, *et al.* (1995) y Fruget *et al.* (1996) plantearon en sus estudios que la abundancia de insectos acuáticos está influenciada por la estabilidad del sustrato, la calidad y cantidad de alimento, el desarrollo de las macrófitas acuáticas, disponibilidad de oxígeno, así como por la presencia y abundancia de depredadores, mientras que la diversidad está regida por patrones hidrológicos como velocidad de corriente, área y profundidad. Si estas condiciones se mantienen con mínimas perturbaciones, la composición de las comunidades entomofaunísticas tenderá hacia el aumento en su número de individuos, inclusive en los grupos más sensibles.

Además de la estabilidad en las condiciones anteriores y concordando con los criterios de Margalef (1983), la mayor diversidad registrada en las estaciones Tibás San Isidro, Tranqueras y Tibás Arriba durante los tres periodos de muestreo, se debe a que las poblaciones de insectos no están sometidas a fuertes presiones ambientales, aunque se hayan encontrado rastros de amonio, nitrato y fosfato en dichas estaciones, las concentraciones de estos parámetros son mínimas, por lo que podrían ser de de origen natural que en todo caso no afectan a las comunidades bénticas.

Al igual a lo informado por Dieter *et al.* (1996), la ubicación geográfica de las estaciones con altos valores de  $H'$  favorece el establecimiento de las comunidades entomofaunísticas ya que al encontrarse retiradas de los centros urbanos, están poco expuestas a las principales

sustancias contaminantes que afectan a los ecosistemas acuáticos cercanos a zonas urbanas y agrícolas.

Lenat (1988) mencionó que los valores de diversidad están muy relacionados con los parámetros físicos y químicos; sin embargo factores bióticos y altitudinales pueden afectar las comunidades de macroinvertebrados acuáticos. El valor mínimo de  $H'$  registrado en Tures Abajo se debe a que el sitio se ubica a menor altitud y rodeado de zonas agrícolas y urbanas, por lo que de acuerdo a Barton (1996), durante la época lluviosa, las estaciones situadas a menor altitud reciben la mayor cantidad de sedimentos, además de mayores concentraciones de amonio, fosfato y nitrato (Figuras 15, 7, 9, 10 y Anexos 1 y 2). En época seca la alta concentración de fosfato registrada en dicha estación fue la causante de que pocos individuos se establecieran, lo que provocó el descenso en la diversidad, lo cual concuerda con lo informado por Wallace *et al.* (1996), que afirma que la presencia de sustancias químicas degradan los hábitats acuáticos induciendo a una pérdida de la biodiversidad, ya que Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera son muy sensibles a perturbaciones químicas inducidas.

La baja diversidad registrada en Tibás Arriba durante el periodo de transición pudo deberse a algún tipo de alteración en su caudal, Waters (1962) reportó que algunos géneros más sensibles llegan a establecerse cuando las condiciones son más favorables y, al haber indicios de perturbaciones, se dejan arrastrar río abajo como una respuesta normal ante esta situación. Smith *et al.* (2003) señaló que la colonización repetida de estos ecosistemas puede resultar en una dinámica temporal de las comunidades de macroinvertebrados, que refleja en las fluctuaciones de la diversidad los cambios naturales y antropogénicos ocurridos en los cuerpos de agua.

Al igual que lo reportado por Miserendino (2001) las diferencias significativas encontradas en la entomodiversidad acuática temporal entre todas las estaciones de seguimiento, se deben a las variaciones espacio temporales que sufren los hábitats de los ecosistemas acuáticos, así como a la entrada de materia orgánica y sustancias contaminantes. Las comunidades bénticas que habitan en sistemas que sufren algún tipo de variación en su

caudal, difieren de aquellas en las que el área geográfica, la estacionalidad, la corriente y el tamaño del río permanecen estables casi todo el tiempo (Smith *et al.* 2003 y Lenat 1988).

El análisis del recíproco de Berger-Parker mostró concordancia entre este índice y el Shannon-Wiener durante la época lluviosa y seca. En el periodo de transición Lajas obtuvo un mayor puntaje en lugar de Tranqueras. Este tipo de pruebas, al basarse en la riqueza de especies, puede ser alterado por la presencia o ausencia de táxones (Benstead y Pringue 2004). Aunque las dos estaciones presentaron composiciones entomofaunísticas similares, el cambio en el resultado de los índices durante el segundo muestreo se debió a que Tranqueras tuvo un mayor número de géneros e individuos, pero Lajas registró la presencia de Hydrophilidae (Coleoptera), diferentes tipúlidos (Diptera), *Neargyractis* (Lepidoptera), *Wormaldia* y *Polycentropus* (Trichoptera), que fueron exclusivos de este sitio.

#### 4.2.3. Análisis de agrupamiento

De acuerdo a los criterios de Protti *et al.* (2007) y Smith *et al.* (2003), al comparar los niveles de asociación entomofaunístico entre las estaciones de seguimiento durante los tres periodos de estudio, se deduce que la comunidad de insectos acuáticos de la microcuenca del Río Tibás fluctúa temporalmente, lo cual hace que las asociaciones detectadas tiendan a ser muy inestables, lo que está relacionado con las variables ambientales y antropogénicas. Las asociaciones entre Tibás Abajo con Turés Tibás y Lajas con Tranqueras resultaron similares en su composición entomofaunística en dos de los tres muestreos realizados, lo cual se atribuye a la respectiva posición geográfica (Tibás Abajo se ubica muy cerca de Turés Tibás al igual que Lajas de Tranqueras), por lo que de acuerdo Peeters *et al.* (2004) los puntos de muestreo más cercanos entre sí estarían bajo influencias similares de perturbaciones ambientales y antropogénicas.

Según Wallace *et al.* (1996) y Peeters *et al.* (2004), las comunidades se vuelven más heterogéneas conforme la tensión ambiental incrementa, por lo que los cambios en los niveles de asociación se relacionan con los



diferentes agentes estresantes ambientales y antropogénicos a los cuales está sometida la cuenca; por tal razón Tures abajo fue la estación más disímil en época seca, pero, contrario a lo planteado por los autores la poca similitud de Tibás Arriba en época lluviosa y Lajas-Tranqueras en transición lluviosa-seca se debe a que estos sitios no estuvieron bajo la influencia de sustancias contaminantes (estresantes), según lo revelaron las pruebas físicas y químicas realizadas (Fig. 8, 9, 17, 18 y 19).

#### **4.2.4. Índice de calidad BMWP-CR**

El índice de calidad BMWP-CR reveló tres diferentes tendencias dentro de las estaciones de seguimiento. En los sitios bajos y medios de la microcuenca, como Tibás-Tures, Tibás Abajo y Tibás-San Isidro, la calidad del agua aumentó entre el primer y tercer muestreo. El incremento se debió a que en las tres estaciones, la turbiedad disminuyó su concentración entre el primer y el último muestreo; de igual modo los valores de nitrato descendieron en dichas estaciones, salvo que en Tibás Abajo y Tibás-Tures la disminución ocurrió entre la época lluviosa y la de transición. Además, en Tures Abajo hubo una baja en la concentración de amonio entre el primer y el segundo muestreo, que se mantuvo aun en el tercer muestreo. De acuerdo a Desaix *et al.* (1995) y Roldan (2003) el descenso en las concentraciones de sustancias contaminantes o estresantes para el ambiente acuático, propicia un ecosistema idóneo para el establecimiento de nuevas composiciones de insectos acuáticos. Figueroa *et al.* (2003) reporta en sus estudios que la mayor parte de familias tolerantes se encuentran en la parte media y alta de la cuenca, sin embargo solo en la parte baja alcanzan una abundancia elevada cuando disminuyen las sustancia tóxicas y su establecimiento se favorece por su tolerancia y la disponibilidad de detritos orgánicos que forman parte de su dieta, lo cual hace que se incremente la calidad del agua en los sitios bajos.

Las estaciones Lajas y Tures Abajo mantuvieron la misma condición de calidad de agua, con un ligero aumento en el puntaje durante el periodo de transición. Aunque la primera estación se encuentra altitudinalmente más

alta que la segunda, Schmidt-Kloiber y Nijboer (2004) plantean en sus investigaciones que varios sitios mantienen un conjunto de familias estable debido a la tolerancia de estos grupos a la poca variación en las condiciones ambientales y a condiciones físicas y químicas óptimas del agua, lo cual concuerda con los datos obtenidos de las variables físicas y químicas medidas.

Tranqueras y Tibás Arriba registraron una disminución constante en la calidad biótica del agua a través del periodo de estudio. El primer sitio no reportó la presencia de sustancias contaminantes salvo un nivel de pH bajo, que según criterios de Posada *et al.* (2000) es una condición propia de algunos ecosistemas, adicionado a perturbaciones propias de régimen hidrológico, que pueden provocar cambios en la vegetación y en el sustrato del río, los cuales pudieron condicionar la baja composición de las familias que se encuentran en dicho sitio de muestreo. La baja calidad reportada en la segunda estación se debe a que Tibás Arriba se encuentra en una zona de cultivos permanente, por lo cual recibe un aporte difuso de nutrientes, reflejado en los resultados físicos y químicos que detectaron altas concentraciones en la turbiedad y DBO, además de un bajo nivel de pH (Fig. 6 y 8). De acuerdo a Figueroa *et al.* (2003) y Shieh y Yang (2000), estos factores causan el empobrecimiento de la macrofauna bentónica.

La turbiedad fue uno de los parámetros medidos que aumento a lo largo del periodo de muestreo y afecto la calidad biótica del agua en Tibás Arriba, ya que según, Kaller y Hartman (2004) La sedimentación es una de las formas más perjudiciales de contaminación asociadas a prácticas pobres del uso del suelo. La distribución de las partículas de sustrato y de materia orgánica alteran los hábitats bénticos disminuyendo la composición de las comunidades de macro invertebrados. Además, la descomposición de estos depósitos de materia orgánica consume el oxígeno del agua, por lo que es de esperarse una fuerte reducción de la diversidad de especies de macroinvertebrados, dejando aquellos adaptados para resistir dichas condiciones (Roldán 2003).

Las concentraciones en la turbiedad, DBO y pH ligeramente ácido encontradas en Tibás Arriba y las condiciones propias en el ambiente acuático de Tranqueras causaron que entre el primero y el último muestreo

no se recolectaran en ambas estaciones familias con puntajes altos (entre 10-4) dentro del índice BMWP-CR, tales como Leptophlebiidae, Perlidae, Hydrobiosidae, Leptoceridae, Hydroptilidae e Hydropsychidae. Esto reafirma lo planteado anteriormente, por cuanto estos grupos taxonómicos poseen poca tolerancia a la contaminación y son considerados como indicadores de aguas oligotróficas (Roldán 1996).

### 4.3. Análisis de correlación

La correlación positiva entre el fosfato, nitrato, amonio y pH se debe a que en los ríos ubicados a baja altura y rodeados por zonas agrícolas y urbanas reciben una mayor carga de sustancias contaminantes, que incluyen partículas de ortofosfatos y agentes nitrogenados, provocando una descomposición anaeróbica ácida (Murgel 1984).

La turbidez fue la variable más correlacionada con nitratos, amonio y fosfato, lo cual pudo estar relacionado con el aporte difuso de estos nutrientes al ecosistema (Figueroa *et al.* 2003). Al igual que lo informado por Barton (1996), la turbidez es mayor en los puntos de menor altitud de la cuenca. Coincidentemente, en estas zonas también hay mayor número de asentamientos urbanos y agrícolas que descargan aguas de desecho a los ríos.

Se identificaron correlaciones negativas, las cuales asocian inversamente la diversidad con el oxígeno disuelto y la calidad de agua con la turbidez. La primera de ellas, puede deberse a que la saturación de oxígeno disuelto aumenta en bajas elevaciones por efecto de la turbulencia del agua al recorrer el cauce y por la actividad fotosintética de las algas que ocurre en los sitios de menor altitud (Murgel 1984 y Cushing y Allan 2001). Aunque el OD sea el óptimo, la adición de sustancias como nitrato, amonio y fosfato, aun en bajas concentraciones junto con partículas de sedimento, hace que la diversidad disminuya (Roldán 1996 y 2003). Kaller y Hartman (2004) explican que la distribución del sedimento influye en la composición de los macroinvertebrados bénticos, lo cual coincide con la segunda correlación, ya que al aumentar las partículas de sedimento en el agua, se les

dificulta a los insectos acuáticos llevar a cabo una serie de procesos biológicos como la respiración, alimentación y el desplazamiento, por lo cual terminan huyendo de su hábitat o muriendo.

## 5. Conclusiones

- Los parámetros físicos y químicos mostraron una calidad del agua buena y aceptable en Tranqueras, Lajas, Tibás Arriba y Tibás San Isidro, reflejado en bajos valores de la media y la dispersión en la totalidad de parámetros, lo que demuestra una calidad poco variable y alta estabilidad del medio. Las variaciones presentadas en estos sitios durante el periodo de estudio son propias de las condiciones del ecosistema. Tibás Abajo, Tures Abajo y Tibás-Tures, presentaron una calidad física y química del agua regular atribuida a una mayor concentración de nitrato y fosfato proveniente de la escorrentía agrícola y urbana.
- La mayor abundancia entomofaunística encontrada en Tibás Arriba, Tibás Abajo, y Tibás-Tures en los diferentes periodos de muestreo, se debe principalmente al establecimiento de individuos de los ordenes Coleoptera, Hemiptera, Trichoptera, Odonata y Ephemeroptera en mayor número, del cual, las familias con más representatividad fueron Baetidae y Leptohyphidae. El establecimiento de estos grupos se debe a bajas concentraciones en las variables físicas y químicas asociadas a contaminación.
- Tures Abajo presentó una alta abundancia, representada por las familias Chironomidae y Simuliidae, tolerantes a aguas con algún tipo de contaminación como los detectados DBO, nitratos y fosfatos. Los dípteros aprovechan las zonas de recambio de oxígeno, para obtener mayores concentraciones de oxígeno y partículas en suspensión de las cuales se alimentan, facilitando su establecimiento.
- La mayor diversidad entomofaunística registrada en Tibás San Isidro, Tranqueras y Tibás Arriba a lo largo del periodo de estudio se debe a estar ubicadas a mayor altitud, sin influencia directa de agentes

antropogénicos contaminantes y sin someter a las comunidades entomológicas a fuertes presiones ambientales, salvo aquellas de origen natural. La baja diversidad en Tures Abajo se debe a una mayor cantidad de sedimento y mayores concentraciones de amonio, nitrato y fosfato aportado por la escorrentía agrícola y por los asentamientos poblacionales cercanos; mientras que en Tibás Arriba la disminución de  $H'$  podría relacionarse con variaciones espaciales y temporales de los patrones hidrológicos.

- Las diferencias significativas encontradas en los sitios de muestreo para el establecimiento de la entomodiversidad acuática a lo largo del periodo de estudio, se deben a la entrada y salida de especies sensibles a algún tipo de contaminación, influenciadas por las concentraciones de algunos parámetros químicos (nitrato y fosfato), lo cual también se revela en las diferencias encontradas entre el índice de Shannon-Wiener y el recíproco de Berger-Parker.
- Los niveles de asociación entomofaunística mostraron que las estaciones ubicadas más cerca una de otra como Tibás Abajo con Tures Tibás y Lajas con Tranqueras tienen un mayor grado de similitud en cuanto a la composición de sus comunidades bénticas, debido a que los puntos de muestreo cercanos están sujetos a los mismos tipos de perturbaciones ambientales y antropogénicas o a la falta de estas.
- El índice BMWP-CR revela que la calidad biológica del agua está relacionada con los parámetros físicos y químicos, ya que estaciones que aumentaron el valor del índice entre el primer y el tercer muestreo (Tures-Tibás, Tibás Abajo y Tibás San Isidro) disminuyeron en la turbiedad, DBO y nitrato; lo cual hizo posible el establecimiento de familias más sensibles e intolerantes a la contaminación. Las estaciones que mantuvieron la misma calidad del agua (Lajas y Tures Abajo), mantienen un ensamblaje entomofaunístico de familias estables y tolerantes, en un ambiente poco variable y con parámetros físicos y químicos alrededor de un rango óptimo. La disminución en la calidad del agua en Tranqueras podría deberse a un bajo nivel de pH, y a perturbaciones propias de régimen hidrológico, ya que las

variables físicas y químicas no detectaron altos niveles de contaminantes; mientras que en Tibás Arriba la baja calidad del agua pudo deberse a altos niveles de turbiedad, DBO y al bajo pH.

## 6. Recomendaciones

- Basándose en los resultados de este trabajo, se le sugiere al Sr. Adrián Loría, consultor en materia de reciclaje del departamento de Gestión Ambiental de la CNFL y su personal, una extensión de los programa de educación ambiental a las comunidades vecinas en los sitios de estudio; a fin de brindar los servicios de “Asesorías en materiales reciclables domiciliarios”, lo que permitirá reducir la cantidad de desechos generados.
- El departamento de Gestión Ambiental debe establecer “Proyectos comunitarios de acopio para el reciclaje”. Junto con los ingenieros agrónomos y forestales del departamento de Recursos Naturales, para brindar asesorías en los planes de trabajo de la tierra, tanto en materia agrícola como a planes de uso del suelo. Ofrecer planes piloto enlace con entidades que les ayuden a coordinar actividades de reforestación y zonas de conservación, además de realizar visitas a los centros educativos para motivar a los estudiantes a realizar actividades de conservación ambiental.
- Ambos departamentos deben elaborar un planeamiento conjunto entre los agricultores y en especial aquellos que posean terrenos en las inmediaciones de los ríos estudiados para que adopten mejores prácticas agrícolas, entre ellas producción y uso de lumbricompost, compostage y biodigestores; además de corregir prácticas incorrectas del uso del suelo y a su vez se les oriente hacia una forma de agricultura orgánica.
- El departamento de Gestión Ambiental debe continuar con el monitoreo de la calidad del agua y velar por la aplicación de los instrumentos legales como una herramienta permanente para la adecuada gestión de la Microcuenca del Río Tibás.

- El índice BMWP-CR debe ser mejorado para que ofrezca un resultado óptimo en su aplicación, ya que actualmente no es del todo confiable en cuanto a la determinación de la calidad del agua. Este índice debe refinarse a fin de utilizar géneros en lugar de familias; además, la información debe relacionarse con un puntaje asignado con pruebas físicas, químicas y geológicas que muestren los organismos sensibles a condiciones específicas. Esta estrategia de análisis debería aplicarse en cada cuenca del país, a fin de generar un índice por cuenca.

## 7. Bibliografía

- Albers, P. & M. Camardese. 1993. Effects of Acidification on Metal Accumulation by Aquatic Plants and Invertebrates. 2. Wetlands, Ponds and Small Lakes. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 50: 969-976.
- American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th Ed. U.S.A. 1162p.
- Barton, D. 1996. The Use of Percent Model Affinity to Assess the Effects of Agriculture on Benthic Invertebrate Communities in Headwater Streams of Southern Ontario, Canada. *Freshwater Biology* 36: 397-410.
- Benstead, J. & C. Pringle. 2004. Deforestation Alters the Resource Base and Biomass of Endemic Stream Insects in Eastern Madagascar. *Freshwater Biology* 49: 490-501.
- Brugnoli, E. 1999. Guía para el estudio de la calidad del agua en Centroamérica, una aproximación a la armonización de las normas de calidad. Tribunal Centroamericano del Agua. Ed: Guilombe. Costa Rica pp. 47-55.
- Cairns, J. & K. Dickson. 1971. A Simple Method for the Biological Assesment of the Effects of Waste Discharges on Aquatic Bottom-dwelling Organisms. *Journal Water Pollution Control*. 50 (11): 755-772.
- Charpentier, C. & F. Tabash. 1988. Variaciones en la diversidad de la comunidad bentónica del sedimento. Un indicador biológico del estado



de contaminación de los ríos de la subregión de Heredia, Costa Rica. UNICIENCIA 5 (1-2): 69-76.

Compañía Nacional de Fuerza y Luz. 1998. Perfil, Plan de Mejoramiento ambiental de la parte alta de la Cuenca del Río Virilla. Compañía Nacional de Fuerza y Luz. San José, Costa Rica. 101p.

Courtney, G., H. Teskey, R. Merritt & B. Foote. 1996. Aquatic Diptera *In*: Merritt, R. & K. Cummins. (Eds.). Aquatic Insects of North America. 3rd Ed. Ed. Kendall/ Hunt Pubbls. Comp. USA. pp: 484-514.

Crisci, J. & M. A. López. 1983. Introducción a la teoría y práctica de la taxonomía numérica. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Washington, D. C. 133p.

Cushing, C. & J. Allan. 2001. Streams, their Ecology and Life. Academic Press. California, USA. 366p.

Dahl, J., R. Johnson & L. Sandin. 2004 Detection of Organic Pollution of Streams in Southern Sweden using Benthic Macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 516:161-172.

Dessaix, J., J.F. Fruget, J.M. Olivier & J.L. Befly. 1995. Changes of the Macroinvertebrate Communities in the Dammed and By-passed Sections of the French upper Rhône after Regulation. *Regulated Rivers: Research & Management* 10: 265-279.

Dieter, C., W. Duffy & L. Flake. 1996. The Effect of Phorate on Wetland Macroinvertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15(3):308-312.

Dodds, W. 2002. Freshwater Ecology Concepts and Environmental Applications. Ed: Academic Press. U.S.A. 567p.

- Edmunds, G. & R. Waltz. 1996. Ephemeroptera. pp: 126-163. In: Merritt, R. & K. Cummins. (Eds.). Aquatic Insects of North America. 3rd Ed. Ed. Kendall/ Hunt Pubbls. Comp. USA. 862 p.
- Evans, E. & H. Neunzing. 1996. Megaloptera and Aquatic Neuroptera. In: Merritt, R. & K. Cummins (Eds.). Aquatic Insects of North America. 3rd Ed. Ed. Kendall/ Hunt Pubbls. Comp. USA. pp: 298-308.
- Figueroa, R., C. Valdovinos, E. Araya & O. Parra. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 275-285.
- \* Flanagan, P. 1992. Parameters of Water Quality. 2nd Ed. Enviromental Research Unit. Irlanda. 161p.
- Fruget, J. F., J. Dessaix & S. Plenet. 1996. Macroinvertebrate Communities of the Doubs River Prior to Completion of the Rhine-Rhone Connection. *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 617-631.
- Guerrero, A. 1996. Macroinvertebrados como bioindicadores en la evaluación de la calidad de agua en ríos. *Tecnología en Marcha* 12 (3):39-54.
- Gutiérrez, E. 2000. Métodos estadísticos para las ciencias biológicas. EUNA. Heredia, Costa Rica. 175p.
- Henderson, P. A. & R. M. H. Seaby. 1997. Species Diversity and Richness. Proyecto Mamirauá. Pennigton, Lymington, Reino Unido. Vers. 1.2.
- Kaller, M. & K. Hartman. 2004. Evidence of Threshold Level of Fine Sediment Accumulation for Altering Benthic Macroinvertebrate Communities. *Hydrobiologia* 518: 95-104.

- Leandro, H. 2006. *Indicadores de la calidad del agua como instrumento para la gestión en la Microcuenca IV del Río Virilla* Trabajo de Graduación para optar por el grado de Licenciatura en Química Industrial. Escuela de Química, Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica. 70p.
- Lenat, D. 1988. Water Quality Assessment of Streams Using a Qualitative Collection Method for Benthic Macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 3(7): 222-233.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, New Jersey, USA. 179 p.
- Mandaville, S. 2002. *Bioassessment of Freshwaters using Benthic Macroinvertebrates-a primer*. Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax. 31p.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ed. Omega. Barcelona, España. 1010p.
- Marqués, M., E. Martínez & J. Rovira. 2001. Los macroinvertebrados como índices de evaluación rápida de ecosistemas acuáticos contaminados por metales pesados. *Ecotoxicology and Environmental Restoration*. 4(1): 25-31.
- McCafferty, W. 1983. *Aquatic Entomology*. Jones and Bartlett Publishers. London, Inglaterra. 448p.
- Merritt, R & K Cummins (Eds). 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. 3rd Ed. Kendall/ Hunt Publishing Company. Iowa, Estados Unidos. 862p.
- Miserendino, M. 2001. Macroinvertebrate Assemblages in Andean Patagonian Rivers and Streams: Environmental Relationships. *Hydrobiologia* 444: 147-158.

- Morse, J. & R. Holzenthal. 1996. Trichoptera genera. *In*: Merritt, R. & K. Cummins (Eds.). Aquatic insects of North America. 3rd Ed. Ed. Kendall/ Hunt Pubbls. Comp. USA. pp:350-386.
- Murgel, S. 1984. Limnología sanitaria, estudio de la polución de aguas continentales. Secretaría General de los Estados Americanos. Washington, D.C., USA. 119p.
- Navarro, R. 1984. Programa computacional para el análisis numérico de comunidades. *Medio ambiente, Chile* 7: 82-87.
- Ocón, C. & A. Rodríguez. 2004. Presence and Abundance of Ephemeroptera and other Sensitive Macroinvertebrates in Relation with Habitat Conditions in Pampean Streams Buenos Aires, Argentina. *Arch. Hydrobiologia* 159(4): 473-487.
- Peeters, E., R. Gylstra & J. Vos. 2004. Benthic Macroinvertebrate Community Structure in Relation to Food and Environmental Variables. *Hydrobiologia* 519: 103-115.
- Pielou, E. C. 1984. The Interpretation of Ecological Data. A Primer on Classification and Ordination. John Wiley and Sons. New York. 263p
- Polhemus, J. 1996. Aquatic and Semiaquatic Hemiptera. *In*: Merritt, R. & K. Cummins (Eds.). Aquatic Insects of North America. 3rd Ed. Ed. Kendall/ Hunt Pubbls. Comp. USA. pp: 267-297.
- Posada, J., G. Roldán & J. Ramírez. 2000. Caracterización fisicoquímica y biológica de la calidad de aguas de la cuenca de la Quebrada Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Rev. Biol. Trop.* 48 (1): 59-70.
- Protti, M. , I. Sáenz, M. Guevara & M. Herrera 2007 a. Evaluación de la ictio y entomofauna acuática en el área de impacto y zonas aledañas al

Proyecto Hidroeléctrico Cariblanco. Informe Científico Técnico Periodo 2006, LARNAVISI. ECB. UNA. 103p.

- Ramírez, A. & C. Pringue. 1998. Invertebrate Drift and Benthic Community Dynamics in a Lowland Neotropical Stream, Costa Rica. *Hydrobiologia* 386: 19-26.
- Resh, V. & J. Unzicker. 1975. Water Quality Monitoring and Aquatic Organisms: the Importance of Species Identification. *Journal Water Pollution Control* 47(1): 9-19.
- Rincón, M. E. 1999. Estudio preliminar de la distribución altitudinal y espacial de los tricópteros en la Cordillera Oriental (Colombia) *In* Amat-G, M. Gonzalo y F. Fernández (eds). *Insectos de Colombia* 2(13): 277-284.
- Riss, W., R. Ospina & J. Gutiérrez. 2002. Establecimiento de valores de bioindicación para macroinvertebrados acuáticos de la sabana de Bogota. *Caldasia* 24(1): 135-156.
- Rojas, A. & M. Zúñiga. 1996. Aspectos bioecológicos del orden ephemeroptera en cuencas de algunos ríos del departamento del Valle del Cauca (Colombia). *In*: Gonzalo, M.; Amat, G. & F. Fernández (edts). *Insectos de Colombia, Estudios escogidos. 1 era edición*. Ed: Centro Editorial Javeriano, Santa Fe de Bogota, Colombia. pp: 453-472.
- Roldán, G. 1996. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Pama Editores Ltda. Bogotá, Colombia. 217p.
- Roldán, G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Propuesta para el uso del método BMWP/Col. Ed. Universidad de Antioquia. Antioquia, Colombia. 170p.



- Rosenberg, D. & V. Resh. 1993. Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. Ed: Chapman y Hall, New York, USA. 488p.
- Schmidt-Kloiber, A. & R. Nijboer. 2004. The Effect of Taxonomic Resolution on the Assessment of Ecological Water Quality Classes. *Hydrobiologia* 516: 269-283.
- Shieh, S. H. & P. S. Yang. 2000. Community Structure and Functional Organization of Aquatic Insects in an Agricultural Mountain Stream of Taiwan: 1985-1986 and 1995-1996. *Zoological Studies* 39(3): 191-202.
- Skoog, D., D. West & F. Holler. 1995. Química analítica. 2da edición. McGraw Hill. 612 p.
- Smith, H., P. Wood & J. Gunn. 2003. The Influence of Habitat Structure and Flow Permanence on Invertebrate Communities in Karst Spring Systems. *Hydrobiologia* 510: 53-66.
- Sokal, R. & F. Rohlf. 1979. Biometría, principios y métodos estadísticos en la investigación biológica. Ed: H Blume. Madrid, España. 832 p.
- Springer, M. & P. Hanson. 2005. Manual para la identificación de los insectos acuáticos de Costa Rica. En prep.
- Stewart, K. & P. Harper. 1996. Plecoptera. *In*: Merritt, R. & K. Cummins (Eds.). Aquatic Insects of North America. 3rd Ed. Ed. Kendall/ Hunt Publs. Comp. USA. pp: 217-266.
- Toro, J., J. Schuster, J. Kurosawa, E. Araya & M. Contreras. 2003. Diagnostico de la calidad del agua en sistemas lóticos utilizando diatomeas y macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores Río

## 8. Glosario

**Alóctona:** Que se originan fuera de un sistema.

**Anóxica:** Carente de oxígeno.

**Bentónicos:** Son todos aquellos organismos que viven en el fondo de ecosistemas acuáticos, adheridos sobre el sustrato

**Bioacumulación:** Es la bioconcentración o la acumulación de un componente desde el alimento.

**Coloides:** partículas que no se asientan por gravedad

**Demanda Bioquímica de Oxígeno:** Una medida del oxígeno necesitado en un volumen específico de agua para descomponer los materiales orgánicos; cuanto mayor es la cantidad de materia orgánica en el agua mayor es la DBO.

**Ecosistema Léntico:** Se refiere a aquellos cuerpos de agua quietos o estancados como lagos, lagunas, embalses y algunos remansos de ríos.

**Ecosistema Lótico:** Se refiere a los cuerpos de agua con flujos de corriente de agua constante como ríos, quebradas y arroyos

**Eutrificación:** Introducción de nutrientes a los ambientes acuáticos, enriquecidos especialmente con nitrógeno y fósforo que lleva a un incremento en la producción de materia orgánica.

**Macroinvertebrados:** Un animal carente de columna vertebral y generalmente visible a simple vista de dimensiones mayores a 0.5 mm.

**Nectónicos:** Son los organismos que nadan libremente en la columna de agua.

**Neustónicos:** Son los organismos que habitan sobre la superficie del agua.

**Oligotrófica:** Es un sistema acuático pobre en nutrientes con una relativamente baja productividad primaria

**pH:** Actividad del ión Hidrógeno expresado como  $-\log_{10}$  (moles de  $H^+$  litro<sup>-1</sup>).

**Ripario:** Localizado en/o relacionado a las orillas o riveras de ríos y quebradas.



**Sapróbico:** Se refiere a la degradación de la contaminación por la materia orgánica.

**Taxón:** Unidad o categoría sistemática definida.

**Tubificidos:** Son oligoquetos muy poco usados en estudios de calidad del agua por su dificultad en identificación de especies

## 9. Anexos

Anexo 1. Parámetros físicos y químicos del agua. Microcuenca del Río Tibás, durante el periodo de estudio

Parámetro/ Sifio	pH ( $\pm 0,025$ )		T. Agua ( $\pm 0,1$ ) °C		T. Amb. ( $\pm 0,1$ ) °C		OD		Turbiedad						
	Lluv	Trans. Seca	Lluv	Trans. Seca	Lluv	Trans. Seca	Lluv	Trans. Seca	Lluv	Trans. Seca					
T.N.	6,2	6,3	5,7	15,4	14,7	13,9	16,1	14,1	14,8	6,95	6,98	8,77	0,25	1,09	2,44
L.N	6,7	6,7	6,15	15,6	14,8	14,3	15,4	14,8	14,6	7,43	7,58	8,57	0,54	0,44	1,74
Ti. Ar.	7,1	6,6	5,25	17,1	16,8	15,6	17,1	16,8	16,1	7,81	7,98	8,34	0,49	0,87	14,8
Ti SI.	7,55	6,95	6,95	17,6	16,9	18,1	19,7	17	20,2	7,57	8,89	8,65	3,44	1,2	0,86
Ti Ab.	7,3	7,3	7,3	18	17,7	17,7	19,2	20	18,2	7,95	8,5	8,36	17,2	1,36	1,5
Tu. Ab	7,2	7,2	7,6	19,1	18	20	20,8	21,3	20,4	7,5	7,03	9,23	188	1,51	2,3
Ti Tu.	7,3	7,45	7,25	18,2	18	18	19	18,5	18,3	7,81	8,03	7,85	40,1	1,4	3

Anexo 2. Parámetros físicos y químicos del agua. Microcuenca del Río Tibás, durante el periodo de estudio.

Parámetro/ Sitio	DBO( $\pm 1$ mg/L)		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ( $\pm 0,01$ )mg/L		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ( $\pm 0,008$ ) mg/L		PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> ( $\pm 0,001$ ) mg/L			
	Lluv	Trans	Seca	Lluv	Trans	Seca	Lluv	Trans	Seca	
T.N.	1,00	6,66	7,90	0,85	0,98	0,72	0,05	0,05	0,05	0,05
L.N	1,00	7,60	8,80	0,63	0,36	0,64	0,05	0,05	0,05	0,05
Ti. Ar.	1,00	3,83	8,50	0,20	0,18	0,65	0,05	0,05	0,05	0,05
Ti SL	1,00	9,50	1,93	0,55	0,49	0,23	0,05	0,05	0,05	0,05
Ti Ab.	11,7	12,89	2,27	3,95	3,87	3,21	0,06	0,05	0,12	0,05
Tu. Ab	6,01	10,86	0,57	4,70	4,92	0,25	0,30	0,05	0,17	0,23
Ti Tu.	1,00	12,13	3,00	4,10	2,40	2,60	0,05	0,10	0,05	0,07

Anexo 3 Promedios y dispersión absoluta y relativa de las variables físicas y químicas en el sitio de estudio (D.E.= desviación estándar y C.V. coeficiente de variación).

Parámetro	Tranqueras		Lajas		Tibás Arriba		Tibás SI		Tibás Abajo		Tures		Tures-Tibás								
	Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.							
pH	6,07	0,32	5,3	6,52	0,32	4,87	6,32	0,96	15,15	7,15	0,35	4,84	7,30	0,00	0,00	7,33	0,23	3,15	7,33	0,1	1,42
OD	7,57	1,04	13,77	7,86	0,62	7,88	8,04	0,27	3,36	8,37	0,7	8,40	8,27	0,29	3,46	7,92	1,16	14,63	7,90	0,12	1,48
Turb	1,26	1,1	87,69	0,91	0,72	79,79	5,39	8,15	151,38	1,83	1,4	76,46	6,69	9,11	136,17	63,94	107,44	168,05	14,83	21,9	147,61
DBO	5,19	3,68	70,92	5,8	4,2	72,41	4,44	3,79	85,24	4,14	4,66	112,52	8,95	5,82	64,99	5,81	5,15	88,55	5,38	5,93	110,36
no3	0,85	0,13	15,29	0,54	0,16	29,24	0,34	0,27	77,41	0,42	0,17	40,18	3,68	0,41	11,05	3,29	2,64	80,09	3,03	0,93	30,63
nh3	0,05	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,05	0,01	10,83	0,13	0,14	108,25	0,05	0,00	0,00
po4	0,05	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,07	0,04	55,11	0,19	0,03	18,23	0,07	0,03	34,32

Anexo 4. Composición taxonómica y numérica de la entomofauna, Microcuenca del Río Tibás.

TAXONES	Estación de Muestreo/Epoca															
	Tibás Arriba		Tranqueras		Lajas		Tures		Tures-Tibás		Tibás Abajo		Tibás San Isidro		Total	
	Lluv	Seca	Lluv	Seca	Lluv	Seca	Lluv	Seca	Lluv	Seca	Lluv	Seca	Lluv	Seca		
<b>Blattaria</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<b>Blatodea</b>																
<b>Odonata</b>																
<b>Calopterygidae</b>	1	2	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Hetaerina</i>																
<b>Libellulidae</b>	0	6	11	0	0	0	0	0	0	3	5	4	0	10	11	33
<i>Brechmorhoga</i>	6	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Macrothemis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Paltothemis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Coenagrionidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0
<i>Argia</i>																
<b>Phemeroptera</b>																
<b>Baetidae</b>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Baetodes</i>	30	308	7	1	7	2	1	0	9	103	0	11	456	294	24	248
<i>Baetis</i>	39	28	3	2	25	0	1	7	0	0	0	2	9	0	0	1
<i>Amelobaetidius</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	30	57	0	2	53	5	28	17
<i>Fallceon</i>	0	2	0	3	23	4	2	0	3	1	0	0	0	0	0	0
<i>Moribaetis</i>	0	3	1	0	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<b>Leptohyphidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Allenhyphes</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Asioplax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Leptohyphes</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	68	140	239	50	365	108	8
<i>Tricorythodes</i>	6	14	1	0	0	0	0	0	0	1	5	14	15	1	16	4
<i>Vacuperinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0

Continúa

Anexo 4: Continuación

TAXONES	Tibás Arriba		Tranqueras		Lajas		Tures		Tures-Tibás		Tibás Abajo		Tibás San Isidro		
	Lluv	Trans	Lluv	Trans	Lluv	Trans	Lluv	Trans	Lluv	Trans	Lluv	Trans	Lluv	Trans	
<b>eptophlebiidae</b>															
<i>Thraulodes</i>	0	0	0	10	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	13
<i>Farrolides</i>	3	0	1	7	0	5	11	1	0	0	0	0	0	0	100
<b>Plecoptera</b>															
Perlidae															
<i>Anacroneuria</i>	2	1	0	3	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16
<b>Hemiptera</b>															
Belostomatidae															
<i>Abedus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
Gelastocoridae															
<i>Nerthra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Gerridae															
<i>Potamobates</i>	14	0	5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	34
<i>Trepobates</i>	0	16	0	42	14	0	20	2	0	0	0	0	0	0	94
Hebridae															
<i>Hebrus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Hydrometridae															
<i>Hydrometra</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Notonectidae															
<i>Notonecta</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Mesovelidae															
<i>Mesovelia</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2
Ochteridae															
<i>Ochterus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Veliidae															
<i>Rhagovelia</i>	0	1	1	3	2	0	8	5	10	0	18	0	1	0	85

Continúa

## Anexo 4: Continuación

TAXONES	Tibás Arriba		Tranqueras		Lajas		Tures		Tures-Tibás		Tibás Abajo		Tibás Isidro	
	Lluv	Trans Seca	Lluv	Trans Seca	Lluv	Trans Seca	Lluv	Trans Seca	Lluv	Trans Seca	Lluv	Trans Seca	Lluv	Trans Seca
<b>Megaloptera</b>														
<i>Corydalidae</i>														
<i>Corydalis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Platyneuromus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<b>Trichoptera</b>														
<i>Alamoceratidae</i>														
<i>Phylloicus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsychidae</i>														
<i>Calosopsycha</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptonema</i>	6	19	0	20	7	0	9	4	0	5	102	19	16	47
<i>Macrostemum</i>	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Smicridea</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	5	3	0	2	0
<i>Hydroptilidae</i>														
<i>Anchitrichia</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydroptila</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ochrotrichia</i>	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oxyethira</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Hydrobiosidae</i>														
<i>Atopsyche</i>	2	2	0	4	2	0	0	2	1	0	0	0	1	1
<i>Dossomatidae</i>														
<i>Culoptila</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	6	1	74	8
<i>Mortionella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	19	0	1	34
<i>Mexitrichia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	8	0	1
<i>Leptoceridae</i>														
<i>Triaenodes</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polycentropodidae</i>														
<i>Polycentropus</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0

Continúa







**Anexo 5:** Índices de diversidad ( $H'$ ) y su varianza (Var) a nivel genérico en cada estación de muestreo durante el periodo de estudio. Microcuenca del Río Tibás.

Estación / Índice	E. Lluviosa		E. Transición		E. Seca	
	H	Var H	H	Var H	H	Var H
Ti. Ar.	2,28	0,008	0,88	0,001	2,35	0,021
T. N.	2,24	0,017	2,37	0,006	1,64	0,048
L. N.	2,19	0,013	2,21	0,011	1,40	0,040
Tu. Ab	1,30	0,013	1,70	0,003	1,30	0,028
Tu. Ti.	1,66	0,012	1,36	0,002	1,86	0,001
Ti. Ab	1,89	0,007	1,58	0,001	1,87	0,002
Ti. S I.	2,36	0,008	1,27	0,003	1,67	0,004

**Anexo 6:** Calidad del agua en los puntos de muestreo de la Microcuenca del Río Tibás durante el periodo de estudio, según el índice BMWP-CR.

Estación	Epoca Lluviosa		Transición lluviosa seca		Epoca Seca	
	Puntaje	Calidad del agua	Puntaje	Calidad del agua	Puntaje	Calidad del agua
T. N.	84	Regular, contaminación moderada.	68	Regular, contaminación moderada.	31	Mala, muy contaminada
L. N.	45	Mala, contaminada	67	Regular, contaminación moderada.	37	Mala, contaminada
Ti. Ar.	87	Regular, contaminación moderada.	85	Regular, contaminación moderada.	69	Regular, contaminación moderada.
Ti. SI	43	Mala, contaminada	49	Mala, contaminada	71	Regular, contaminación moderada.
Ti. Ab.	49	Mala, contaminada	58	Mala, contaminada	60	Mala, contaminada
Tu. Ab	20	Mala, muy Contaminada	45	Mala, contaminada	33	Mala, muy contaminada
Tu. Ti.	57	Mala, contaminada	38	Mala, contaminada	62	Regular, contaminación moderada.