

UNIVERSIDAD ESTATAL A DISTANCIA

VICERRECTORÍA ACADÉMICA

ESCUELA DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

SISTEMA DE ESTUDIOS DE POSTGRADO

PROGRAMA DE MAESTRÍA EN MANEJO Y PROTECCIÓN DE RECURSOS NATURALES

Relación entre la diversidad de ictiofauna y la calidad del agua en ríos con diferente grado de afectación por diques y canales en la zona sur de Costa Rica

Tesis sometida a la consideración del Tribunal Examinador del Programa de Maestría en Manejo y Protección de Recursos Naturales, como requisito parcial para optar por el postgrado de Magister Scientiae en Manejo y Protección de Recursos Naturales

Juan Carlos Villegas Arguedas

San José, Costa Rica
2011

TRIBUNAL EXAMINADOR

Este proyecto de Graduación ha sido aceptado y aprobado en su forma presente por el Tribunal Examinador del Programa de Maestría en Manejo y Protección de los Recursos Naturales del Sistema de Estudios de Postgrado de la Universidad Estatal a Distancia, como requisito parcial para optar por el grado de Magister Scientiae en Manejo y Protección de los Recursos Naturales.

Harold Arias LeClaire, M. Sc.
Representante
Director del Sistema de Estudios de Postgrado

Monika Springer, M. Sc.
Representante
Director de la Escuela de Ciencias Exactas y Naturales

Zaidett Barrientos Llosa, M. Sc.
Coordinadora
Programa de Maestría en Manejo de los Recursos Naturales

Maurizio Protti Quesada, Ph. D.
Director de Tesis

Víctor Hugo Méndez Estrada, M. Sc.
Lector de tesis

Óscar Ramírez Alán, M. Sc.
Lector de tesis

DEDICATORIA

A

*Andrea mi esposa y mi hija Dayanna por ayudarme a
continuar a pesar de las dificultades,
a mi madre María Teresa cuya enfermedad me recuerda que
la investigación no debe detenerse nunca
y a las personas amantes de la naturaleza en la zona sur de Costa Rica
por ayudar a conservar la vida de sus hermosos ríos...*

AGRADECIMIENTO

Varias personas colaboraron durante la ejecución de esta investigación, agradezco el apoyo y comprensión en muchos sentidos a Etilma Morales Mora, directora del Área de Conservación Osa del MINAET, a Freddy Zuñiga Baltodano y José Manuel Quirós, ambos funcionarios del MINAET por su colaboración en algunas colectas, a Maurizio Protti Quesada por su amistad y su amable y desinteresada guía, además de la exhaustiva revisión al manuscrito; a Óscar y Víctor Hugo por su revisión y sugerencias al manuscrito y a todas aquellas personas que de una u otra manera colaboraron para que esta investigación se realizara.

Índice de contenido

Dedicatoria	III
Agradecimiento	IV
Indice de cuadros	VIII
Indice de figuras	X
Indice de anexos	XII
Acrónimos	XIII
Resumen.....	1
1. Marco teórico.....	4
1.1 Peces como bioindicadores	5
1.2 La calidad del agua de los sistemas dulceacuícolas	6
1.3 Relación de los peces dulceacuícolas con la calidad del agua	8
1.4 Métodos biológicos multivariados e índices descriptivos para la interpretación de la calidad de agua	11
1.5 Efecto de la concentración de sólidos del agua en la población de peces	13
2. Introducción	16
2.1 Antecedentes	16
2.2 Problema y justificación.....	18
2.3 Objetivos	20
2.3.1 Objetivo general	20
2.3.2 Objetivos específicos	20
3. Materiales y métodos.....	21
3.1 Area de estudio	21
3.1.1. Descripción de los ríos evaluados	22
3.2 Captura de peces en los sitios de muestreo	23
3.3 Riqueza, abundancia relativa, distribución y diversidad de la ictiofauna en los ríos de la zona sur de costa rica.....	24
3.3.1 Riqueza	24
3.3.2 Abundancia relativa.....	25

3.3.3 Distribución	25
3.3.4 Diversidad	25
3.4 Calidad física y química del agua en los sitios de muestreo	26
3.4.1 Oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de oxígeno	26
3.4.2 Conductividad, potencial de oxidación, temperatura, salinidad, sensor de iones, sólidos disueltos totales, sólidos sedimentables y turbidez	26
3.4.3 Concentración del ión hidrógeno (pH)	27
3.5 Relación entre las variables bióticas (diversidad, riqueza y abundancia) y las abióticas (físico-químicas) según su influencia antrópica	27
4. Resultados.....	30
4.1 Riqueza, abundancia, distribución y diversidad de peces	30
4.1.1 Riqueza y abundancia.....	30
4.1.2 Análisis comparativo de la riqueza y abundancia en los ríos evaluados según influencia antrópica o sin ella.....	34
4.1.3 Descripción de las capturas por familia taxonómica y sitio de muestreo según influencia antrópica o sin ella.....	35
4.1.3 Distribución	40
4.1.4 Diversidad según sus estimadores.....	42
4.2 Calidad físico-química del agua en los sitios de muestreo	45
4.2.1 Oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de oxígeno	45
4.2.2 Conductividad y salinidad.....	46
4.2.3 Potencial de oxidación, temperatura, ise y ph	46
4.2.4 Sólidos disueltos totales, sólidos sedimentables y turbidez	47
4.3 Relación entre la captura de peces (abundancia específica) y las variables físico-químicas del agua según su influencia antrópica	49
5. Discusión.....	58
5.1 Riqueza y abundancia relativa, distribución y diversidad de la ictiofauna.	58
5.1.1 Riqueza y abundancia.....	58
5.1.2 Distribución	62
5.1.3 Diversidad según sus estimadores.....	67
5.2 Calidad físico-química del agua en los sitios de muestreo	69
5.2.2 Conductividad y salinidad.....	71
5.2.3 Potencial de oxidación, temperatura, ISE y pH	72
5.2.4 Sólidos disueltos totales y sólidos sedimentables	74

5.3 Relación entre las variables biológicas de la captura de peces (abundancia específica) y las variables físico-químicas del agua según su influencia antrópica	76
6. Conclusiones	81
7. Recomendaciones	82
Referencias bibliográficas	84
Anexos	99

Índice de cuadros

Cuadro 1. Ubicación geográfica y altitud sobre el nivel del mar de los sitios de muestreo.	21
Cuadro 2. Cuadro comparativo para las características descriptivas de los ríos evaluados.	22
Cuadro 3. Abundancia numérica, porcentaje individual y acumulado de captura y abreviatura nomenclatural de las especies ícticas registradas entre octubre 2010 y marzo 2011, zona sur, Costa Rica.	31
Cuadro 4. Cantidad de individuos capturados por especie íctica y sitio de muestreo separados por influencia antrópica o no entre octubre 2010 y marzo 2011, zona sur de Costa Rica.	32
Cuadro 5. Valores mínimos, máximos y desviación estándar de la longitud estándar (Ls) y peso de los ejemplares capturados de cada especie ictiofaunística entre octubre 2010 y marzo 2011, zona sur Costa Rica.....	33
Cuadro 6. Resumen comparativo del reemplazo de especies ictiofaunísticas por sitios de muestreo según su influencia antropogénica entre octubre 2010 y marzo 2011 como diversidad beta de acuerdo con Whittaker (1972).	41
Cuadro 7. Índices de diversidad (H') y su respectiva varianza y el índice de dominancia Berger-Parker (1/d) total para las estaciones de muestreo de peces con influencia antrópica y sin ella durante octubre 2010 y marzo 2011.	43
Cuadro 8. Índices de diversidad (H') y su respectiva varianza y el índice de dominancia Berger-Parker (1/d) tanto mensual como total para las estaciones de muestreo de peces durante octubre 2010 y marzo 2011.	44
Cuadro 9. Condiciones de la variable turbidez del agua en los sitios de muestreo durante octubre 2010 y marzo 2011.	48
Cuadro 10. Variables ambientales incluidas en el modelo de CCA y su inflación como criterio de multicolinealidad entre variables.	49
Cuadro 11. Resumen de cálculos de varianza explicada por el modelo CCA entre especies y variables ambientales.	50

Cuadro 12. Resumen de la composición taxonómica y diversidad de otras investigaciones
ictiológicas en la zona sur de Costa Rica. 58

Índice de figuras

Figura 1. Relación entre la riqueza y abundancia ictiofaunística en seis ríos de la zona sur de Costa Rica, con influencia antrópica y sin ella entre octubre 2010 y marzo 2011.	35
Figura 2. Distribución espacial y abundancia de captura (\pm error estándar) para las especies de Characidae registradas durante octubre 2010 y marzo 2011.	36
Figura 3. Distribución espacial y abundancia de captura (\pm error estándar) para las especies de Cichlidae registradas durante octubre 2010 y marzo 2011.	37
Figura 4. Distribución espacial y abundancia de captura (\pm error estándar) para las especies de Eleotridae registradas durante octubre 2010 y marzo 2011.	38
Figura 5. Distribución espacial y abundancia de captura (\pm error estándar) para las especies de Mugilidae registradas entre octubre 2010 y marzo 2011.	39
Figura 6. Distribución espacial y abundancia de captura (\pm error estándar) para las especies de Poeciliidae registradas entre octubre 2010 y marzo 2011.	40
Figura 7. Dendrograma de similitud de especies ictiofaunísticas según el índice de asociación beta Whitaker para los sitios de muestreo según influencia antropogénica entre octubre 2010 y marzo 2011.	42
Figura 8. Comportamiento del oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación del oxígeno en los sitios de muestreo durante octubre 2010 y marzo 2011.	45
Figura 9. Comportamiento de la temperatura y el pH en los sitios de muestreo durante octubre 2010 y marzo 2011.	46
Figura 10. Comportamiento del potencial de reducción de oxígeno (ORP) y el selector de iones (ISE) en los sitios de muestreo durante octubre 2010 y marzo 2011.	47
Figura 11. Comportamiento de los sólidos disueltos totales (SDT) y los sólidos sedimentables en los sitios de muestreo durante octubre 2010 y marzo 2011.	48

Figura 12. Diagrama de ordenación canónica para especies ícticas dulceacuícolas, variables ambientales y sitios de muestreo, entre octubre 2010 y marzo 2011, (ver abreviatura de especies en el cuadro 3).....	52
Figura 13. Diagrama de ordenación canónica para especies más abundantes, variables ambientales y sitios de muestreo, entre octubre 2010 y marzo 2011, (ver abreviatura de especies en cuadro 3).	53
Figura 14. Curvas de respuesta de especies ícticas dulceacuícolas para la variable categoría de corriente.....	54
Figura 15. Curvas de respuesta de especies ícticas dulceacuícolas para la variable categoría de influencia antrópica.	55
Figura 16. Superficie gaussiana bivariada para la abundancia de <i>A. aeneus</i> según la variable categoría de influencia antrópica y la corriente del río, entre octubre 2010 y marzo 2011, zona sur de Costa Rica.	56
Figura 17. Superficie gaussiana bivariada para la abundancia de <i>P. panamensis</i> según la variable categoría de influencia antrópica y la corriente del río, entre octubre 2010 y marzo 2011, zona sur de Costa Rica.	57

Índice de anexos

Anexo 1. Especímenes colectados según su composición taxonómica y numérica en los sitios y meses de colecta, 2011,	100
Anexo 2. Variables físico-químicas cuantitativas y categóricas ordinales para los sitios y meses de colecta del presente estudio, 2011,	107
Anexo 3. Matriz de correlaciones de Pearson para las variables ambientales incluidas en el modelo de correspondencias canónicas.....	113

ACRÓNIMOS

Alt.: Altitud

msnm: Metros sobre el nivel del mar

pH: Concentración del ión hidrógeno

Temp °C: Temperatura en grados Celsius

OD: Oxígeno disuelto en el agua

mg/l: miligramos por litro (medidas de sólidos disueltos, sólidos sedimentables y de oxígeno disuelto)

% Sat: Porcentaje de saturación de oxígeno en el agua

Bar: Presión barométrica

mmHH: milímetros de mercurio (medida de presión barométrica)

Cond.: Conductividad

µs/cm: microsims por centímetro (medida de conductividad)

Sal.: Salinidad

ppt: partes por mil (acrónimo en inglés “thousand”) medida de la salinidad

ORP: potencial de reducción del oxígeno

mV: milivoltios (medida del ORP)

ISE: electrodo selector de iones

SDT: Sólidos disueltos totales

Ssed: Sólidos sedimentables

Sech: Turbidez Sechii

Infl_ant: Influencia antrópica

Cat_turb: Categoría de turbidez

Cat_Corr: Categoría de velocidad de corriente del agua

Cat_Amb: Categoría de tipo de ambiente

Relación entre la diversidad de ictiofauna y la calidad del agua en ríos con diferente grado de afectación por diques y canales en la zona sur de Costa Rica.

Juan-Carlos Villegas Arguedas

Sistema de Estudios de Postgrado, Maestría en Manejo de Recursos Naturales, Universidad Estatal a Distancia, San Pedro, Montes de Oca, Costa Rica;

Programa de Patrimonio Natural del Estado, Ministerio del Ambiente, Energía y Telecomunicaciones, Área de Conservación Osa. Tel. 2775-1210, 2775-2110; e-mail: juan.villegas@sinac.go.cr

RESUMEN

Los peces de agua dulce pueden ser afectados negativamente por perturbaciones humanas tales como la construcción de infraestructura, la conformación de diques o canales o por la agricultura extensiva la cual elimina la cobertura forestal y promueve la sedimentación.

El presente estudio procuró evaluar la composición espacio-temporal de las poblaciones de peces de agua dulce y su relación con algunas variables físico-químicas del agua en tres ríos de la zona Sur de Costa Rica con influencia humana (quebrada Zapatero, quebrada Chiricanos y río Corredores) y en tres sin esa influencia (río Camaronal, río Coto y río Abrojo) esto durante el periodo final de la época lluviosa (octubre, noviembre y diciembre) e inicio de la estación seca (enero, febrero, marzo).

Para la captura de los peces se utilizó la pesca eléctrica. Se muestreó dos veces al mes en cada sitio. Al momento de la captura de los peces también se midió variables de la calidad del agua como temperatura, pH, oxígeno disuelto, % de saturación del oxígeno, salinidad, sólidos disueltos totales, turbidez, potencial de reducción del oxígeno, conductividad, iones, además se determinó el tipo de ambiente o sustrato, velocidad de corriente y la altitud.

Se capturó 742 especímenes pertenecientes a 24 especies de peces y a 12 familias taxonómicas. Los más representativos fueron *Astyanax aeneus* (44,20 %), *Poeciliopsis retropinna* (14,15 %), *Dormitator latifrons* (8,22 %), *Priapichthys panamensis* (7,28 %), *Criptotheros sajica* (5,53 %) y *Brachyrhaphis roseni* (3,91%). No se registró diferencia estadísticamente significativa entre la abundancia en ríos con influencia antropogénica o sin

ella, tampoco en la captura de especies. Las variables físico-químicas del agua más importantes en el modelo de correspondencias canónicas fueron la velocidad de corriente y el tipo de sustrato, mientras que la influencia antrópica no ejerció ningún efecto en la estructura de las comunidades ícticas.

Se sugiere que la influencia antrópica en los ríos evaluados no altera las condiciones de la calidad del agua ni la conformación de los ensamblajes taxonómicos de peces de agua dulce en la zona sur de Costa Rica. Las fluctuaciones de las variables ambientales, la abundancia, riqueza, distribución e ictiodiversidad mostradas son normales y típicos de estos dinámicos ecosistemas.

PALABRAS CLAVES: Peces, calidad del agua, diversidad, abundancia, distribución, correspondencias canónicas, Costa Rica, Coto, Osa.

SUMMARY

Freshwater fish may be adversely affected by human disturbance such as construction of infrastructure, creation of dams or canals or extensive agriculture which eliminates the forest cover and promote sedimentation.

This study aimed to assess the spatio-temporal composition of populations of freshwater fish and their relation to some physico-chemical variables of water in three rivers in the south of Costa Rica with human influence (Zapatero creek, Chiricanos creek and Corredores river) and three without such influence (Camaronal river, Coto river and Abrojo river) that during the final period of the rainy season (October, November and December) and early dry season (January, February, March).

To catch fish electric fishing was used. Was sampled twice a month at each site. At the time of capture of fish was also measured quality variables such as water temperature, pH, dissolved oxygen, % oxygen saturation, salinity, total dissolved solids, turbidity, oxygen reduction potential, conductivity, ion, as well determined the type of environment or substrate, current speed and altitude.

742 specimens were captured belonging to 24 species of fish and 12 taxonomic families. Most of this is *Astyanax aeneus* (44.20 %), *Poeciliopsis retropinna* (14.15 %), *Dormitator latifrons* (8.22 %), *Priapichthys panamensis* (7.28 %), *Criptotheros sajica* (5.53 %) and *Brachyrhaphis roseni* (3.91 %). There was no statistically significant difference between abundance in rivers with or without human influence, either in the capture of species. The physico-chemical variables of water more important in the canonical correlation model were the flow velocity and the type of substrate, whereas anthropogenic influences had no effect on the structure of fish communities.

It is suggested that anthropogenic influences on rivers evaluated did not alter the conditions of water quality or taxonomic composition of assemblages of freshwater fish in southern Costa Rica. Fluctuations in environmental variables, abundance, wealth distribution and normal ictiodiversidad shown are typical of these dynamic ecosystems.

KEY WORDS: Fish, canonical correspondences, quality of the water, diversity, abundance, distribution, Costa Rica, Coto, Osa.

1. MARCO TEÓRICO

A escala global, Costa Rica posee una biodiversidad relativamente alta, llegando a representar el 5 % de las especies descritas a la fecha (Obando 2002). Uno de sus componentes son sus 135 especies de peces dulceacuícolas, cuya historia biogeográfica es reciente en comparación con la distribución de otros grupos taxonómicos y que está influenciada por los aportes de especies de Suramérica en dos periodos geológicos de interconexión (Herrera-Vásquez *et al.* 2008, Bussing 2002).

La realidad actual de esta ictiodiversidad en los ecosistemas dulceacuícolas, no solo en Costa Rica sino a nivel mundial, contempla una serie de complicaciones para su conservación que la mantiene en serio peligro de amenaza y desaparición, disturbios que podrían estar actuando a nivel de macro y micro escala. Dentro de la escala mayor destacan la influencia directa sobre los ensamblajes ictiobiogeográficos de factores como el clima, la topografía y la geología (Infante *et al.* 2009), mientras que en la micro-escala se tienen factores como el pH, la distribución de briófitos y otros componentes alimenticios como los macrobentos; la profundidad de ríos y quebradas, el sustrato y tamaño del mismo, los nutrientes en el agua y el oxígeno disuelto (Infante *et al.* 2009).

Para determinar la calidad de los ambientes (aire, ecosistemas terrestres y acuáticos), se suele recurrir a algunos organismos como bioindicadores y biomonitores. Entre los más utilizados destacan los líquenes (Lijteroff *et al.* 2009, Fuga *et al.* 2008, Policnick *et al.* 2008, Fernández-Salegui *et al.* 2006, Giordani 2007, Rubiano y Chaparro 2006, Hawksworth *et al.* 2005, Monnet *et al.* 2005, Vergara *et al.* 2005, Ramírez y Cano 2005, Monge *et al.* 2002); los musgos (Bedregal *et al.* 2005, Monnet *et al.* 2005, Ramírez y Cano 2005, Rhoades 1999), además de otras plantas vasculares superiores como el tabaco (Anze *et al.* 2007, Nali *et al.* 2007, Gombert *et al.* 2006, Bedregal *et al.* 2005, Monnet *et al.* 2005). Algunos grupos animales, tales como los insectos y otros macroinvertebrados acuáticos (Ocón y Rodríguez 2004, Posada *et al.* 2000, Ramírez y Pringle 1998), así como algunos vertebrados superiores como los peces (Cabrera *et al.* 2008, Karr 1981, Fausch *et al.* 1990) también son buenos indicadores de la calidad ambiental.

1.1 Peces como bioindicadores

Los peces de agua dulce pueden ser utilizados como indicadores de la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos, por lo que son considerados como integradores de los impactos directos o indirectos a estos ambientes (Cabrera *et al.* 2008) debido a su sensibilidad a efectos estresantes en su medio o a su dependencia de otros componentes bióticos, como los macroinvertebrados bentónicos, también sensibles a perturbaciones estresantes e involucrados en sus respectivas redes tróficas (Karr 1981, Fausch *et al.* 1990).

Además, algunas especies de peces de agua dulce tienen longevidades importantes y altas tasas reproductivas, lo que permite un seguimiento de sus poblaciones y los cambios que en ellas generen alteraciones abióticas a lo largo del tiempo (Karr *et al.* 1986, Fausch *et al.* 1990).

Los ecosistemas acuáticos están condicionados por una complicada red de factores ambientales, en la que las variables abióticas (pH, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, temperatura, nitratos, fosfatos, sedimentos, temperatura, penetración de luz, tamaño, disponibilidad y profundidad de hábitat, cobertura forestal de riveras, nivel del agua, velocidad, gradientes, altitud, tipo de sustrato, etc.) así como las bióticas, (depredación, oferta alimentaria y competencia tanto intra como interespecífica) son algunos de los principales factores que condicionan la dinámica poblacional de los organismos que allí se encuentren (Burcham 1988, Bussing 1993, 2002, Chapman y Chapman 1993, Glaser y Glaser 1996, Granado-Lorencio *et al.* 2005, Pérez-Castillo y Rodríguez 2008).

Estos factores pueden afectar a las especies tanto de peces como de otros taxones que se encuentran en sus redes tróficas en algún momento de su estadio de crecimiento, sean alevines, juveniles o adultos (Carey y Mather 2009, Ocón y Rodríguez 2004, Posada *et al.* 2000, Ramírez y Pringle 1998, West 1997).

Estas condiciones abióticas o físico-químicas del agua pueden presentar variaciones importantes que se tornan estocásticas para la distribución de las especies de peces, tal como lo evidenciaron Cárdenas-Palomo *et al.* (2010) para una especie en un ambiente mucho más homogéneo como el océano, como fue el caso del tiburón ballena, el cual es

posible ubicar en el Golfo de México únicamente cuando las condiciones físico-químicas del agua le son favorables.

Otras variaciones en las condiciones abióticas del ecosistema de los peces y que causa su disminución tanto en abundancia como en diversidad, pueden estar relacionadas con la contaminación, la cual es posible cuantificar a partir de las variaciones en las variables físico-químicas del agua, como el pH, oxígeno disuelto y nutrientes, como los nitratos y fosfatos, además de la temperatura tal como lo demostraron Hernández-Hernández *et al.* (2009).

Otros autores han evidenciado cambios drásticos en la presencia de especies respecto a las alteraciones hidrológicas e hidráulicas (García *et al.* 2003), mismas que cambian las condiciones físico-químicas del agua en lagos costeros o en aguas continentales (Senteio y Petre 2008), donde las especies son más abundantes en periodos de mayor caudal y elevadas temperaturas; además que se atribuye estos cambios a perturbaciones humanas: construcción de infraestructura, contaminación o alteración de los hábitats tanto ribereños, boscosos o dulceacuícolas (Palacio-Núñez *et al.* 2010).

Dada la gran contaminación en los ríos debido a las actividades humanas agrícolas, industriales o domésticas, es posible rastrear metales pesados como el níquel, hierro, plomo, cobre, cadmio, cromo, zinc y arsénico en el ambiente a partir de sus trazas en los peces, lo que los hace buenos bioindicadores de contaminantes por su absorción en huesos, tejidos blandos, músculos y piel, tal como lo demostró Staniskiene *et al.* (2006) y Senthil *et al.* (2008) en algunos peces dulceacuícolas europeos y, en especies asiáticas, por Vinodhini y Narayanan (2008); los datos reportados son importantes no solo desde la perspectiva ecológica, sino para la prevención de daños a la salud humana, dado que existe un alto consumo de peces dulceacuícolas como fuente proteínica en países de Asia y Europa.

1.2 La calidad del agua de los sistemas dulceacuícolas

Los cambios en el uso de la tierra, las diferentes actividades antropogénicas como la industria, urbanización, agricultura o las alteraciones drásticas en los cursos de los ríos entre otras, son causas importantes que alteran la calidad del agua de los sistemas acuáticos en

general, mismos que afectan no solo la física y la química del agua de los ríos, sino a todos los elementos biológicos que se encuentren en ella (Gray 2004, Sawyer *et al.* 2004), lo que hace de esta calidad del agua un factor determinante para la distribución de mucha de la biodiversidad acuática (Maul *et al.* 2004).

Se han documentado alteraciones importantes en las condiciones de los ríos por sobre uso de agroquímicos o biocidas que adicionan nutrientes como nitrógeno (nitritos o nitratos) y fósforo (normalmente como orthofosfatos), los cuales se acumulan en el suelo y luego son arrastrados por las lluvias o los vientos y depositados ya sea en los ríos o en los lechos marinos, acarreado con esto la mortalidad de la fauna acuática por el crecimiento descontrolado de agentes bacterianos o algales que agotan el oxígeno del agua (Ometo *et al.* 2000).

Según Byers *et al.* (2005) debido a que el fósforo es un agente determinante del límite de crecimiento bacteriano y algal en sistemas ribereños, su acumulación natural en los sedimentos agrava los problemas ambientales y de salud humana.

Cuando en zonas donde los repastos son muy grandes y se asocian con redes fluviales, puede incrementar las floraciones bacterianas causantes de serias enfermedades humanas, como la misma proliferación de coliformes tanto totales como fecales (*Escherichia coli*), incremento que puede estar influenciado por el tipo de sedimento y los minerales que lo componen, ya que en alta presencia de silicatos y carbonatos de calcio se favorece aún más su fijación (Wetzel 1992).

A este crecimiento descontrolado de macrófitos es a lo que se le refiere como eutroficación, la cual, según Guzmán (1997) es una palabra procedente de un adjetivo alemán "eutrophe" y se refiere a "rico en nutrientes" y se define como el enriquecimiento de las aguas con nutrientes a un ritmo tal que no puede ser compensado por eliminación o mineralización total.

De acuerdo con los estudios de la limnología, los cuerpos de agua se pueden clasificar según su concentración de nutrientes en tres grandes grupos: oligotróficos, que son sistemas de bajo contenido de nutrientes y producción vegetal mínima; eutróficos que son aquellos

sistemas con alto contenido de nutrientes y producción vegetal excesiva y mesotróficos, que son sistemas con características intermedias entre oligotrófico y eutrófico.

Hynes (1974) atribuye la pérdida de fauna en los sistemas acuáticos superficiales a la disminución de pH por asociación de iones de amonio u otros como los nitritos relacionados con detergentes, los cuales en concentraciones bajas pueden afectar negativamente a los peces.

Otras variables que se consideran importantes en la homogeneidad ecosistémica para los organismos dulceacuícolas son la temperatura y el oxígeno disuelto. Debido a que los peces son animales poiquiloterms, las variaciones en la temperatura afectan su metabolismo y reproducción a tal nivel que puede determinar periodos de sus ciclos de vida tan importantes como la ovulación o la migración, sean estos anadrómicos, catadrómicos o diadrómicos (Mathes *et al.* 2010, Sykes y Shrimpton 2010, Thompson y Larsen 2004).

El oxígeno disuelto es considerado un factor crítico en los procesos de acuicultura o cualquier tratamiento de fauna acuática *ex situ* (Boyd 1982); lo que lo hace un factor limitante para la sobrevivencia de los organismos, no solo en su concentración, sino también en la exposición a bajas concentraciones por largos periodos.

1.3 Relación de los peces dulceacuícolas con la calidad del agua

Las variaciones espacio-temporales de los ensamblajes taxonómicos en peces, responden a patrones de la variación físico-química o calidad del agua (Ayala *et al.* 1998, Díaz *et al.* 2004), aunque también pueden verse influenciadas por relaciones respecto a épocas climáticas o por las condiciones de heterogeneidad espacial y disponibilidad o diversidad del hábitat (Sanchez y Rueda 1999, Bussing 2002, Díaz *et al.* 2004).

Como en otros grupos animales, los peces presentan en su estructuración taxonómica especies con tendencias euríticas, caso de especies con alta tolerancia, gran abundancia y ampliamente distribuidas como *Poecilia gillii* y otras con distribución mucho más restringida,

con bajas densidades como ocurre en algunos cíclidos (Burcham 1988, Bussing y López 1977, Chapman y Chapman 1991, 1993, Protti *et al.* 2005 a, b y 2007).

Para Poff y Allan (1995) aún existe un gran vacío en la información respecto a la ictiofauna de ríos y su estructura en casos en los que se dan profundidades importantes y corrientes fuertes, lo que ha generado que en estudios hidrobiológicos se sugiera, tal vez erróneamente, una fuerte relación entre los caudales y la profundidad respecto al aumento o reducción de la ictiodiversidad.

Sin embargo, Lyons y Schneider (1990) basados en las investigaciones de comunidades de peces en la Península de Osa dan poca importancia a la profundidad, al ancho o tamaño y al sustrato de los ríos para la composición de los ensamblajes taxonómicos en comunidades de peces, y reconocen que son otros los factores los que determinan la dinámica y distribución de las especies, tales como la distancia de las poblaciones a las zonas de influencia marina o estuarios y la interdependencia de estas especies con los flujos y reflujos acuáticos en esas zonas de intercambio.

Winemiller y Morales (1989), Sanchez y Rueda (1999) y Cushman *et al.* (2004) aportaron argumentos que apoyan el planteamiento de la influencia marina sobre la distribución y composición de las poblaciones de peces de agua dulce, limitándose en muchas especies la posibilidad de ampliar esta distribución justamente por la influencia del mar en los ríos, ya sea por la salinidad o efectos de la "ría", sin excluir otros aspectos estructurales, de sustrato y profundidad de los ríos.

Esta limitación en las distribuciones espacio-temporales por influencia marina, es posible fundamentarla también en la susceptibilidad que muchas especies muestran a ciertas variables físico-químicas del agua, como se demostró incluso en especies consideradas eurióticas en Costa Rica como *Brachyrhaphis rhobdophora* y *P. gillii* (Chapman *et al.* 1991, Chapman y Chapman 1993). Ambos poecílicos fueron sometidos a un bioensayo de tolerancia a la salinidad, en donde la sobrevivencia no sobrepasó las cinco horas de exposición en concentraciones salinas al 25%, sugiriéndose gran fragilidad a cambios en esta condición, y por consiguiente, difícil su movilización o colonización de nuevos hábitat vía interoceánica (Winemiller y Morales 1989).

Mediante un bioensayo de laboratorio West *et al.* (1997) demostraron como cuatro especies de peces neozelandeses en estado adulto (*Galaxias sp.*, *Gobiomorphus sp.*, *Retropinna sp.*, *Cheimarrichthys sp.*), tienden a preferir pH neutro o relativamente alcalino (entre 7 y 8), mientras que los juveniles suelen preferir o tolerar niveles ácidos del agua.

De acuerdo con lo anterior, no sólo la variabilidad ambiental determina las condiciones para los ensamblajes. Según Angermeier y Karr (1983) la selección de hábitat para los peces puede variar de acuerdo con la edad (como se mencionó adultos y juveniles eligen distintos pH), el sexo, el estado reproductivo, el área geográfica, la presión por depredación y disponibilidad de alimento, son agentes que definen la estructura y composición de la comunidad de peces.

Para Habit *et al.* (2003), estas estructuras taxonómicas son afectadas espacialmente debido a variaciones temporales asociadas con la reproducción y la alimentación, mientras que la diversidad de tallas corporales son inducidas por la profundidad de los hábitats, encontrándose en profundidades superiores peces con tallas mayores (Poff y Allan 1995, Habit *et al.* 2003).

Muchos de los argumentos aportados respecto a la conformación de los ensamblajes ícticos están relacionados con la geomorfología de los cauces de los ríos: cambios en las condiciones físico-químicas del agua, la profundidad, estructura y diversidad de los hábitats que los generan, entre muchos otros factores. También existe gran cantidad de aspectos e impactos, como los antrópicos, que afectan a los ecosistemas ribereños, desequilibrándolos y produciendo cambios en ellos a muchos kilómetros de distancia del origen de los mismos.

Eventos como la desestabilización de paredes en cauces, los cambios químicos en el agua por adición de fertilizantes y biocidas, la alteración de los regímenes térmicos y lumínicos, los cambios en los flujos hidrológicos hasta el desecamiento de ríos y quebradas y aumento de los sedimentos por erosión, pueden ser consecuencia de la continua deforestación por el cambio del uso del suelo a lo largo de los últimos años, reduciendo directa y definitivamente la productividad ecosistémica y diversidad de hábitat necesarios para la biodiversidad acuática (Dale *et al.* 1999, Bussing 2002).

Los efectos de los sedimentos sobre los ecosistemas acuáticos son un tema complejo y multidimensional, debido a que ellos son parte de un proceso natural y vital, pero que su concentración, fluctuación y cargas naturales, se ven desbalanceadas por las diferentes actividades antropogénicas como la deforestación, la canalización de ríos o la construcción de plantas de generación hidroeléctrica (Bussing 2002, Berry *et al.* 2003).

1.4 Métodos biológicos multivariados e índices descriptivos para la interpretación de la calidad de agua

La deposición y arrastre de sedimentos por los ríos es un proceso natural a la cual los organismos acuáticos se van adaptando paulatinamente, pero muchas veces las poblaciones naturales resultan sensibles a cambios bruscos en las concentraciones de estos sedimentos, mismos que alteran la funcionalidad del ecosistema y el ciclo de vida de las especies (García 2003).

En última instancia, estos efectos de adaptación terminan perturbando a una o varias poblaciones, como se evidenció en comunidades de insectos acuáticos, a partir de la aplicación de métodos biológicos multivariados e índices descriptivos para la interpretación de la calidad de agua, de los cuales el más aplicado en los últimos años es el BMWP (Biological Monitoring Working Party Score System) por sus siglas en inglés (Armitage y Moss 1983, García 2003).

A su vez, la sensibilidad a cambios bruscos en las concentraciones de sedimentos y su afectación a ecosistemas acuáticos se ha demostrado también a partir de investigaciones en las zonas marino-costeras, sitios finales de descarga de los ríos. Cortés y Risk (1985) y Cortés (1990 a, b) demostraron las correlaciones inversas entre el crecimiento coralino y la acumulación de materiales terrígenos (sedimentos) sobre los corales escleractinios zooxantelados tanto en la región de Cahuita como en Osa en Costa Rica, sedimentos presumiblemente producto de la erosión por efecto de la deforestación y la apertura de caminos en estas regiones.

En países neárticos (particularmente Canadá y EEUU) se han generado modelos de predicción que intentan definir la afectación de las comunidades de peces dulceacuícolas por sedimentos y sólidos en suspensión (McFarland y Peddicord 1980, Newcombe y Jensen 1996), pero con limitaciones en su aplicación por la gran cantidad de nichos, hábitats, hábitos y relaciones intra e interespecíficas que se presentan en ecosistemas tan complejos como los ríos (Wilber y Clarke 2001).

Para Berry *et al.* (2003) la experimentación sobre la relación peces-sólidos presenta limitantes por la falta de datos que permitan la comparación de los modelos, además de que en algunos casos, se generan resultados de otro tipo más que toxicológicos.

Muchos de estos modelos, también son difíciles de comparar o aplicar, particularmente en el trópico, debido a la falta de consistencia u homogenización respecto a las unidades en las que se reportan los resultados, los cuales en ocasiones son Unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU) y en otras son mg/l, lo que genera confusión; también a que algunos autores denominan la turbidez como una carga de sedimento en mg/l (Boyd 1982) y porque estas investigaciones se efectuaron en países neárticos, cuya ictiofauna presenta especies anadrómicas adaptadas a ciclos reproductivos que responden a sus ambientes de cuatro estaciones, distinto a los trópicos con especies catadrómicas o diadrómicas.

Otra limitante en el uso de estas metodologías es que se carece de correlaciones entre las NTU y los mg/l, debido a que la turbidez puede estar influenciada por gran cantidad de factores (nutrientes, sedimentos, microorganismos, minerales, entre otros), mientras que los sólidos son una relación peso-volumen físicamente establecida, por consiguiente, imprácticas para los efectos comparativos que se persiguen con estos modelos (Birtwell 1999, Henley *et al.* 2000, Berry *et al.* 2003).

Muchas respuestas a las inquietudes e inconsistencias que se generan entre los investigadores de la ictiofauna dulceacuícola es factible abarcarlas con métodos de ordenamiento estadístico, llamados por algunos como métodos de gradientes y por otros como análisis multidimensional, dentro del cual están varias técnicas de exploración o reducción de la multimensuralidad (Jongman *et al.* 1987, Braak 1991, 1995 a y Braak y Looman 1995).

La relación que muchas especies presentan en su distribución no siempre será posible analizarla con modelos de respuesta univariado, los cuales a pesar de encontrar cierto comportamiento de la distribución, ya sea gaussiana o unimodal, no evidencia la intervención o influencia de otras variables sobre esta distribución (Braak 1996).

Dada la anterior circunstancia de este tipo de análisis, es posible encontrarla a partir de análisis de ordenación canónica, donde es posible evidenciar las variables “respuesta” de las especies respecto a la utilización de su hábitat, mismas que influyen su presencia en dichos ecosistemas. Este tipo de análisis también permite la predicción de tolerancias de las mismas a variables estresantes, razón por la cual se les denomina “variables respuesta” debido a que son las que hacen que las especies aumenten o disminuyan su abundancia o su distribución (Braak 1995 b).

1.5 Efecto de la concentración de sólidos del agua en la población de peces

Según Birtwell (1999) y Berry *et al.* (2003), algunos efectos que el sedimento genera en el comportamiento y salud poblacional de los peces son:

- Reducción del rango de crecimiento
- Disminución de su resistencia a enfermedades
- Pérdida o inadecuado desarrollo de los huevos y larvas por la cobertura con sedimentos
- Afectación a los movimientos migratorios
- Reducción en la disponibilidad alimenticia
- Disminución de la capacidad de caza de las especies carnívoras

Otros, como Anderson *et al.* (1996), Larkin *et al.* (1998), Bash *et al.* (2001) y Wilber y Clarke (2001), además de valorar el efecto de sólidos sobre los peces, los categorizaron según su comportamiento o disminución de reacción de huida en subletales y letales, y ubican dentro de los efectos subletales, al estrés fisiológico y la reducción de rangos de alimentación y como letales, a la abrasión de agallas y afectación severa del hábitat, efectos que reducen espacios y porosidad de sitios de desove.

Para Wallen (1951) la sobrevivencia de los peces varía según la exposición a sólidos de Montmorillonita (arcilla formada por un silicato complejo, $Al_2O_5 \cdot 4SiO_2 \cdot 4H_2O$), donde a 20000 ppm se observó estrés subletal o cambio de comportamiento, tal como lo definió el autor; también se presentaron algunas sobrevivencias en los 380 ejemplares de las 16 especies neárticas expuestas a este tipo de sólidos durante una semana a 100000 ppm, y registró también altas mortalidades a partir de los 175000 ppm y hasta los 225000 ppm.

Servizi y Martens (1987) y Servizi y Gordon (1990) (En: Birtwell 1999), determinaron en estudios de tolerancias a sólidos para salmones juveniles, que las 96-h LC_{50} (concentración letal para el 50% de la población a 96 horas de exposición) oscilaron entre los 17600 y los 31000 mg/l, dependiendo a su vez de la correlación con la temperatura del agua; mientras Sigler *et al.* (1984) reportaron como los salmones pueden sobrevivir a altas concentraciones de sólidos suspendidos por largos periodos siempre que no sobrepasen las 20000 ppm.

Por su parte, Martin *et al.* (1984) en estudios realizados en poblaciones de salmones en relación con la erupción del monte Santa Helena en Seattle, Washington, reportaron como, a pesar del daño a los ríos de la región, se observó el regreso de los peces a sus hábitat originales luego de la erupción, siempre y cuando las concentraciones de sólidos suspendidos en los ríos afectados no superara las 5000 ppm.

Estos mismos autores también determinaron que las concentraciones y tolerancias aportadas por los bioensayos para letalidades de corto plazo, podrían estar sobreestimadas en comparación con lo que ocurre en la vida silvestre, debido a las fluctuaciones de gases disueltos, disponibilidad de alimento y efectos abrasivos, haciendo que las especies se comporten de manera distinta, con diferentes tolerancias tanto en laboratorio como en el campo.

Crowe y Hay (2004), reportaron altas mortalidades de peces neozelandeses a concentraciones de sólidos mayores de los 500 mg/l, sin especificar concentraciones máximas, atribuidas a sofocación y daño de las agallas, atrofia de las aperturas operculares, además del estrés fisiológico como evidencia de subletalidad.

En Costa Rica, se han reportado casos evidentes de mortalidad de peces por efecto de saturación de sólidos en los ríos asociadas con los desembalses de represas hidroeléctricas (Hernández 2003, Hernández y Loaiza 2003, Loaiza y Hernández 2004, Umaña 2004), situación particularmente mencionada en una descarga de sedimentos del orden cercano a las 800000 ppm en la represa hidroeléctrica Peñas Blancas en San Ramón de Alajuela al norte del país (ICE 2004).

Los bioensayos más exhaustivos respecto a la respuesta de las especies de peces (particularmente estuarinas) a concentraciones de sólidos fueron los realizados por Sherk *et al.* en 1974 y 1975 (En: Wilber y Clarke 2001), con evidencia de especies altamente sensibles a exposiciones de 24 horas, con mortalidad del 10% de la población a 1000 mg/l, esto utilizando arcillas de silicatos aluminizados o Montmorillonita (denominadas también Fuller's earth cuya composición química se mencionó anteriormente). Tanto estos autores como O'Connor *et al.* (1976) concluyeron que la causa de muerte de los animales fue la anoxia.

Las relaciones de las especies (abundancia y distribución) con las variables ambientales (pH, oxígeno disuelto, sólidos, profundidad, caudal, etc.) pueden denominarse como "canónicas" cuando son variables respuesta "verdaderas", lo cual es lo que el término canónico significa en investigación de comunidades ecológicas.

Estos análisis parten de la estadística derivada del test de permutaciones de Monte Carlo, algoritmo que brinda la confianza matemática para asegurar que el ordenamiento de la comunidad íctica (forma en que se distribuye esta comunidad, sea esta gaussiana, bimodal, etc.) está siendo influenciada por dichas variables respuesta, o cuál es la variable que causa tal fenómeno (Braak 1986, Jongman *et al.* 1987).

2. INTRODUCCIÓN

2.1 Antecedentes

La zona sur de Costa Rica ha sido denominada como región Brunca de acuerdo con la división socioeconómica del Ministerio de Planificación, aunque en materia ambiental es más apropiado apegarse a la división territorial en Áreas de Conservación que ha establecido el Ministerio de Ambiente, Energía y Telecomunicaciones, que de acuerdo con esta clasificación se ubica en el Área de Conservación Osa (ACOSA) (Mena y Artavia 1998).

ACOSA fue creada en 1991 mediante Decreto Ejecutivo N° 20790-MIRENEM, publicado en la Gaceta N° 210 del 4 de noviembre del mismo año. Se ubica en la provincia de Puntarenas, en la vertiente Pacífica Sur de Costa Rica, entre las coordenadas 8° 00' y 9° 00' N y 82° 30' y 84° 00' W (Barquero 1998). Limita al noroeste, en la desembocadura del río Barú, con el Área de Conservación Pacífico Central, al norte y al este con el Área de Conservación La Amistad Pacífico, al este y sureste con Panamá y al sur con el Océano Pacífico (Kappelle *et al.* 2002).

El área total del ACOSA es de 4304,8 km², abarcando el 8,6 % de la superficie del territorio nacional y el 36,4 % de la superficie de la provincia de Puntarenas. Su jurisdicción comprende tres cantones: Osa (2085,38 km²), Corredores (620,60 km²) y Golfito (1598,82 km²) que incluyen 13 distritos distribuidos de la siguiente forma: Osa (Puerto Cortés, Palmar, Sierpe, Bahía Ballena y Piedras Blancas), Corredores (Corredor, La Cuesta, Canoas y Laurel) y Golfito (Golfito, Puerto Jiménez, Guaycará y Pavón) (Ortiz 2008).

La población de ACOSA es de 96958 habitantes, lo que equivale al 2,5 % de la población nacional y su densidad promedio es de 22,5 habitantes por km² (INEC 2002). Presenta un 40,4 % de su superficie bajo alguna categoría de manejo como Área Silvestre Protegida o Reserva Indígena, de esta manera el 88 % de los bosques de ACOSA, en sus distintas categorías ecosistémicas, está formalmente protegido (Kappelle *et al.* 2002). Las Reservas Indígenas del Área de Conservación Osa cubren 24574 hectáreas, con una población total aproximada de 2800 habitantes y pertenecen a las etnias Guaymí o Ngöbe y Brunka o Boruca (INEC 2002).

Hay representadas tres zonas de vida y cuatro de transición, todas con ecosistemas boscosos: Bosque Húmedo Tropical, el Bosque Húmedo Tropical transición a premontano, el Bosque Muy Húmedo Tropical, Bosque Muy Húmedo Tropical transición a Premontano, Bosque Muy Húmedo Premontano transición a Basal, Bosque Pluvial Premontano y el Bosque Pluvial Premontano transición a Basal (Kappelle *et al.* 2002).

De acuerdo con las provincias ícticas de Costa Rica (Bussing 1993, 2002), la zona sur se encuentra en la provincia Ístmica; y recientemente, una nueva clasificación ictiobiogeográfica ubica la zona de estudio en la ecoregión Chiriquí (Abell *et al.* 2008). Según Bussing (2002) en esta región se pueden encontrar 41 especies de peces incluidas en 15 familias.

Estudios pioneros sobre los peces de esta región del país fueron realizados por Bussing (1974 a, b) en los cuales se reportaron descripciones de nuevas especies para Costa Rica, investigaciones que no contemplaron aspectos relacionados con la estructura de poblaciones ni con su abundancia.

En años posteriores se desarrollaron varios análisis sobre la diversidad y ecología de este grupo taxonómico en la zona sur de Costa Rica, entre ellos están los relacionados con la composición y abundancia de especies, particularmente en el Parque Nacional Corcovado, investigaciones realizadas en distintos momentos del desarrollo del área protegida y con reciente alteración de hábitats dulceacuícolas por buscadores de oro (Constantz *et al.* 1981, Winemiller 1983) y, con la finalización de estas actividades destructivas, además de un mejor control y protección de los ecosistemas, se esperaba la recuperación de sus poblaciones ícticas (Winemiller y Morales 1989).

Tanto Winemiller (1983, 1993) como Winemiller y Morales (1989) trataron de asociar algunas condiciones o características de los hábitat con la estructura de esta diversidad íctica, tomando en consideración disponibilidad de alimentos, estructura trófica, dependencia estuarina o estabilidad de variables físico-químicas del agua en esta región de la Península de Osa.

También Lyons y Schneider (1990), estudiaron la relación de la ictiodiversidad con otras variables como la distancia al océano, la profundidad de posas, volumen de agua o el tipo de

sustrato; llegaron a establecer composiciones muy similares a las establecidas por otros investigadores en este mismo sitio.

Recientemente otras investigaciones han generado información sobre la ictiofauna en varios ríos de la zona sur de Costa Rica que cuentan con prácticas de protección de algunos de sus ecosistemas, tal es el caso de los estudios sobre estados larvales, su estructura y composición en el Humedal Internacional RAMSAR Térraba-Sierpe, donde Chicas (2001) demostró la importancia de los humedales estuarinos como hábitats de intercambio, zonas de reproducción y como cría y resguardo de muchas especies dulceacuícolas.

Rojas y Rodríguez (2008) analizaron la composición ictiofaunística del río Grande de Térraba en estaciones de muestreo que se encuentran a mayor distancia del océano respecto a otras investigaciones realizadas en la Península de Osa; de las cuales es la de Lowe-McConnell (1987) la única que contempló la variable “distancia longitudinal del océano” para caracterizar los ensamblajes taxonómicos, sin ser ríos tan largos como el Térraba. En la actualidad, ACOSA, en conjunto con otras organizaciones ambientalistas del país (The Nature Conservancy e Instituto Nacional de Biodiversidad) desarrolla un programa de seguimiento ecológico. Los resultados parciales reconocen a los peces dulceacuícolas como indicadores de alteración medioambiental (Molina-Ureña 2007, 2008, Anónimo 2008).

Rojas y Rodríguez (2008) en sus estudios de ictiodiversidad obtuvieron mayor registro de especies consideradas como periféricas marinas (ocasionalmente ingresan al agua dulce), y la relacionaron con las condiciones físico-químicas del agua en el río Grande de Térraba de la zona sur de Costa Rica. Estos resultados pueden ser considerados como pioneros para este río del sur de Costa Rica, dado el gran caudal del mismo y su ecosistema estuarino asociado, el cual es considerado como el principal ecosistema de manglar de Costa Rica, que abarca aproximadamente el 50 % del área cubierta por manglar del país (Kapelle *et al.* 2002).

2.2 Problema y justificación

Costa Rica alberga la mayor biodiversidad en ecosistemas dulceacuícolas de montaña de la región centroamericana debido a sus esfuerzos de conservación no solo respecto a Áreas Silvestres Protegidas, sino también a la conservación de cuencas y subcuencas (SINAC, 2007).

El país cuenta con el registro de 135 especies de peces de agua dulce, de las cuales 19 han sido consideradas como endémicas (14 %) y de éstas, 13 se distribuyen naturalmente en la zona sur, conocidas hasta el momento en el río Grande de Térraba y en la Península de Osa (Bussing 2002, Obando 2002, SINAC 2007).

Todos los ecosistemas de agua dulce en Costa Rica han sufrido alteraciones por la acción del hombre, sin que hasta la fecha se hayan estudiado a profundidad sus efectos sobre las comunidades que allí se encuentran. Las actividades antrópicas que mayor daño causan a los ecosistemas acuáticos son las agrícolas, la extracción descontrolada de recursos biológicos, la sedimentación, los agroquímicos, el desvío de cauces, la extracción de materiales o concesiones mineras, la desecación de humedales y hasta la contaminación por descarga de aguas negras de los grandes centros poblacionales o urbanos (MINAE 2000, SINAC 2007).

Los ríos de la zona sur costarricense siguen siendo considerados ecosistemas complejos y desconocidos y aún falta investigación sobre el comportamiento de las poblaciones dulceacuícolas (Rojas y Rodríguez 2008).

Los peces han demostrado ser buenos indicadores ambientales en la identificación de ecosistemas contaminados o alterados por influencia humana (Torres-Castro *et al.* 2009), pues presentan variaciones en sus asociaciones de especies cuando algunas condiciones ambientales como el oxígeno disuelto, la salinidad o la temperatura varían (González *et al.* 2009); así como el impacto negativo que sobre las poblaciones de peces generan altas concentraciones de sólidos, particularmente los suspendidos (Bruton 1985, Larkin *et al.* 1998, Birtwell 1999, Wilber y Clarke 2001)

Otras condiciones ambientales, tales como la disponibilidad de hábitats y de recursos alimenticios, también son importantes respecto a la distribución de la ictiodiversidad (Angermeier y Karr, 1983; Lyons y Schneider, 1990).

Ante la falta de investigación sobre la ictiodiversidad dulceacuícola de la zona sur en Costa Rica y los impactos ambientales a los cuales ha estado sometida por el crecimiento poblacional humano y la urbanización en esta región, se justifica la realización de un estudio que contemple no solo el análisis de la estructura y composición de las poblaciones de peces dulceacuícolas, sino también algunas variables de la calidad del agua; por lo que en este estudio se somete a prueba la hipótesis que plantea que la diversidad, abundancia y distribución de la ictiofauna en el área de estudio, no están influenciadas por las variaciones normales, no antropogénicas, en la calidad físico-química del agua; razón por la que se plantearon los siguientes objetivos:

2.3 Objetivos

2.3.1 Objetivo General

Evaluar la composición espacio-temporal de las poblaciones de peces de agua dulce y su relación con algunas variables físico-químicas del agua en ríos que discurren o no, por comunidades humanas en la zona sur de Costa Rica, durante el periodo final de la época lluviosa e inicio de la estación seca.

2.3.2 Objetivos Específicos

- 1- Evaluar comparativamente la diversidad, distribución, riqueza y la abundancia relativa de la ictiofauna en algunos ríos de la zona sur de Costa Rica.
- 2- Evaluar comparativamente la calidad físico-química del agua en cada estación de seguimiento de la ictiofauna.
- 3- Establecer la relación de la diversidad y composición de la ictiofauna en términos de riqueza y abundancia con las variables de la calidad del agua en los ríos seleccionados durante el periodo de estudio.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Área de estudio

La investigación se desarrolló desde finales de la época lluviosa (octubre, noviembre y diciembre de 2010) hasta el inicio de la época seca (enero, febrero, marzo de 2011) en seis ríos de la cuenca baja del río Grande de Térraba y en el río Esquinas, en la vertiente pacífico sur de Costa Rica.

Se ubicó un sitio de muestreo en cada uno de seis ríos seleccionados, tres de estos ríos presentan algún grado de afectación antropogénica, como son la alteración de cauces, acarreo de desechos debido a que los ríos pasan por casas y urbanizaciones, tienen puentes y mucho desarrollo de infraestructura. Los otros tres ríos son denominados “control” debido a que son menos alterados o no pasan directamente por comunidades humanas (Cuadro 1).

En cada uno de los seis sitios elegidos se tomó una muestra bimensual de los parámetros físico-químicos del agua y de peces, para un total de 12 muestreos.

Para la elección del sitio exacto de muestreo se consideró el disponer de un fácil acceso al cauce y contar con un nivel de caudal adecuado para el arte de pesca (no mayor de un metro de profundidad) con una velocidad de corriente moderada.

Cuadro 1. Ubicación geográfica y altitud sobre el nivel del mar de los sitios de muestreo.

Punto de muestreo	Ubicación	Altitud (msnm)	Coordenadas Lambert Sur		Situación antropogénica
			Oeste	Norte	
1. Quebrada Zapatero (con influencia de Ciudad Cortés)	En distrito Puerto Cortés de Osa, a 150 metros detrás del cementerio de Puerto Cortés, bajos caudales	10	514515	323195	Con influencia
2. Quebrada Chiricanos (con influencia)	En distrito Guaycará de Golfito, en su paso cercano al campo de	10	566320	290145	Con influencia

	de Río Claro)	aterrizaje de Finca 65 previa desembocadura en el río Claro, de bajo a moderado caudal				
3.	Río Corredores (con influencia de Ciudad Neily)	En distrito Corredor de Corredores, aguas abajo de desembocadura del canal B-9, de gran caudal y anchura	10	578583	286825	Con influencia
4.	Río Camaronal (control para esta región y comparación con Q. Zapatero)*	En distrito Puerto Cortés de Osa, puente en carretera costanera sur previo al cruce entrada a Puerto Cortés, caudal moderado	20	520295	324440	Sin influencia
5.	Río Coto (control y comparación con Q. Chiricanos)*	En distrito Guaycará de Golfito, puente en carretera interamericana sur en Km 31, con elevado caudal	70	561020	295025	Sin influencia
6.	Río Abrojo (control y comparación con río Corredor)*	En distrito Corredor de Corredores, a 1 km. del cruce con carretera interamericana sur, camino a las Vegas de Abrojo Norte, de moderado a alto caudal	30	583533	286383	Sin influencia

* Sitios control.

3.1.1. Descripción de los ríos evaluados

Los sitios de muestreo presentan una serie de características que los describen (cuadro 2).

Cuadro 2. Cuadro comparativo para las características descriptivas de los ríos evaluados.

Característica	Zapatero	Chiricanos	Corredores	Camaronal	Coto	Abrojo
Tipo de ambiente	Rocoso-arenoso	Arenoso-lodoso	Rocoso	Rocoso-arenoso	Rocoso	Rocoso
Caudal	Bajo	Moderado a bajo	Caudaloso	Moderado	Caudaloso	Caudaloso

Velocidad corriente	Moderada a lenta	Lenta	Rápida	Moderada a rápida	Rápida	Moderada a rápida
Cobertura forestal	Sin cobertura	Por sectores	Por sectores	En su mayoría	Por sectores	En su mayoría
Desembocadura	Río Grande de Térraba	Río Claro	Río Colorado	Río Grande de Térraba	Río Colorado	Río Corredores
Influencia marina	En ocasiones	Desconocida	Desconocida	En ocasiones	Desconocida	Desconocida
Pendientes	No tiene	No tiene	Leves	Leves	Abruptas por tramos	Abruptas por tramos
Fisonomía	Natural	Canal por sectores	Natural	Natural	Canal por sectores	Natural
Tipo de influencia humana	Atraviesa cultivos agrícolas y pueblos	Atraviesa cultivos agrícolas y pueblos, canales con diques	Atraviesa cultivos agrícolas y pueblos, canales con diques	Poca	Poca	Poca
Cultivos agrícolas	Arroz	Palma aceitera	Arroz, Palma aceitera	Ninguno	Arroz, Palma aceitera, Melina	Palma aceitera

3.2 Captura de peces en los sitios de muestreo

Para la captura de los peces se utilizó la pesca eléctrica (Cowx 1990, Persat y Copp 1990), mediante un equipo Samus, modelo 725G configurado a 150-200 w (400 voltios aproximadamente), 99 Hz.

El muestreo consistió en la recolección de los peces que fueron afectados por las descargas eléctricas en un trayecto de aproximadamente 50 m y con frecuencia de una descarga cada 10 m, para un total de cinco descargas en cada estación de muestreo, tratándose de incluir los diferentes tipos de hábitat: remansos, pozas, chorros, fondos arenosos, rocosos o arenoso-rocoso en concordancia con los criterios y sugerencias de Bain y Finn (1991), Fièvet

et al. (1999), Protti *et al.* (2005 a, b, 2007). Siguiendo la recomendación de García de Jalón (1997), se aplicó una descarga adicional en aquellos casos en los que no se constató satisfactoriamente la efectividad de la descarga eléctrica. Para la recolección de la muestra se utilizó una red tipo chinchorro de 2,5 x 1,5 m y 1,1 cm de luz de malla. Todos los muestreos se realizaron a menos de un metro de profundidad.

Los peces recolectados se colocaron en contenedores individualizados para cada sitio de muestreo hasta su traslado a las instalaciones del Ministerio del Ambiente, Energía y Telecomunicaciones en Golfito para ser posteriormente cuantificados e identificados al nivel taxonómico específico mediante las claves de Villa (1992) y Bussing (2002). La adscripción taxonómica nomenclatural sigue los criterios de Eschmeyer *et al.* (2011: <http://research.calacademy.org/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>).

Los especímenes utilizados en el presente estudio se encuentran depositados en la colección de referencia de peces dulceacuícolas del Laboratorio de Recursos Naturales y Vida Silvestre (LARNAVISI) de la Escuela de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional de Costa Rica.

3.3 Riqueza, abundancia relativa, distribución y diversidad de la ictiofauna en los ríos de la zona sur de Costa Rica.

3.3.1 Riqueza

Está representada por la cantidad total de las especies colectadas por sitios de muestreo, mismas que también permiten definir el número total de las especies dominantes o con importancia numérica que se estimó a partir de las especies que aportaron más del 80 % de la abundancia total de captura por sitio de muestreo (Ayala-Pérez *et al.* 1998).

3.3.2 Abundancia relativa

La abundancia relativa se obtuvo de la relación entre los individuos totales colectados por especie, ya sea por sitio o por mes, con la totalidad de muestreos realizados.

3.3.3 Distribución

La distribución espacio-temporal de las especies se determinó con ayuda de la diversidad Beta que se obtiene mediante el índice de reemplazo de Whittaker según los criterios de Magurran (1988), Henderson y Seaby (2006) y Moreno (2001), cuyo algoritmo de cálculo está basado en la proporción del número promedio de especies en todas las muestras entre el número de especies registradas en un conjunto de muestras. Estos valores se utilizaron para estimar diferencias espaciales y la composición íctica por sitios.

Las asociaciones espacio-temporales se obtuvieron mediante un análisis multivariado de conglomerados, graficándolas en un dendrograma según el criterio de encadenamiento completo establecido por Sorensen en 1948 (Citado por Balzarini *et al.* 2002). En este método, la distancia entre dos conglomerados está definida por la del par de objetos más distantes, la que se determinó, tomando el coeficiente de correlación cofenética mayor según Fowler *et al.* (1998) y Balzarini *et al.* (2002).

3.3.4 Diversidad

La diversidad de la ictiofauna dulceacuícola (conocida como diversidad alfa por ser exclusiva de un sitio particular de muestreo) se estableció mediante dos índices ecológicos de uso popular en este tipo de investigación cuantitativa: el de proporcionalidad Shannon-Wiener ($H' = -\sum p_i \ln p_i$) y el de dominancia mediante el recíproco Berguer-Parker ($1/d: d = N_{\max}/N$) según los criterios de Magurran (1988), Henderson y Seaby (2006) y Moreno (2001).

3.4 Calidad física y química del agua en los sitios de muestreo

En cada estación de seguimiento, previo a la toma de la muestra de la ictiofauna, se determinó el valor *in situ* de las variables físico-químicas del agua oxígeno disuelto (OD), porcentaje de saturación de oxígeno (Sat.), conductividad (Cond.), potencial de reducción del oxígeno (ORP), temperatura (Temp), salinidad (Sal), sensor de iones (ISE), sólidos disueltos totales (SDT), sólidos sedimentables (Ssed), turbidez (Sech) y concentración ión hidrógeno (pH), mediante un medidor portátil multiparámetro Thermo Scientific, modelo Orion 5-Star.

3.4.1 Oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de oxígeno

Estas variables se determinaron con un electrodo de membrana del multiparámetro descrito con una precisión de $\pm 0,1$ mg/l para el OD y ± 2 % para la Sat, para lo cual se introdujo el electrodo en el agua y se esperó a su estabilización en la pantalla del instrumento para hacer la lectura del valor respectivo.

3.4.2 Conductividad, potencial de oxidación, temperatura, salinidad, sensor de iones, sólidos disueltos totales, sólidos sedimentables y turbidez

La cuantificación de estas variables se realizó con el electrodo de medición eléctrica del equipo multiparámetro mencionado. La lectura del registro se tomó al momento de su estabilización en la pantalla. La Cond. o propiedad del agua de conducir la electricidad a partir de la presencia de iones o solutos se midió con $\pm 0,01$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ de precisión.

El ORP se determinó con el mismo electrodo eléctrico y cuantifica la presencia de sustancias contaminantes que evitan la oxidación en el agua: cuanto más alto el potencial de oxidación, el agua se considera más limpia, su precisión fue de $\pm 0,2$ mV. La misma multisonda y electrodo se utilizó para medir el SDT ($\pm 0,5$ mg/l), la Temp. ($\pm 0,1$ °C) y Sal. ($\pm 0,1$ ppt) generada por la presencia de NaCl; todos los registros se efectuaron aproximadamente a los 10 cm de profundidad.

La cuantificación de los Ssed (± 1 mg/l) se realizó con los conos Imhoff para decantación de una hora de la muestra según el protocolo establecido por PROARCA-CCAD (2004).

Para la determinación de la Secch. del agua se utilizó un disco La Motte de 30 cm de diámetro, clasificándose arbitrariamente en las tres categorías definidas por Protti *et al.* (2005 a, b y 2007): I. turbia (menor de 10 cm), II. semi turbia (entre 11 y 20 cm) y III. cristalina (mayor de 21 cm o mayor que la profundidad de muestreo). La estimación consistió en introducir el disco en el agua bajándolo lentamente por medio de una cuerda con marcas indicativas cada 5 cm, hasta que el mismo no fuera perceptible a la vista, momento en el cual se registró la respectiva profundidad.

3.4.3 Concentración del ión hidrógeno (pH)

El valor del pH ($\pm 0,002$) se estimó mediante un electrodo de cristal a profundidad no mayor a los 10 cm; definiéndose las siguientes categorías de calidad: ácida (menor a 6,0), ligeramente ácida (6,0-6,5), relativamente neutra (6,5-7,5) y básica (mayor de 7,5).

3.5 Relación entre las variables bióticas (diversidad, riqueza y abundancia) y las abióticas (físico-químicas) según su influencia antrópica

Para estos análisis se dispuso de la teorización de los análisis ecológicos de “ordenación de las comunidades” o la búsqueda de las variables ambientales que generan que la distribución de las especies se dé en ciertos hábitats, pero no en otros, visualizados en gráficos de reducción de la dimensionalidad multivariada (ejes de correspondencia o ejes canónicos).

Para esto se utilizó el análisis de correspondencia rectificado (DCA) para corregir el efecto de arco por el método de segmentos según Hill y Gauch, 1980 (Citado por Braak 1998) y definir el largo del primer eje de correspondencia para así precisar el mejor método canónico de análisis posterior, que consistió en la elección a favor de un CCA (Análisis de

Correspondencia Canónico) con la finalidad de obtener las asociaciones de las especies con las variables ambientales y su correlación con los sitios de muestreo.

Mediante este análisis de CCA se exploró la relación entre variables ambientales (pH, Temp., OD, SDT, Ssed., Secch., Cond., ISE, Sal., ORP) y las variables ecológicas de las especies (abundancia de especies, riqueza y diversidad) respecto a los sitios de muestreo, con la finalidad de determinar algunas asociaciones, correlaciones o similitud entre éstos siguiendo los criterios de Fowler *et al.* (1998) y Braak (1998).

El procesamiento de los datos se realizó mediante el programa CANOCO 4.5 (Braak 1998), la conversión de datos por WCanImp para Windows y la graficación por CanoDraw 4.13 para Windows.

CANOCO 4.5 permitió, que a partir de la matriz de correlaciones de Pearson entre las variables ambientales estandarizadas, éstas se incluyeran en el modelo de CCA con el método de selección hacia delante automático, con un nivel de significancia de $p < 0,05$ para el valor de F de entrada por medio del test de permutaciones de Monte Carlo a 999 permutaciones.

Se graficaron las variables que el análisis consideró “respuestas” para las especies con importancia numérica; además de la respuesta de estas especies a esas variables ambientales mediante análisis regresorios gaussianos según los siguientes modelos univariados:

$$z = c \exp\left[-0.5(x-u)^2 / t^2\right]$$

Donde:

$u = -b_1 / (2b_2)$	cálculo del óptimo en la distribución
$t = 1 / \sqrt{-2b_2}$	cálculo de la tolerancia en la curva
$c = \exp(b_0 + b_1u + b_2u^2)$	cálculo del máximo de abundancia

y logarítmicos gaussianos bivariados según:

$$V_3 = b_0 + b_1 * v_1 + b_2 * v_1^2 + b_3 * v_2 + b_4 * v_2^2$$

Los datos se procesan mediante el programa Statistica 7 (StatSoft, Inc.™ 2004. STATISTICA: data analysis software system, version 7. www.statsoft.com.)

Para determinar la significancia de las diferencias estadísticas en las variables abundancia y riqueza, tanto por sitio, condición antrópica o sin ella y por especie, se realizó ANOVA's no paramétricos Kruskal-Wallis y U de Mann-Whitney para datos pareados según Sokal y Rohlf (1981) y Fowler *et al.* (1988) con la ayuda de InfoStat versión 1.1 (Balzarini *et al.* 2002); donde los niveles de significancia escogidos para el establecimiento de diferencias estadísticamente significativas entre los grupos en comparación, son referidos según la siguiente simbología (Magurran 1988):

* : significativo ($p < 0,05$)

** : altamente significativo ($P < 0,01$)

***: muy altamente significativo ($P < 0,001$)

La influencia antrópica en los distintos sitios de muestreo o ríos influenciados se operacionalizó según juicios de valor de la siguiente forma:

Valor 0: Sitios sin comunidades, con baja población de hasta 1000 habitantes (INEC 2011), sin canales o diques de contención en los ríos, ríos con cobertura forestal

Valor 1: Sitios con comunidades pequeñas con población hasta 10000 habitantes (INEC 2011), ríos con conformación de diques de contención de hasta 1km de longitud, uso del suelo agrícola (ej. Ciudad Cortés).

Valor 2: Sitios con comunidades de moderado tamaño con población de 10001 hasta 20000 habitantes (INEC 2011), ríos con diques de contención de hasta 2 km de longitud, uso del suelo agrícola (ej: Ciudad Neilly)

La velocidad de corriente en el río se categorizó ordinalmente para su inclusión en el modelo multivariado, tomando como referencia los criterios de Bussing (2002) de la siguiente manera:

Corriente fuerte (de 25 a 75 cm/seg)= valor 5
Corriente moderada (de 15 a 25 cm/seg)= valor 4
Corriente lenta (de 5 a 14 cm/seg)= valor 3
Corriente muy lenta (agua casi estancada de 1 a 4 cm/seg)= valor 2
Sin corriente (agua estancada 0 cm/seg)= valor 1,

La variable tipo de ambiente se categorizó ordinalmente, generándose otra variable “dummy” cuantitativa para el modelo de la siguiente forma:

Ambiente arenoso= valor 1
Ambiente lodoso= valor 2
Ambiente rocoso= valor 3
Ambiente rocoso-arenoso= valor 4
y ambiente rocoso-lodoso= valor 5.

4. RESULTADOS

4.1 Riqueza, abundancia, distribución y diversidad de peces

4.1.1 Riqueza y abundancia

Durante el periodo de estudio se logró capturar 742 especímenes pertenecientes a 24 especies de peces y a 12 familias taxonómicas (Cuadro 3, Anexo 1). Seis de ellas representaron el 83,29 % de la captura total: *Astyanax aeneus* (44,20 %), *Poeciliopsis retropinna* (14,15 %), *Dormitator latifrons* (8,22 %), *Priapichthys panamensis* (7,28 %), *Criptotheros sajica* (5,53 %) y *Brachyrhaphis roseni* (3,91 %).

Cuadro 3. Abundancia numérica, porcentaje individual y acumulado de captura y abreviatura nomenclatural de las especies ícticas registradas entre octubre 2010 y marzo 2011, Zona Sur, Costa Rica.

Especie	Abreviatura	Frec. Abs.	%	% Acumulado
<i>Astyanax aeneus</i>	Ast_aen	328	44,20	44,20
<i>Poeciliopsis retropinna</i>	Poe_ret	105	14,15	58,36
<i>Dormitator latifrons</i>	Dor_lat	61	8,22	66,58
<i>Priapichthys panamensis</i>	Pri_pan	54	7,28	73,85
<i>Criptotheros sajica</i> *	Cri_saj	41	5,53	79,38
<i>Brachyrhaphis roseni</i>	Bra_ros	29	3,91	83,29
<i>Agonostomus monticola</i>	Ago_mon	25	3,37	86,66
<i>Gobiomorus maculatus</i>	Gob_mac	22	2,96	89,62
<i>Poeciliopsis turrubarensis</i>	Poe_tur	20	2,70	92,32
<i>Poecilia gillii</i>	Poe_gil	14	1,89	94,20
<i>Brycon behreae</i>	Bry_beh	9	1,21	95,42
<i>Eleotris picta</i>	Ele_pic	9	1,21	96,63
<i>Roeboides ilseae</i> *	Roe_ils	6	0,81	97,44
<i>Rhamdia quelen</i>	Rha_gua	5	0,67	98,11
<i>Awaous transandeanus</i>	Awa_tra	3	0,40	98,52
<i>Cyphocharax magdalenae</i>	Cyp_mag	2	0,27	98,79
<i>Pimelodella chagresi</i>	Pie_cha	2	0,27	99,06
<i>Andinoacara coeruleopunctatus</i>	Aeq_coe	1	0,13	99,19
<i>Hypessobrycon savagei</i> *	Hyp_sav	1	0,13	99,33
<i>Rivulus hildebrandi</i>	Riv_hil	1	0,13	99,46
<i>Hemiancistrus aspidolepis</i>	Hyp_pan	1	0,13	99,60
<i>Piabucina boruca</i> *	Pia_bor	1	0,13	99,73
<i>Amphilophus altifrons</i>	Ast_alt	1	0,13	99,87
<i>Amphilophus lyonsi</i>	Amp_lyo	1	0,13	100,00
Total general		742	100,00	

*Especie endémica de la zona de estudio

El sitio de muestreo que aportó la mayor cantidad de especies (n= 14) e individuos (n= 203) fue el río Corredores (Cuadro 4, Figura 1). Por razones de limitación de espacio en los recipientes de colecta, dos ejemplares de gran talla de *A. monticola* fueron liberados en el mismo sitio de su captura posterior a su determinación de peso y talla.

Cuadro 4. Cantidad de individuos capturados por especie íctica y sitio de muestreo separados por influencia antrópica o no entre octubre 2010 y marzo 2011, Zona Sur de Costa Rica.

Especie	Con influencia antrópica			Sin influencia antrópica			
	Zapatero	Chiricanos	Corredor	Camaronal	Coto	Abrojo	Total
<i>Astyanax aeneus</i>	7	64	92	34	65	66	328
<i>Poeciliopsis retropinna</i>	1	9	36	10	35	14	105
<i>Dormitator latifrons</i>	60			1			61
<i>Priapichthys panamensis</i>	50			4			54
<i>Cryptotheros sajica</i>		3	31	2	1	4	41
<i>Brachyrhaphis roseni</i>				3		26	29
<i>Agonostomus monticola</i>		2	6	1	12	2	23
<i>Gobiomorus maculatus</i>	2	4	2	13		1	22
<i>Poeciliopsis turrubarensis</i>		2	18				20
<i>Poecilia gillii</i>				14			14
<i>Brycon behreae</i>	1	3	1	4			9
<i>Eleotris picta</i>	4		2	2		1	9
<i>Roeboides ilseae</i>			6				6
<i>Rhamdia quelen</i>	1	1			1	2	5
<i>Awaous transandeanus</i>			3				3
<i>Cyphocharax magdalenae</i>			2				2
<i>Pimelodella chagresi</i>		1			1		2
<i>Andinoacara coeruleopunctatus</i>			1				1
<i>Hyphessobrycon savagei</i>				1			1
<i>Rivulus hildebrandi</i>		1					1
<i>Hemiancistrus aspidolepis</i>		1					1
<i>Piabucina boruca</i>				1			1
<i>Amphilophus altifrons</i>			1				1

<i>Amphilophus lyonsi</i>			1				1
Total colectado	126	91	202	90	115	116	740
<i>Agonostomus monticola</i>			1		1		2
Total liberado			1		1		2
Total General	126	91	203	90	116	116	742

La talla mínima (Ls) registrada la presentó un individuo de *P. panamensis* (11 mm) colectado en la estación Zapatero. La máxima correspondió a *G. maculatus* (170 mm) capturado en la estación Camaronal. El peso mínimo (0,1 g) correspondió a un ejemplar de *C. sajica*, de Corredores, uno de *B. roseni*, del río Abrojo, tres especímenes de *P. retropinna* de las estaciones Camaronal, Corredores y Coto, uno de *P. turrubarensis* de Corredores y otro de *P. panamensis* de Zapatero. El peso máximo (290 g) lo registró un individuo de *C. sajica* del río Corredores (Cuadro 5).

Cuadro 5. Valores mínimos, máximos y desviación estándar de la longitud estándar (LS) y peso de los ejemplares capturados de cada especie ictiofaunística entre octubre 2010 y marzo 2011, Zona Sur Costa Rica.

Especie	Ind.	Long. Stad (mm)			Peso (g)		
		Mín.	Máx.	D.S.	Mín.	Máx.	D.S.
<i>Astyanax aeneus</i>	328	28	76	8,76	0,5	15,2	1,98
<i>Poeciliopsis retropinna</i>	105	11	68	15,12	0,1	8	2,13
<i>Dormitator latifrons</i>	61	19	96	16,52	0,3	37	6,97
<i>Priapichthys panamensis</i>	54	11	43	6,83	0,1	3,1	0,63
<i>Criptotheros sajica</i>	41	15	136	25,19	0,1	290	44,89
<i>Brachyrhaphis roseni</i>	29	12	36	5,07	0,1	1,5	0,30
<i>Agonostomus monticola</i>	25	36	166	33,03	1,1	76,2	19,63
<i>Gobiomorus maculatus</i>	22	31	170	33,59	0,6	82,5	17,64
<i>Poeciliopsis turrubarensis</i>	20	18	38	5,86	0,1	1,3	0,32
<i>Poecilia gillii</i>	14	34	62	8,13	1,1	9,8	2,41
<i>Brycon behreae</i>	9	27	130	36,63	0,4	45	16,01
<i>Eleotris picta</i>	9	48	153	33,75	2	83,4	26,38
<i>Roeboides ilseae</i>	6	39	63	9,93	0,8	4,5	1,45
<i>Rhamdia quelen</i>	5	76	129	20,01	7,6	31	9,29
<i>Awaous transandeanus</i>	3	29	46	8,62	0,5	1,6	0,59
<i>Cyphocharax magdalenae</i>	2	67	70	2,12	8,4	10,5	1,48
<i>Pimelodella chagresi</i>	2	73	81	5,66	7	8	0,71

<i>Andinoacara coeruleopunctatus</i>	1	56	56	n.r.	9,2	9,2	n.r.
<i>Hyphessobrycon savagei</i>	1	28	28	n.r.	0,6	0,6	n.r.
<i>Rivulus hildebrandi</i>	1	37	37	n.r.	1,1	1,1	n.r.
<i>Hemiancistrus aspidolepis</i>	1	39	39	n.r.	1,5	1,5	n.r.
<i>Piabucina boruca</i>	1	118	118	n.r.	32,4	32,4	n.r.
<i>Amphilophus altifrons</i>	1	55	55	n.r.	6	6	n.r.
<i>Amphilophus lyonsi</i>	1	18	18	n.r.	0,3	0,3	n.r.

4.1.2 Análisis comparativo de la riqueza y abundancia en los ríos evaluados según influencia antrópica o sin ella (Figura 1)

La abundancia de capturas por sitios de muestreo con influencia antropogénica presentó diferencias altamente significativas, donde el río Corredores fue el sitio con mayores capturas (Kruskall-Wallis $H=7,92$; g.l. 2; $p=0,0187^{**}$).

Por su parte, la abundancia total de capturas por sitio de muestreo sin influencia humana, no presentó diferencias estadísticamente significativas (Kruskall-Wallis $H=0,83$; g.l. 2; $p=0,6559$).

No se registró diferencia estadísticamente significativa entre la abundancia en ríos con influencia antropogénica o sin ella (Mann-Whitney $U=1440,50$; g.l. 1; $p=0,1532$).

En los ríos con influencia humana, la riqueza fue muy altamente significativa (Kruskall-Wallis $H=9,44$; g.l. 2; $p=0,0072^{***}$) para el río corredores; siendo el mismo el que registró la mayor cantidad de especies.

En los ríos que no tienen influencia antrópica también se registró una diferencia estadísticamente significativa, con la mayor cantidad de especies, en el río Camaronal (Kruskall-Wallis $H=6,35$; g.l. 2; $p=0,0336^*$).

No se registró diferencias en la captura de especies entre ríos con influencia antrópica o sin ella (Mann-Whitney $U=1289,50$; g.l. 1; $p=0,7770$).

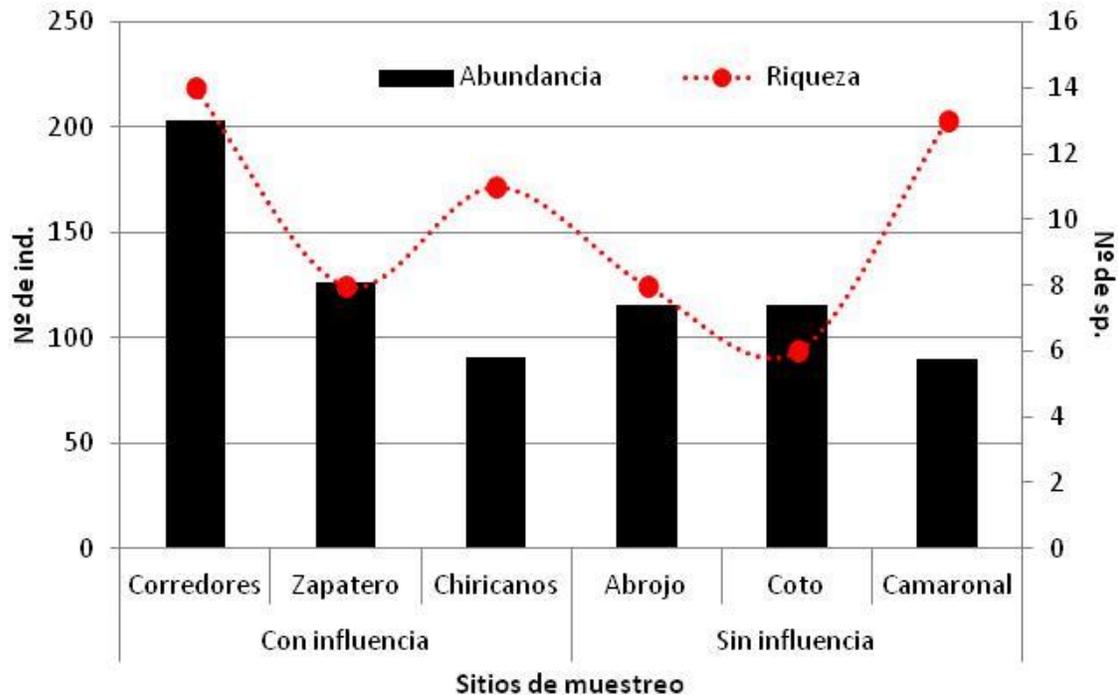


Figura 1. Relación entre la riqueza y abundancia ictiofaunística en seis ríos de la zona sur de Costa Rica, con influencia antrópica y sin ella entre octubre 2010 y marzo 2011.

4.1.3 Descripción de las capturas por familia taxonómica y sitio de muestreo según influencia antrópica o sin ella

Characidae

De las cuatro especies de carácidos registrados, *H. savagei* se encontró únicamente en el río Camaronal; mientras que *R. ilseae* se capturó solamente en el río Corredores.

A. aeneus se capturó en todos los sitios de muestreo y presenta una abundancia similar (Kruskall-Wallis $H=9,95$; g.l. 5; $p=0,0725$); *B. behreae* se registró en cuatro de los seis ríos muestreados (Camaronal, Zapatero, Chiricanos y Corredores). Su abundancia no presenta diferencias estadísticamente significativas entre los mismos (Kruskall-Wallis $H=9,95$; g.l. 3; $p=0,4286$) (Figura 2).

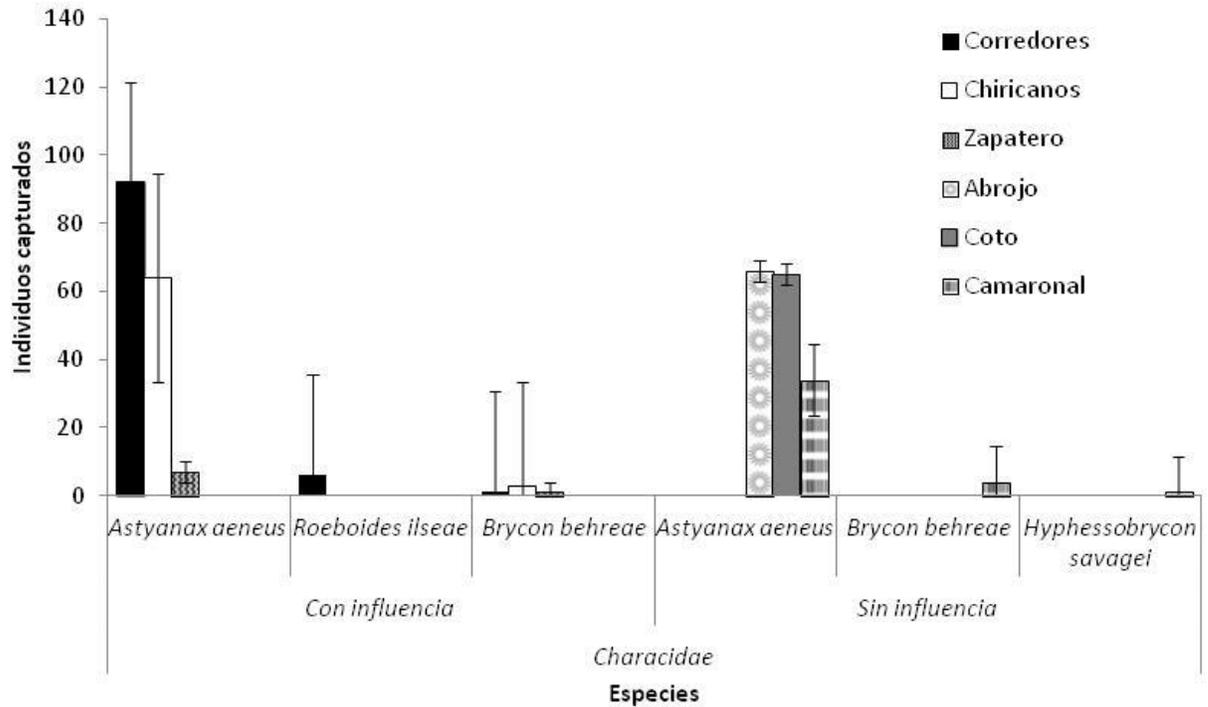


Figura 2. Distribución espacial y abundancia de captura (\pm error estándar) para las especies de Characidae registradas durante octubre 2010 y marzo 2011.

Cichlidae

De las cuatro especies de cíclidos registradas, *A. coeruleopunctatus*, *A. lyonsi* y *A. altifrons* se capturaron únicamente en el río Corredores.

La abundancia numérica de *C. sajica* presentó diferencias estadísticamente significativas (Kruskall-Wallis $H=7,79$; g.l. 4; $p=0,05^*$), entre los sitios de muestreo, siendo el río Corredores el que aportó la mayor cantidad de individuos (Figura 3).

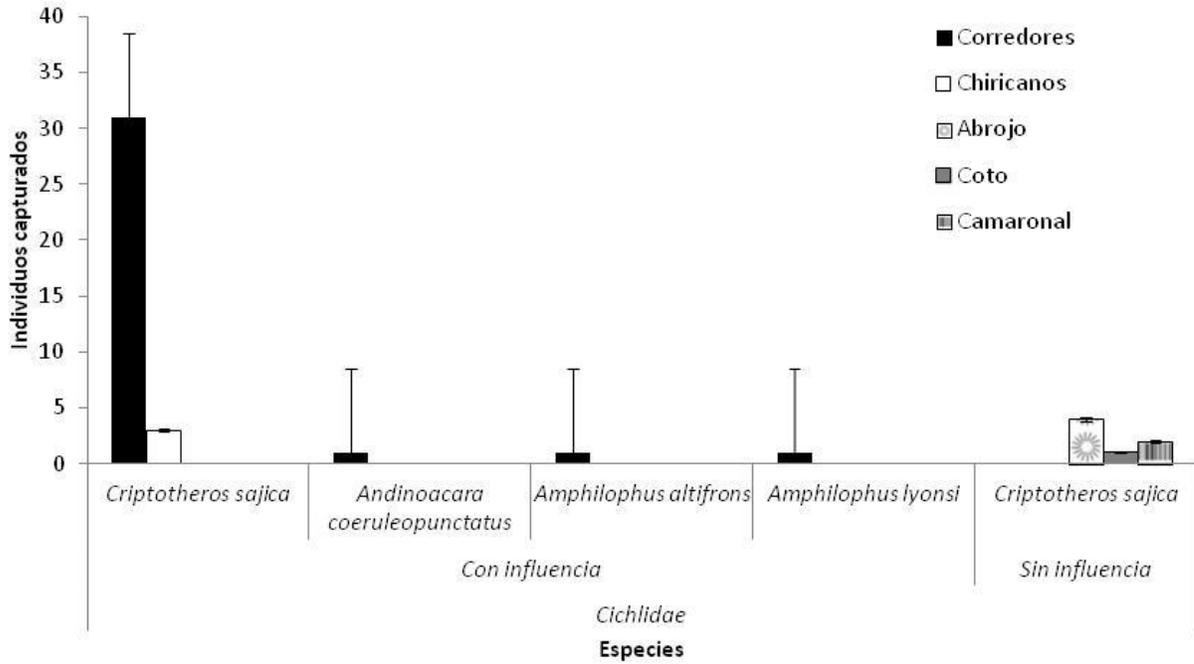


Figura 3. Distribución espacial y abundancia de captura (\pm error estándar) para las especies de Cichlidae registradas durante octubre 2010 y marzo 2011.

Eleotridae

G. maculatus y *E. picta* presentaron el patrón más amplio de distribución geográfica mientras que *D. latifrons* se ubicó solamente en las estaciones Zapatero y Camaronal (Figura 4).

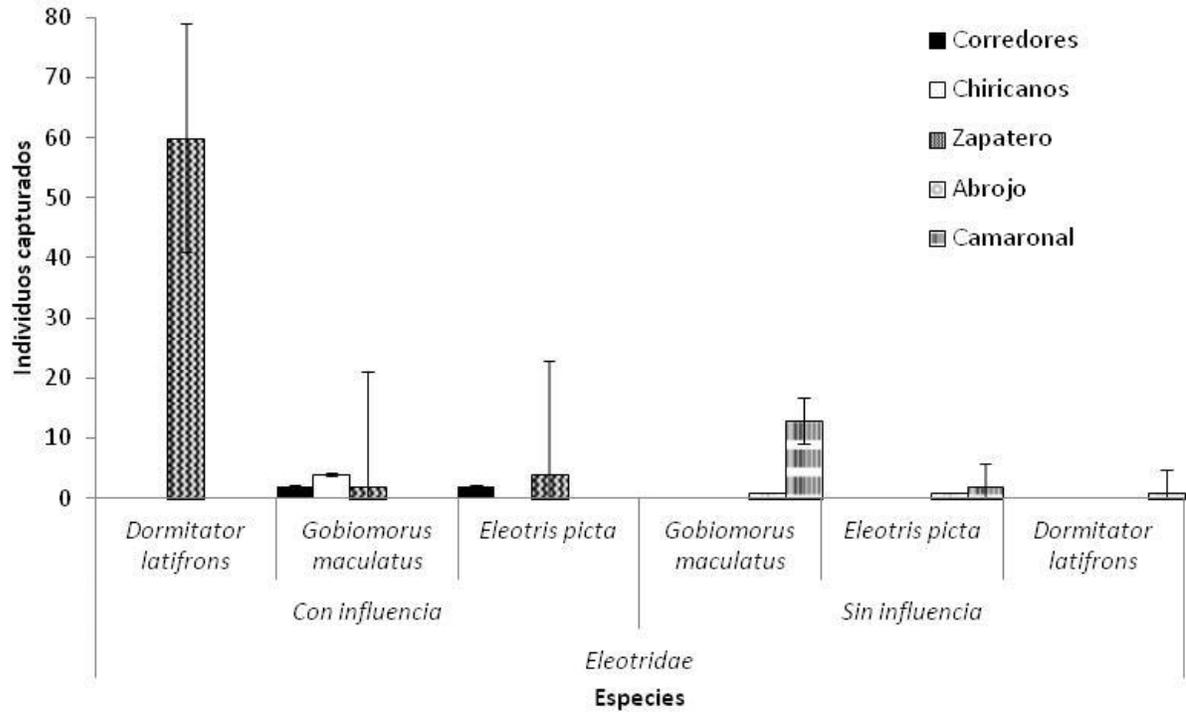


Figura 4. Distribución espacial y abundancia de captura (\pm error estándar) para las especies de Eleotridae registradas durante octubre 2010 y marzo 2011.

Mugilidae

El único representante fue *A. monticola* que se capturó en cinco de los seis ríos estudiados (Figura 5). No se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre los ríos con mayor presencia de esta especie (Coto, Corredores, Chiricanos y Abrojo) (Kruskall-Wallis $H=6,68$; g.l. 2; $p=0,1342$).

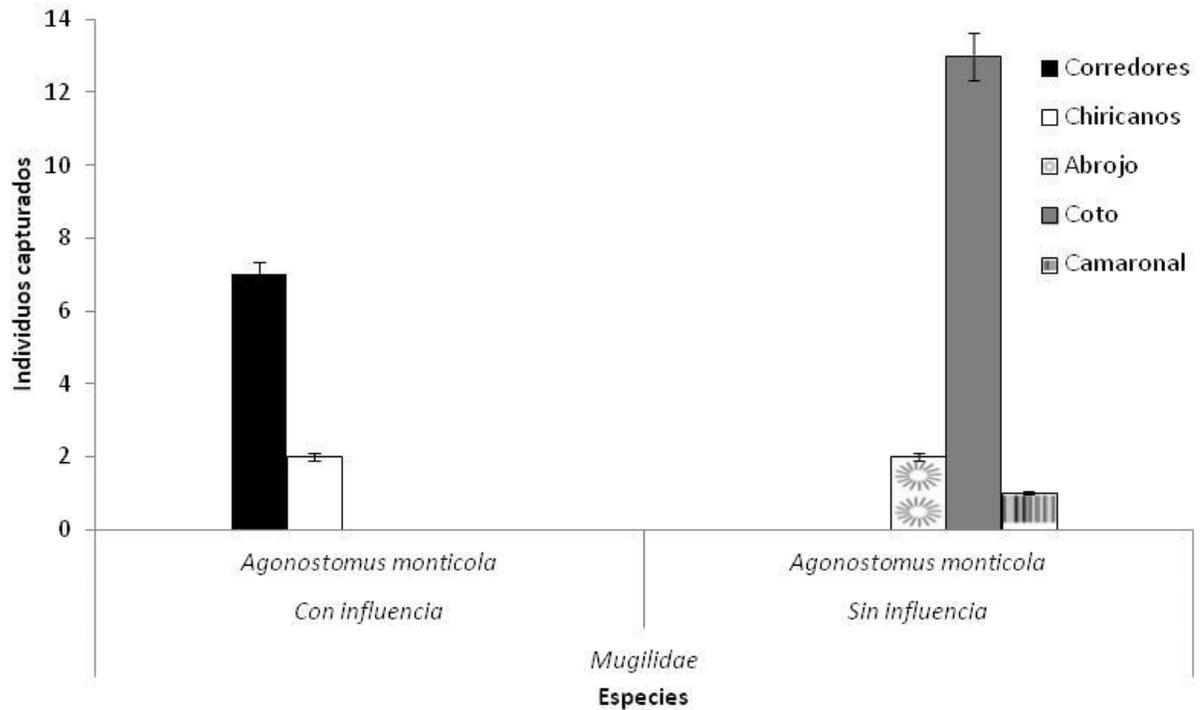


Figura 5. Distribución espacial y abundancia de captura (\pm error estándar) para las especies de Mugilidae registradas entre octubre 2010 y marzo 2011.

Poeciliidae

Esta familia aportó la mayor cantidad de especies, de las cuales solo *P. retropinna* se registró en todas las estaciones de muestreo. *P. gillii* únicamente se documentó en la estación Camaronal, lo que dificultó su análisis espacial (Figura 6).

Para el resto de las especies (*B. roseni*, *P. retropinna*, *P. turrubarensis* y *P. panamensis*) la única que evidenció diferencias estadísticas muy altamente significativas fue *P. panamensis*, la cual se registró en el río Camaronal y la quebrada Zapatero, en esta última fue más abundante (Mann-Whitney $U=5,78$; g.l. 1; $p=0,01^{***}$).

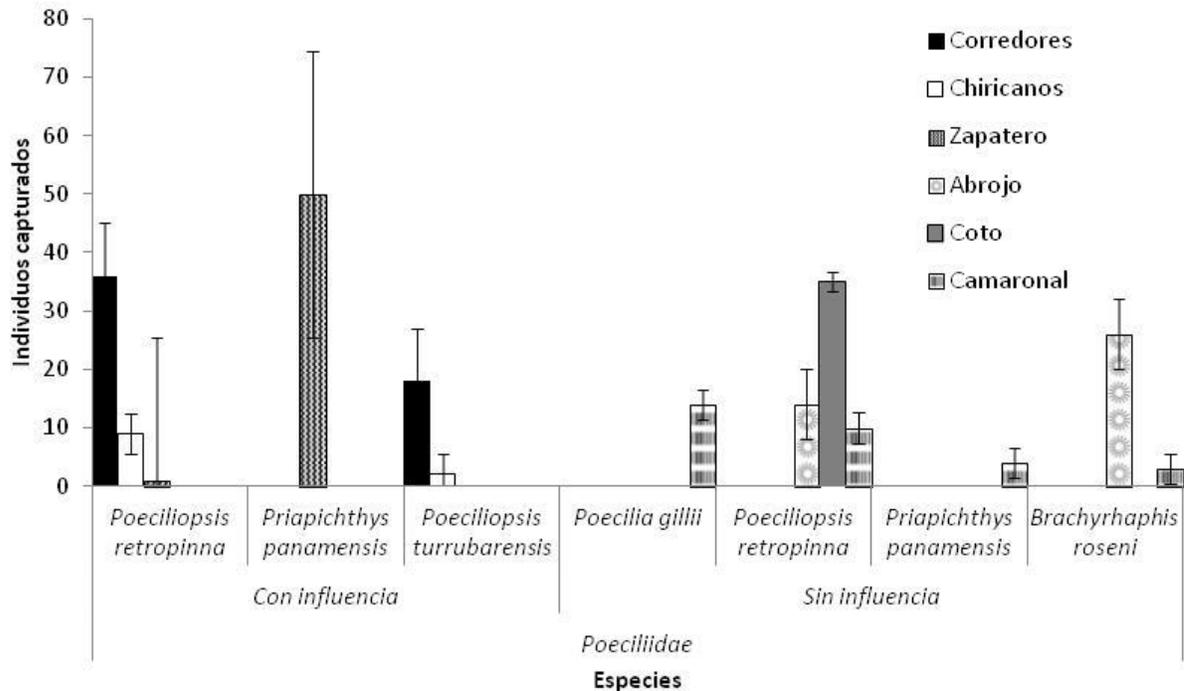


Figura 6. Distribución espacial y abundancia de captura (\pm error estándar) para las especies de Poeciliidae registradas entre octubre 2010 y marzo 2011.

En el caso de las familias Curimatidae, Gobiidae, Lebiasinidae, Loricariidae, Pimelodidae, Heptapteridae y Rivulidae, dadas sus reducidas abundancias y representación esporádica en algunos sitios de muestreo, no fue posible realizar sus respectivos análisis de varianza.

4.1.3 Distribución

La mayor diversidad beta se registró entre dos ríos antagónicos para su influencia antrópica: el río Corredores que tiene influencia antrópica y el río Coto que carece de la misma ($W=0,600$). Este alto valor en el Beta Whitaker indica que entre estos sitios se presentó el mayor reemplazo de especies.

Los ríos que registraron el menor reemplazo de especies ($W= 0,286$), fueron el Abrojo y el Coto, ambos sin influencia antrópica (Cuadro 6).

Cuadro 6. Resumen comparativo del reemplazo de especies ictiofaunísticas por sitios de muestreo según su influencia antropogénica entre octubre 2010 y marzo 2011 como diversidad Beta de acuerdo con Whittaker (1972).

Situación antrópica	SITIOS	Con influencia			Sin influencia		
		Zapatero	Chiricanos	Corredores	Abrojo	Camaronal	Coto
Con influencia	Zapatero	_____					
	Chiricanos	0,474	_____				
	Corredores	0,545	0,440	_____			
Sin influencia	Abrojo	0,375	0,368	0,454	_____		
	Camaronal	0,333	0,500	0,482	0,333	_____	
	Coto	0,571	0,294	0,600	0,286	0,579	_____

El análisis de agrupamiento reconoció a las estaciones río Coto, sin influencia humana, y quebrada Zapatero, con influencia humana, como las más similares entre sí, las cuales a su vez, se relacionan con el grupo formado por Corredores y Chiricanos, ambas con influencia antrópica.

Los ríos Camaronal y Abrojo –sin influencia antropogénica- fueron los más diferentes en términos de su composición y abundancia de especies (Figura 7).

Para efectos de elección del dendrograma con mejor ajuste, la mayor correlación cofenética (0,800), la generó el criterio de encadenamiento completo (*Complete linkage*) mediante la distancia Euclideana para el índice Beta Whittaker entre sitios de muestreo.

Encadenamiento Completo (Complete linkage)

Distancia Euclídeana

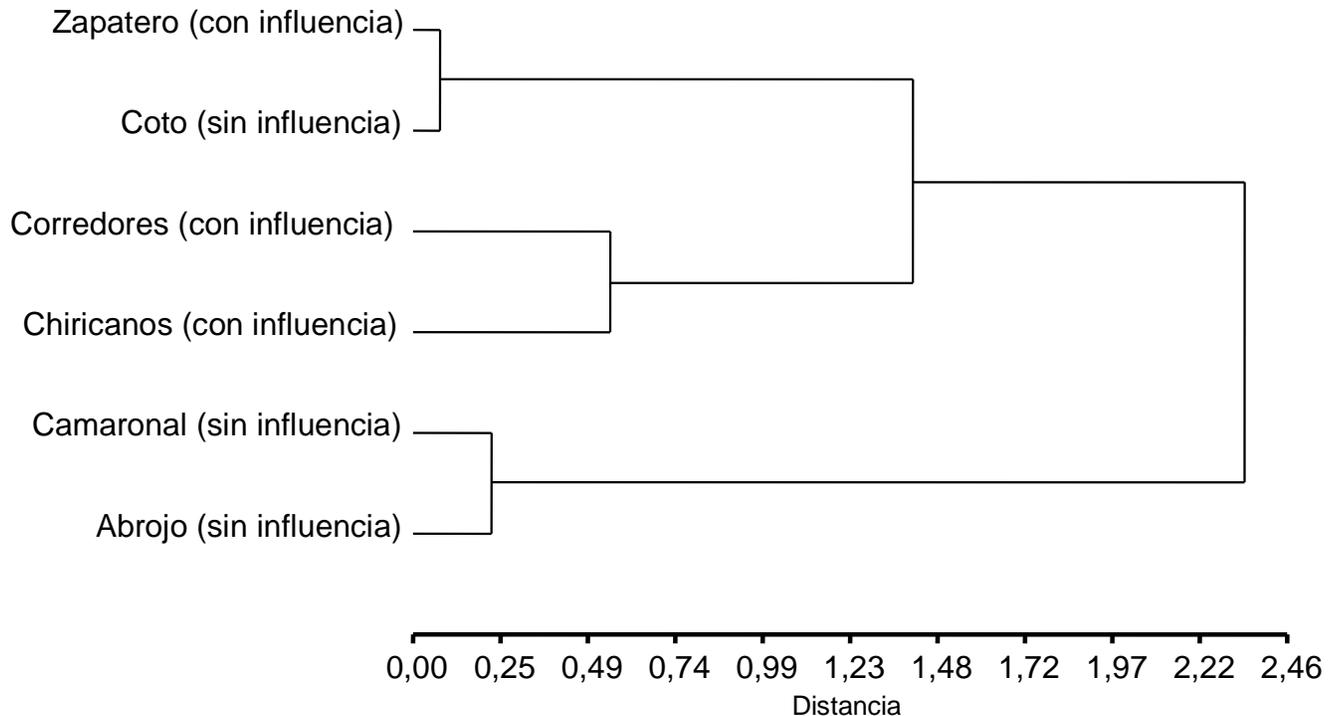


Figura 7. Dendrograma de similitud de especies ictiofaunísticas según el índice de asociación Beta Whitaker para los sitios de muestreo según influencia antropogénica entre octubre 2010 y marzo 2011.

4.1.4 Diversidad según sus estimadores

La diversidad ictiofaunística en los ríos con influencia humana fue superior -estadísticamente significativa- (Random Test Solow $p=0,0001^{***}$), respecto a los ríos sin alteraciones antrópicas (Cuadro 7).

Cuadro 7. Índices de diversidad (H') y su respectiva varianza y el índice de dominancia Berger-Parker ($1/d$) total para las estaciones de muestreo de peces con influencia antrópica y sin ella durante octubre 2010 y marzo 2011.

Sitios	H'	Varianza H'	Berguer-Parker
Con influencia antrópica	1,994	0,003	0,388
Sin influencia antrópica	1,643	0,005	0,512

De acuerdo con los estimadores de la biodiversidad (H' y $1/d$), se determinó que la mayor diversidad se presentó en febrero de 2011 en la estación de muestreo del río Camaronal ($H' = 1,851$); en donde también se presentó la mayor diversidad total durante el estudio ($H' = 1,940$).

La diversidad más baja se registró en dos estaciones, en el río Abrojo en octubre de 2010 y en la quebrada Chiricanos en enero de 2011 ($H' = 0,000$) durante la época seca. En la diversidad total el río Coto fue el que presentó la diversidad más baja ($H' = 1,054$) (Cuadro 8).

Consistente con la relación inversa que existe entre la diversidad y la dominancia, el recíproco de Berguer-Parker demostró que la mayor dominancia se presentó en octubre de 2010 y en enero de 2011 en las estaciones Abrojo y Chiricanos respectivamente ($1/d=1,000$), mientras que la menor la mostró el río Corredores en noviembre de 2010 (Cuadro 8). En general, la diversidad fue relativamente baja tanto espacial como temporalmente, siendo en total, noviembre el más diverso ($H' = 2,013$) y con la menor dominancia registrada ($1/d= 0,292$).

Cuadro 8. Índices de diversidad (H') y su respectiva varianza y el índice de dominancia Berger-Parker ($1/d$) tanto mensual como total para las estaciones de muestreo de peces durante octubre 2010 y marzo 2011.

Sitio	H'							Varianza H'							Berger-Parker						
	Oct-10	Nov-10	Dic-10	Ene-11	Feb-11	Mar-11	Total sitio	Oct-10	Nov-10	Dic-10	Ene-11	Feb-11	Mar-11	Total sitio	Oct-10	Nov-10	Dic-10	Ene-11	Feb-11	Mar-11	Total sitio
Zapatero*	1,099	1,100	0,856	0,606	0,606	0,474	1,171	0,044	0,024	0,015	0,011	0,011	0,035	0,007	0,679	0,606	0,500	0,706	0,706	0,818	0,476
Chiricanos*	1,004	1,583	0,191	0,000	0,987	0,800	1,205	0,042	0,053	0,021	0,000	0,044	0,047	0,021	0,429	0,417	0,952	1,000	0,625	0,762	0,703
Corredores*	0,974	1,646	1,292	1,309	1,294	1,280	1,691	0,040	0,009	0,042	0,020	0,015	0,023	0,006	0,500	0,250	0,583	0,603	0,469	0,519	0,453
Abrojo	0,000	1,538	1,063	0,678	1,038	0,305	1,249	0,000	0,023	0,009	0,039	0,081	0,044	0,009	1,000	0,318	0,442	0,765	0,722	0,909	0,569
Camaronal	0,900	1,119	1,574	1,767	1,851	1,277	1,940	0,059	0,059	0,045	0,045	0,031	0,022	0,012	0,625	0,647	0,429	0,389	0,263	0,429	0,378
Coto	1,085	1,064	0,957	0,429	0,637	0,898	1,054	0,006	0,003	0,039	0,032	0,007	0,022	0,006	0,400	0,393	0,714	0,846	0,667	0,500	0,560
Total mes	1,827	2,013	1,678	1,683	1,769	1,788	2,007	0,014	0,006	0,010	0,013	0,009	0,011	0,002	0,352	0,292	0,520	0,556	0,445	0,439	0,442

* Con influencia antrópica

4.2 Calidad físico-química del agua en los sitios de muestreo

4.2.1 Oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de oxígeno

Las menores fluctuaciones en el OD se presentaron en las estaciones Coto, Camaronal y Chiricanos en las que se mantuvo aproximadamente entre el ámbito de los 6 y 8 mg/l; los valores más altos se registraron en la estación Corredores y los mínimos en Zapatero (Figura 8).

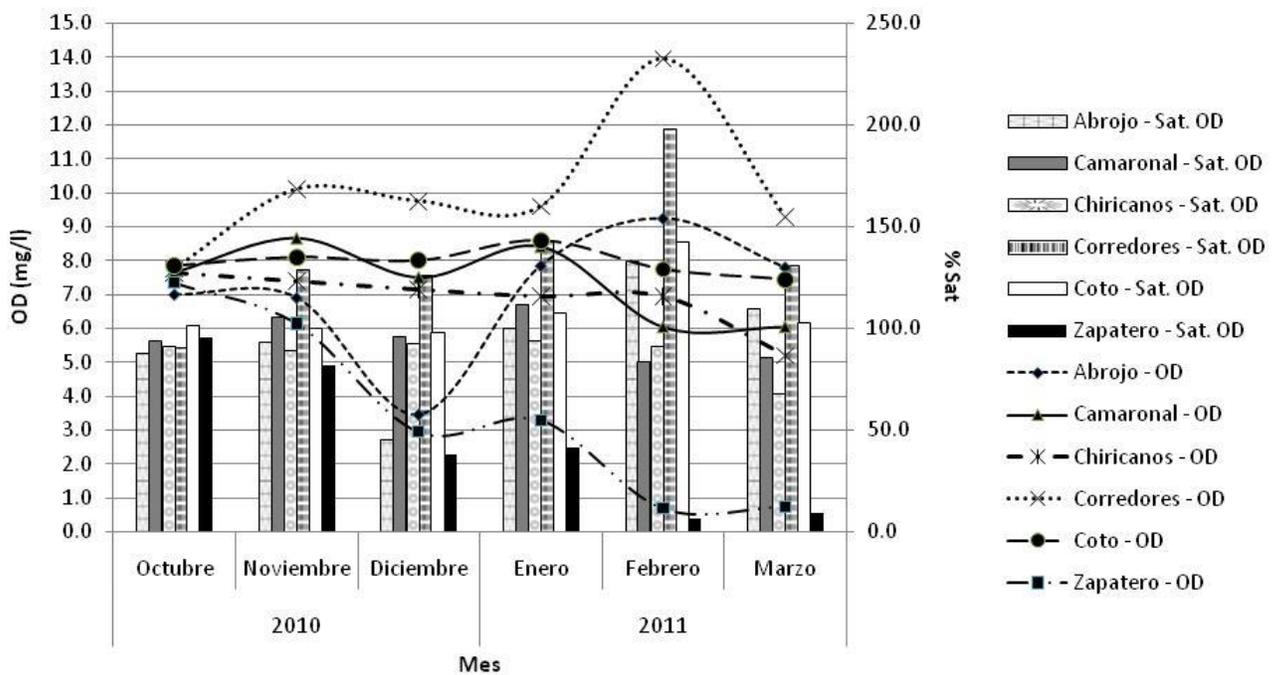


Figura 8. Comportamiento del oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación del oxígeno en los sitios de muestreo durante octubre 2010 y marzo 2011.

La saturación de oxígeno presentó un comportamiento congruente con las concentraciones de oxígeno, tendiendo al alza en el río Corredores y Coto, mientras que en la quebrada Zapatero su tendencia fue siempre a la baja. La mayor saturación se registró en febrero en Corredores (198,4%) y la menor en la quebrada Zapatero (6,3%) en febrero (Figura 8).

4.2.2 Conductividad y salinidad

La conductividad del agua presentó los valores más altos en el río Abrojo durante enero (45,2 $\mu\text{s}/\text{cm}$) y en la quebrada Zapatero en marzo (41,5 $\mu\text{s}/\text{cm}$), tendencia, que como era de esperar, coincidió con los valores de la salinidad. Estas dos variables se comportaron en los análisis de manera colineal.

4.2.3 Temperatura, pH, potencial de oxidación y sensor de iones

La temperatura se mantuvo en el ámbito de 24,4 (río Coto en octubre) y 32,1°C (río Abrojo en febrero), estableciéndose en general como una variable con pocas fluctuaciones espacio-temporales (Figura 9).

El pH se mantuvo cercano a la neutralidad, con máximo (pH 8,5) y mínimo (pH 6,3) en el río Abrojo (Figura 9).

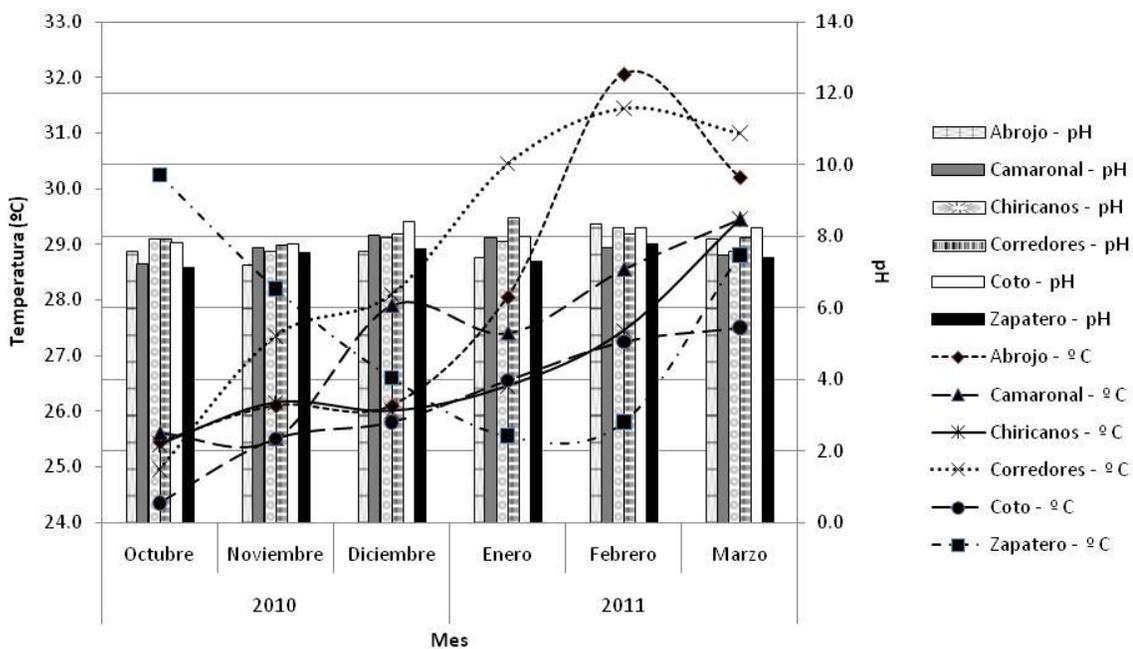


Figura 9. Comportamiento de la temperatura y el pH en los sitios de muestreo durante octubre 2010 y marzo 2011.

En general los registros del potencial de oxidación fueron relativamente altos, detectándose el mejor potencial en Corredores durante enero (-96,4 mv).

Los mayores valores en el ISE se obtuvieron en la quebrada Zapatero (Figura 10)

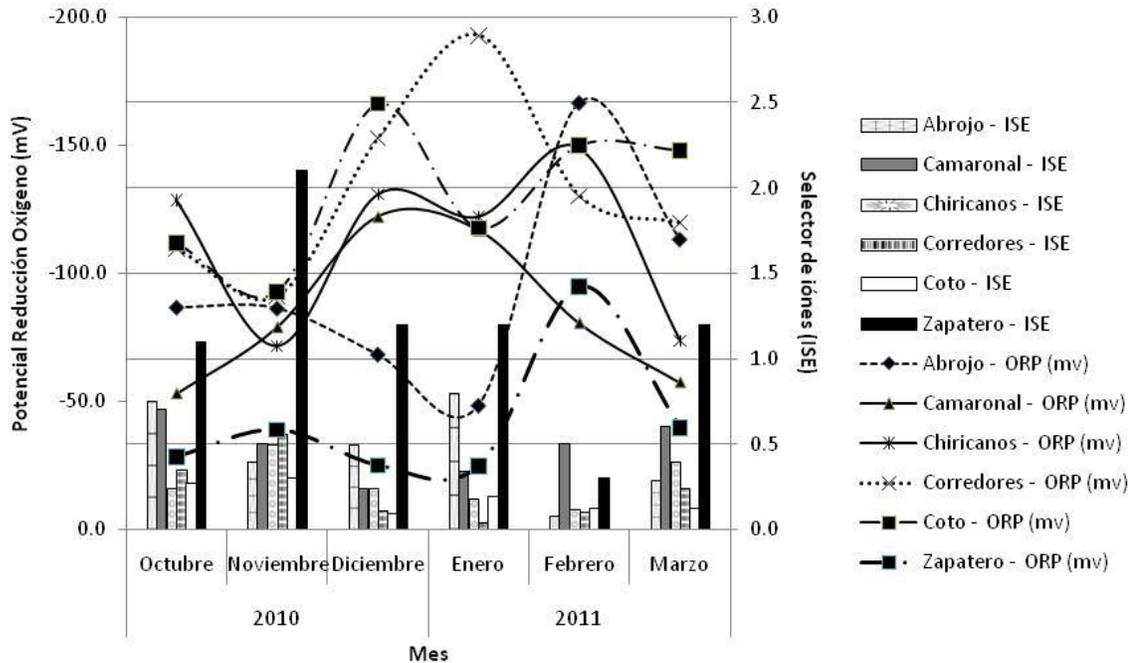


Figura 10, Comportamiento del Potencial de Reducción de Oxígeno (ORP) y el Selector de Iones (ISE) en los sitios de muestreo durante octubre 2010 y marzo 2011.

4.2.4 Sólidos disueltos totales, sólidos sedimentables y turbidez

El mayor registro de SDT se detectó en diciembre en el río Abrojo (19122 mg/l), mientras que el registro más bajo se obtuvo en octubre en la quebrada Chiricanos (5721 mg/l).

El valor más alto en los Ssed se registró en Chiricanos durante octubre 2010 (4,0 mg/l) con tendencia a la ausencia de los mismos en todas las estaciones de muestreo durante la época seca (Figura 11).

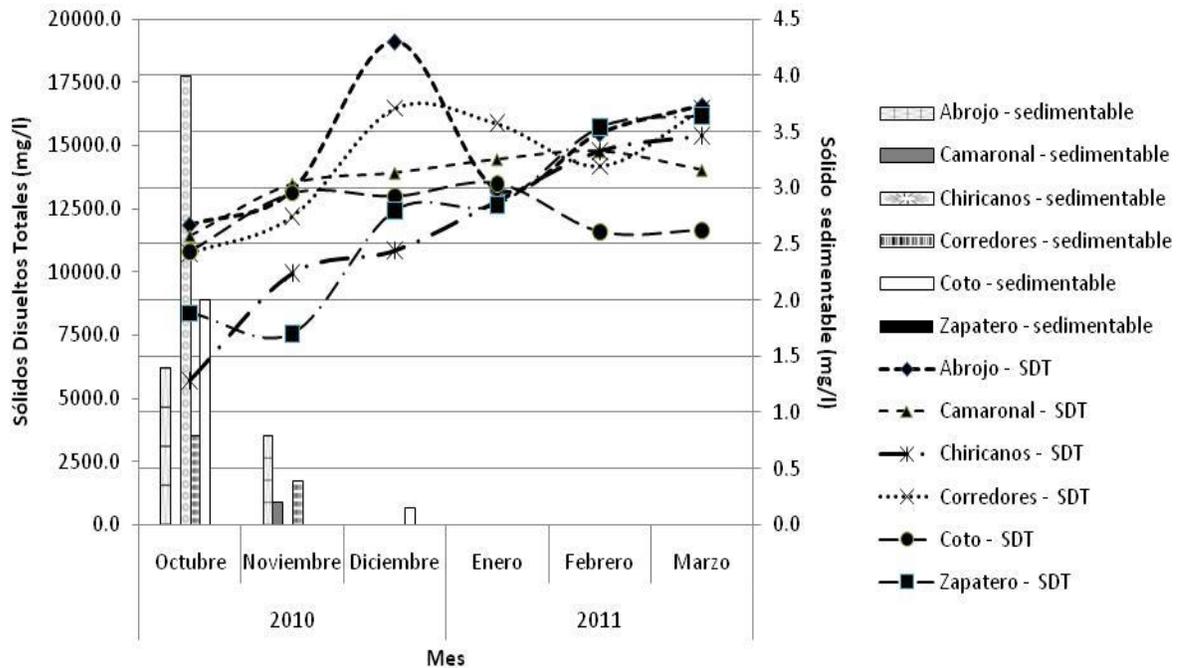


Figura 11. Comportamiento de los Sólidos Disueltos Totales (SDT) y los sólidos sedimentables (Ssed) en los sitios de muestreo durante octubre 2010 y marzo 2011.

En relación con la turbidez del agua, octubre registró los valores más altos en la mayoría de los sitios de muestreo; mientras que en enero, febrero y marzo, todos los ríos mostraron agua cristalina, con excepción de la quebrada Zapatero (Cuadro 9).

Cuadro 9. Condiciones de la variable turbidez del agua en los sitios de muestreo durante octubre 2010 y marzo 2011.

Mes	Muestreo	Abrojo	Camaronal	Chiricanos	Corredores	Coto	Zapatero
Octubre	1	Turbia	Cristalina	Turbia	Turbia	Turbia	Cristalina
	2	Turbia	Cristalina	Turbia	Turbia	Turbia	Cristalina
Noviembre	3	Turbia	Cristalina	Cristalina	Turbia	Cristalina	Turbia
	4	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Semiturbia	Cristalina	Semiturbia
Diciembre	5	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Turbia	Cristalina
	6	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Cristalina
Enero	7	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Cristalina
	8	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Cristalina

Febrero	9	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Turbia
	10	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Turbia
Marzo	11	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Turbia
	12	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Turbia

4.3 Relación entre la captura de peces (abundancia específica) y las variables físico-químicas del agua según su influencia antrópica

De acuerdo con la primera valoración del gradiente ambiental mediante un Análisis de Correspondencia Rectificado (análisis necesario para determinar cual modelo explicará mejor la relación entre especies y variables ambientales), se calculó la longitud del primer eje de ordenación en 4,69 SD (desviaciones estándar), lo que permitió la aplicación de un Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) para toda la evaluación.

Como era de esperar, se reveló la colinealidad entre el oxígeno disuelto (OD) y el porcentaje de saturación de oxígeno (% SAT). También se presentó multicolinealidad entre la conductividad (Cond.), la concentración de Sal. (ppt), el potencial de reducción de oxígeno (ORP) y finalmente los sólidos disueltos totales (SDT) (Cuadro 10).

Cuadro 10. Variables ambientales incluidas en el modelo de CCA y su inflación como criterio de multicolinealidad entre variables.

N	Nombre	Media ponderada	Desv. stand.	Factor inflación
1	Alt_(msnm)	23,7197	21,1952	7,2098
2	pH	7,8888	0,4521	8,4916
3	Temp_°C	27,9213	2,3354	3,9770
4	OD_(mg/l)	7,6077	2,9233	24,1037
5	% SAT	102,9084	43,8661	27,9751
6	Bar_(mmHH)	757,5412	2,2490	4,1253
7	Cond_ms/cm	28,1797	7,4566	1509,6036
9	Sal_ppt	17,4681	4,9459	1391,4612
10	ORP_(mv)	-54,3341	27,0801	12,0572

12	ISE	0,2027	0,2661	3,3896
13	SDT	13535,2332	3315,2932	10,8017
14	Ssed_(mg/l)	0,1484	0,6176	2,0415
15	Sech_(cm)	25,0054	7,3650	3,5361
16	Infl_ant	0,9623	0,9104	3,0733
18	Cat_turb	2,6240	0,7506	2,6263
20	Cat_Corr	3,3976	0,9065	2,9490
21	Cat_Amb	2,9973	0,8126	1,9262

En los dos ejes de ordenación del modelo de correlaciones canónicas, la varianza explicada de la relación entre especies y variables ambientales representó el 89,7 %; mientras que el valor de la inercia total (en desviaciones estándar) de la gradiente ambiental (largo del primer eje canónico) fue de 4,69. La suma de todos los autovalores canónicos (valores que explican la relación estricta entre especies y las variables ambientales) representó el 43,99 % de la longitud del gradiente ambiental (Cuadro 11).

Cuadro 11. Resumen de cálculos de varianza explicada por el modelo CCA entre especies y variables ambientales.

Ejes CCA	1	2	3	4	Longitud gradiente
Autovalores	0,780	0,291	0,235	0,183	4,692
Correlaciones especies-ambiente	0,941	0,829	0,762	0,724	
Porcentaje acumulado de varianza					
De las especies	16,6	22,8	27,8	31,7	
De la correlación especies-ambiente	37,8	51,9	63,3	72,1	
Suma de todos los autovalores					4,692
Suma de todos los autovalores canónicos					2,064

Según el CCA, tomando en consideración los sitios de muestreo, las variables ambientales y las especies, no se generó una correlación definida para la mayoría de las especies. Únicamente *P. panamensis* y *D. latifrons* fueron influenciadas por el ORP el ISE y los datos barométricos (mayores valores en los sitios de baja altitud), estableciéndose una correlación respecto al sitio de muestreo Zapatero (Figuras 12 y 13).

Otras especies, tales como *A. monticola*, *P. retropinna* y *R. quelen*, se correlacionaron con variables ambientales como la velocidad de corriente, el OD y el % Sat., particularmente asociadas a los ríos Coto, Abrojo y Corredores (Figuras 12 y 13).

La influencia antrópica se correlacionó con los sitios de muestreo Corredores y Chiricanos, los cuales se ubican en las comunidades más grandes asociadas (Ciudad Neilly y Río Claro de Golfito). En correlación con estos sitios están especies como *P. chagresi*, *H. aspidolepis* y *C. sajica*, de las cuales, la última fue la más abundantes (Cuadro 3, Figuras 12 y 13).

La única especie que se ubicó de manera solitaria asociada a sitios como el río Abrojo y el río Camaronal fue *G. maculatus*, misma que se correlacionó con las variables ambientales colineales de salinidad y conductividad (Figura 12).

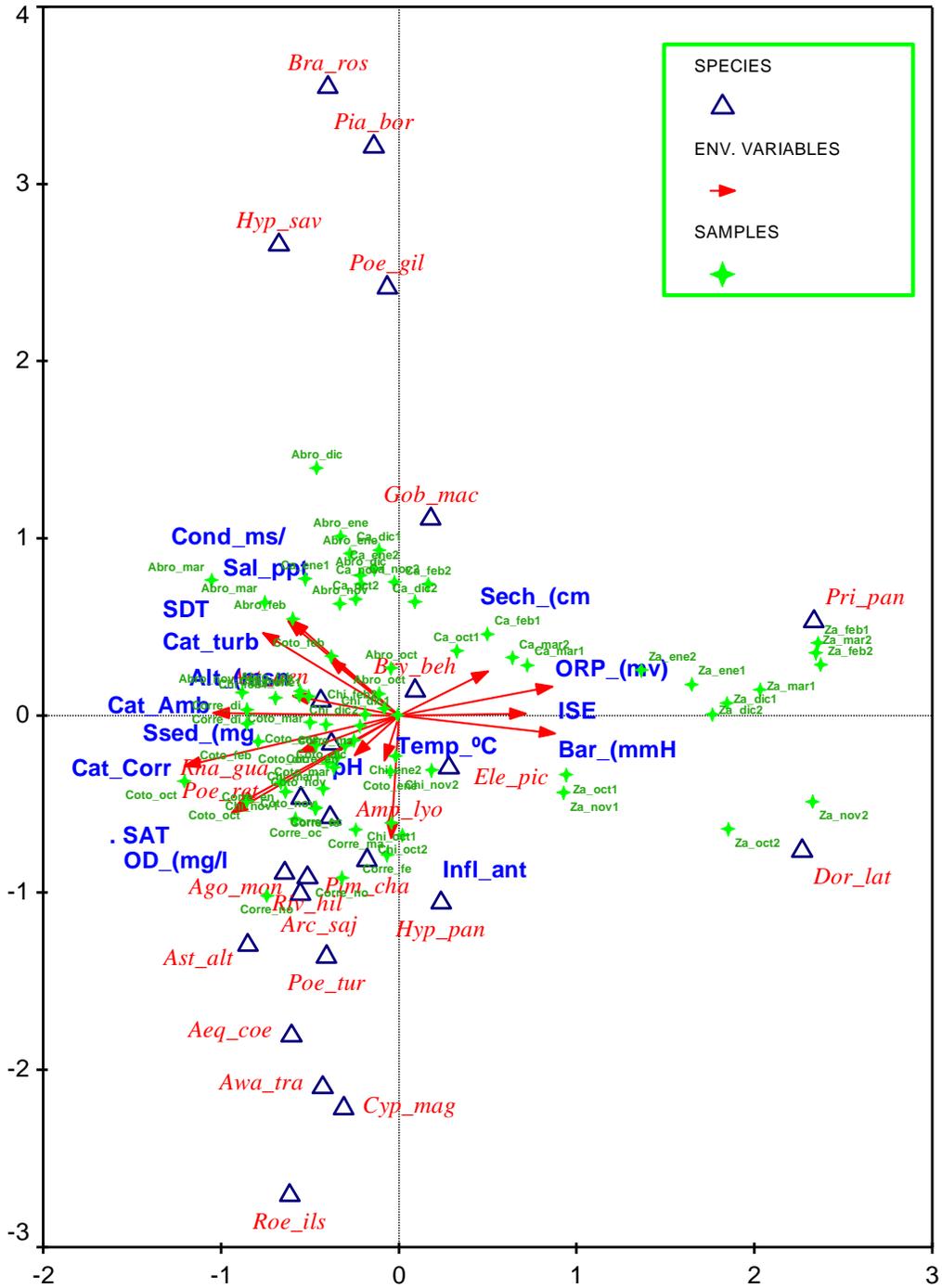


Figura 12. Diagrama de ordenación canónica para especies ícticas dulceacuícolas, variables ambientales y sitios de muestreo, entre octubre 2010 y marzo 2011, (Ver abreviatura de especies en el Cuadro 3).

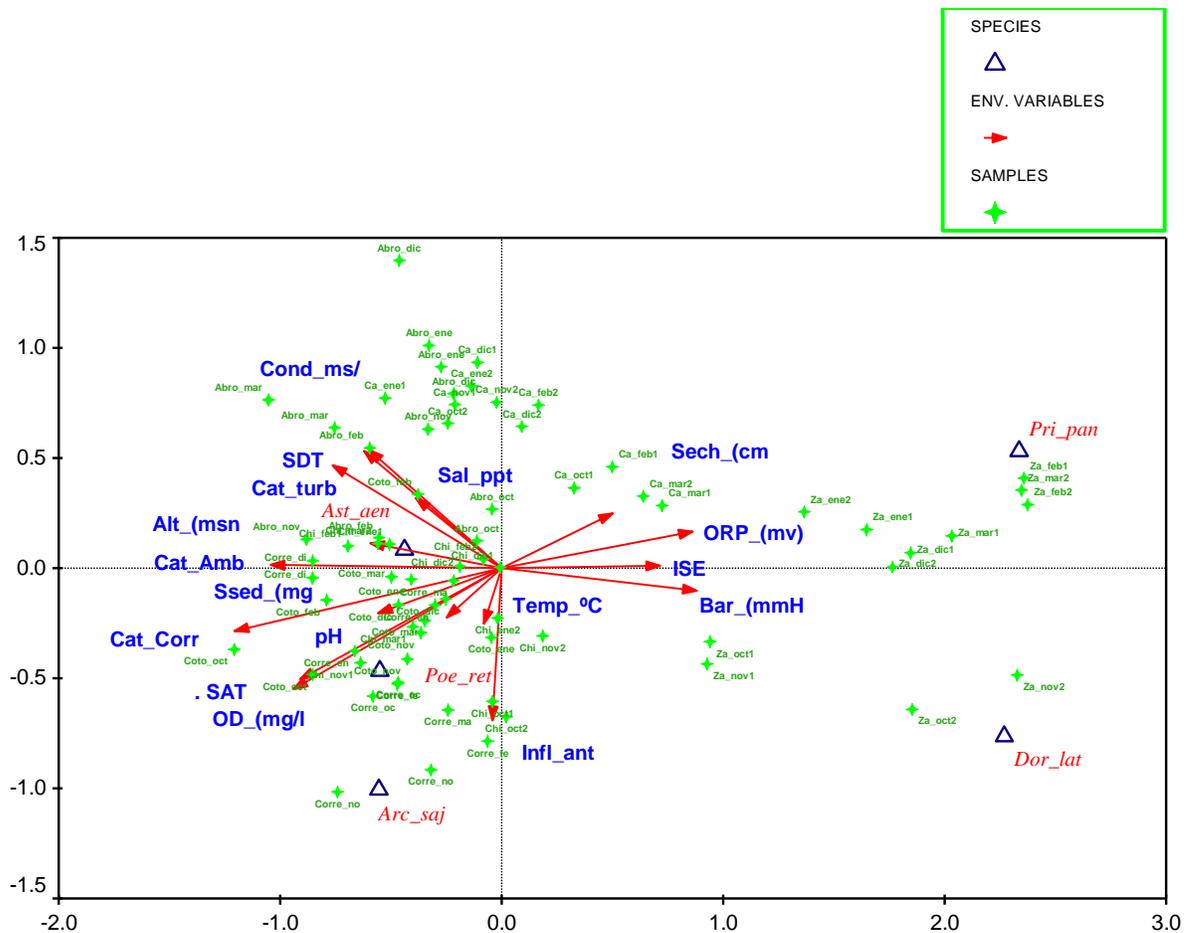


Figura 13. Diagrama de ordenación canónica para especies más abundantes, variables ambientales y sitios de muestreo, entre octubre 2010 y marzo 2011, (Ver abreviatura de especies en Cuadro 3).

Para las especies con importancia numérica (aquellas que, en conjunto representaron el 80 % de la abundancia total) las variables más importantes, según sus autovalores, fueron la corriente del agua por categoría (-0,63) y el tipo de ambiente por categoría (-0,54), ambas en el primer eje de ordenación. En el caso del segundo eje de ordenación en el modelo CCA la variable de influencia antrópica (-0,52) fue la más importante (Anexo 2).

Por consiguiente, se obtuvo las curvas de respuesta de especies para la variable de categorías de la corriente del agua donde únicamente *D. latifrons* y *A. aeneus* presentaron patrones de distribución gaussiana y óptimos de distribución (Figura 14), situación similar a la detectada para la variable de la influencia antrópica en la que *D. latifrons* y *P. panamensis* mostraron un patrón de distribución gaussiana con óptimos para sus abundancias (Figura 15).

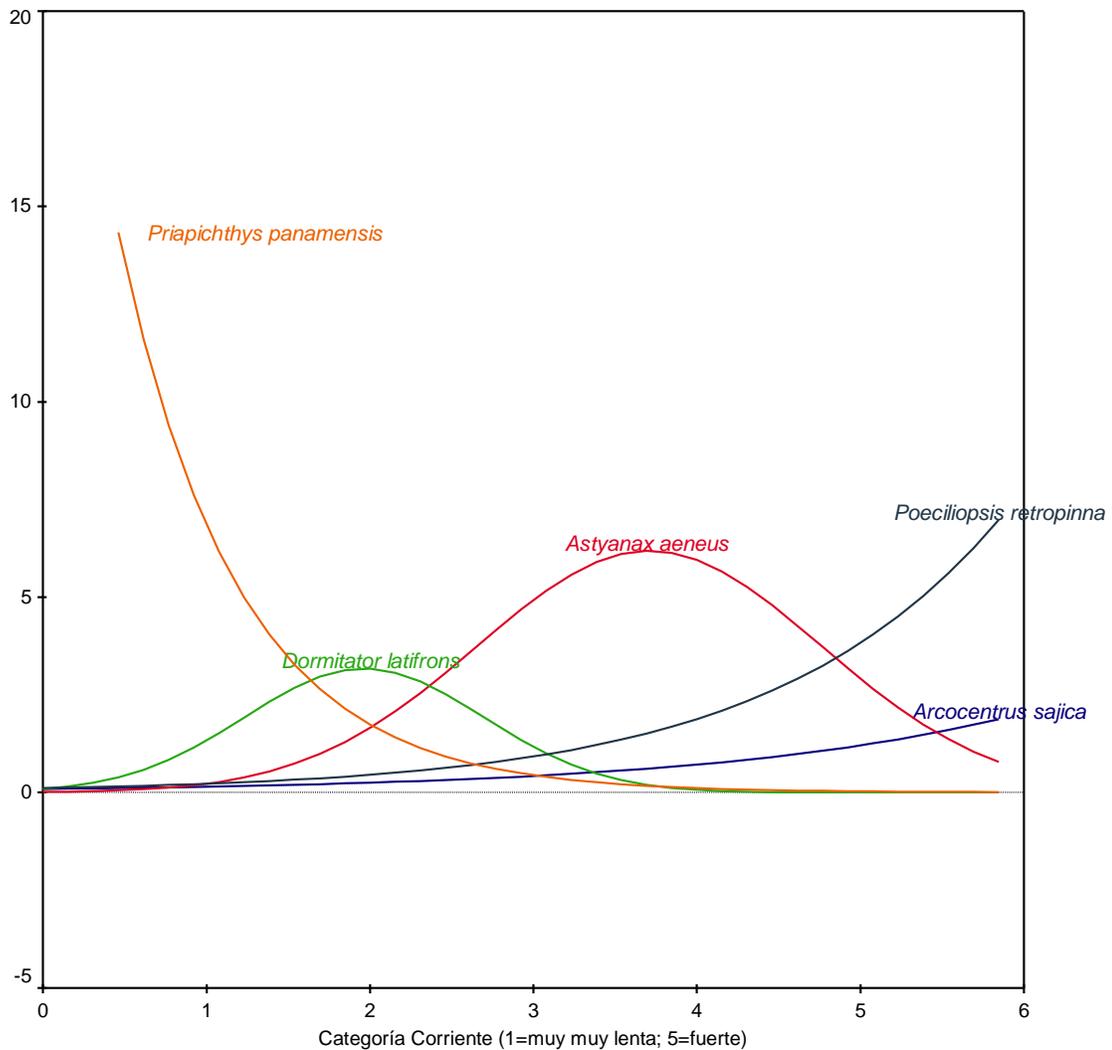


Figura 14. Curvas de respuesta de especies ícticas dulceacuícolas para la variable categoría de corriente.

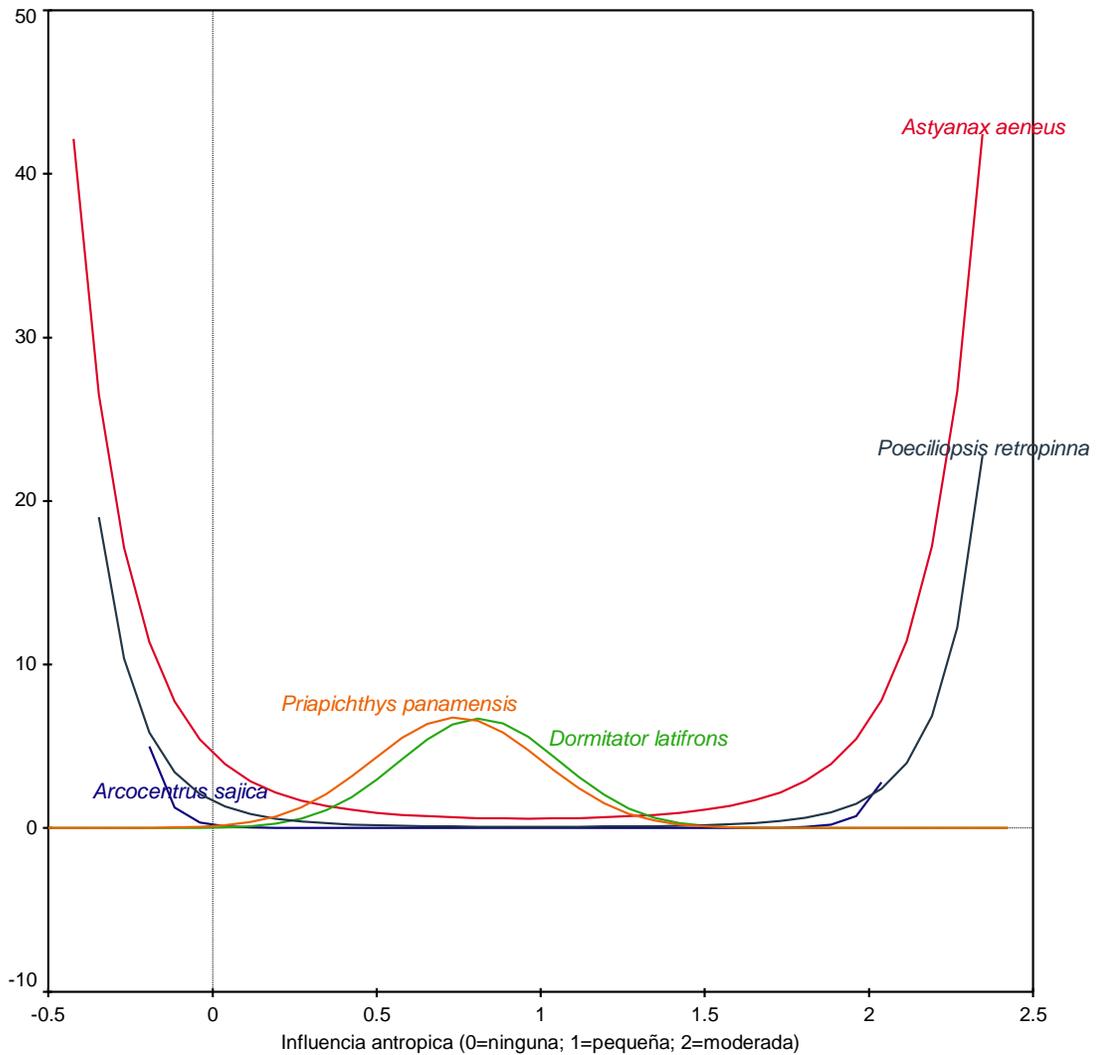


Figura 15. Curvas de respuesta de especies ícticas dulceacuícolas para la variable categoría de influencia antrópica.

Las especies *A. aeneus*, *D. latifrons*, *P. retropinna*, *P. panamensis* y *C. sajica* no mostraron un ajuste según el modelo de superficies gaussianas bivariadas para ninguna de las variables pareadas, tal como se estimó para el caso de la correlación de las variables más importantes del CCA de categoría de corriente y la influencia antrópica (Figuras 16 y 17).

$$\text{Model: } V3 = \exp(b_0 + b_1 \cdot v_1 + b_2 \cdot (v_1)^2 + b_3 \cdot v_2 + b_4 \cdot (v_2)^2 + b_5 \cdot (v_1 \cdot v_2))$$

$$z = \exp((-8.3663) + (16.0948) \cdot x + (-7.309) \cdot (x)^2 + (3.93253) \cdot y + (-.59605) \cdot (y)^2 + (-2.0978) \cdot (x \cdot y))$$

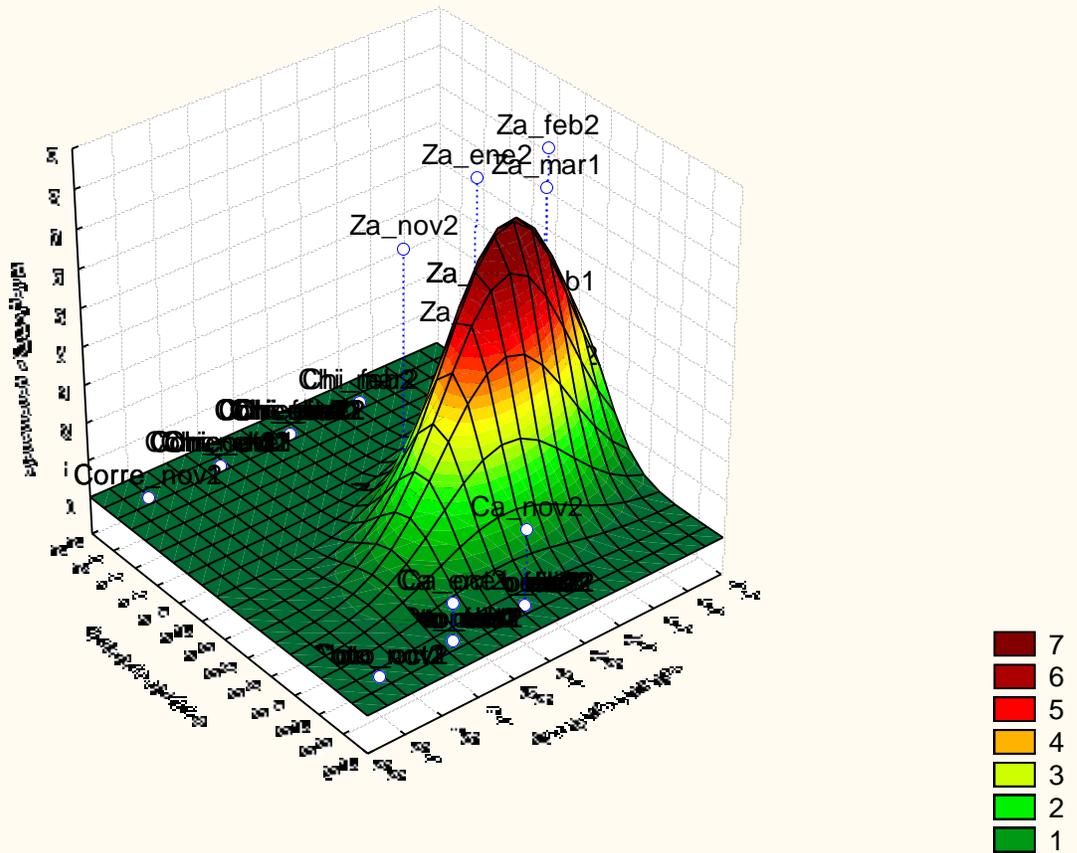


Figura 17. Superficie gaussiana bivariada para la abundancia de *P. panamensis* según la variable categoría de influencia antrópica y la corriente del río, entre octubre 2010 y marzo 2011, Zona Sur de Costa Rica.

5. DISCUSIÓN

5.1 Riqueza y abundancia relativa, distribución y diversidad de la ictiofauna.

5.1.1 Riqueza y abundancia

En términos generales la cantidad de especies registradas o riqueza específica, puede ser considerada como pobre, dado que de las 41 especies reportadas por Bussing (2002) para el área de estudio, solamente se reconocieron 24, de las cuales ninguna corresponde a nuevos registros para la zona.

A pesar del relativo bajo número de especies reconocidas durante esta investigación (n=24), la composición taxonómica de la ictiofauna del área de estudio no difiere notoriamente de otros reportes para la zona sur del país (Cuadro 12).

Cuadro 12. Resumen de la composición taxonómica y diversidad de otras investigaciones ictiológicas en la zona sur de Costa Rica.

Referencia	Área de estudio	S (excluyendo las terciarias marinas)	H'	Nº especies endémicas
Constantz <i>et al.</i> (1981)	río Claro (Corcovado)	20	N. D.	1
Winemiller (1983)	Corcovado	15	N. D.	2
Winemiller y Morales (1989)	Corcovado	20	1,7	5
Lyons y Schneider (1990)	río Claro (Corcovado)	16	2,2	2
Rojas y Rodríguez (2004)	río Grande de Térraba	27	2,5	4
Rojas y Rodríguez (2008)	río Grande de Térraba	27	1,8	3
Molina-Ureña (2008)	río Uvita-Península de	36 morfoespecies	N. D.	5

	Osa	(no define las marinas)		
Este estudio	Varios ríos zona sur	24	2,0	4

N. D= No hay datos.

Para Alpírez (1985) y Bussing (2002), la región del río Grande de Térraba (provincia íctica Istmica) posee una riqueza y diversidad intermedia respecto a otros ríos de Puntarenas y Guanacaste (provincia íctica Chiapas-Nicaraguense). Por su parte Rojas y Rodríguez (2008) plantean que la región del Térraba es más rica en especies dulceacuícola que la zona norte de Costa Rica (provincia íctica San Juan).

En la presente investigación, las especies ícticas con mayor importancia numérica fueron la sardina *A. aeneus* las olominas *P. retropinna* y *P. panamensis*, el dormilón *D. latifrons* y la mojarra *C. sajica*, de las cuales, a excepción de *A. aeneus*, corresponden el primer reconocimiento como especies con importancia numérica en las cuencas Térraba y Coto. Posiblemente debido a la variedad ecosistémica muestreada y a la eficiencia del arte de pesca utilizado (Cowx 1990, Persat y Copp 1990).

En la Península de Osa, Winemiller y Morales (1989) reconocieron la abundancia de *A. fasciatus* (= *A. aeneus*), *P. turrubarensis* y *B. rhabdophora*; mientras que Lyons y Schneider (1990) registraron como especies dulceacuícolas comunes a *A. fasciatus* (= *A. aeneus*), *B. rhabdophora* y *Gobiesox potamius*. Esta información concuerda con los hallazgos de los seis ríos estudiados.

Para Bussing (2002) en la zona sur de Costa Rica se presenta un reemplazo ecológico de *P. gillii* por *P. retropinna*. En este sentido, la capacidad de adaptación, tolerancia y alimentación detritívora que caracteriza a *P. gillii*, le permiten habitar exitosamente en diversos tipos de hábitats (Chapman *et al.* 1991, Chapman y Chapman 1993). Posiblemente estas cualidades también las posea *P. retropinna* (Bussing 2002) dada su abundancia en los seis sitios de muestreo, además de su amplia distribución altitudinal (0 a 950 msnm).

Las cinco especies con importancia numérica, debido a su frecuente presencia y a su abundancia, sugieren que los ecosistemas evaluados muestran condiciones ecológicas y

fuentes alimenticias adecuadas. *A. aeneux* y *C. sajica*, además de materia vegetal consumen otros recursos. *A. aeneux* es omnívora, y *C. sajica* depreda sobre insectos acuáticos (Bussing 2002, Garrido-Olvera *et al.* 2003). Otras dos especies con importancia numérica (*P. retropinna* y *P. panamensis*) consumen detritos, lo que hace evidente una gran gama de recursos utilizables, que evitan en apariencia estrés por razones alimenticias. Por su parte *D. latifrons* es un carnívoro cuya alimentación son los copépodos, anélidos y otra microfauna.

Burcham (1988) consideró que estos diferentes requerimientos alimenticios son los que permiten que varias especies de peces dulceacuícolas coexistan simpátrica y sintópicamente, evitando la competencia por alimento.

La importancia numérica de *D. latifrons* es consistente con lo reportado por Fièvet *et al.* (2001) para otro eleótrido (un *Gobiomorus*) en las Antillas menores, que se capturaron con la pesca eléctrica, por lo que se sugiere que *D. latifrons* es más abundante y común en los sistemas fluviales de la zona sur (Bussing 2002), ya que estos podrían ser fácilmente capturados con esta técnica de muestreo.

En sistemas estuarinos y lagunas del pacífico, *D. latifrons* es la especie con mayor importancia numérica según Violante-González *et al.* (2008), especie que también domina en ecosistemas salinos y en ocasiones anóxicos (Velázquez-Velázquez *et al.* 2008), situación que se manifestó principalmente en la quebrada Zapatero, en la que las condiciones físico-químicas del agua fueron por lo general de baja calidad.

Es importante recalcar que este sitio (Zapatero) atraviesa grandes extensiones de cultivo de arroz y la comunidad de Ciudad Cortés, por lo que es poco factible atribuir a estas dos situaciones alguna repercusión negativa en la distribución de *D. latifrons*.

Para Arceo-Carranza y Vega-Cendejos (2009) las variaciones de la abundancia y distribución de especies estuarinas, corresponden más a condiciones cíclicas de comportamientos migratorios que se dan en las distintas etapas de desarrollo de los peces. Por esta razón, se sugiere que estos factores son los que definen también las tendencias poblacionales de las especies *D. latifrons* y *G. maculatus* en el presente estudio, más que por razones que estén vinculadas a las alteraciones antropogénicas en los ríos.

Velázquez-Velázquez *et al.* (2008) plantean que los sistemas estuarinos se caracterizan por la baja diversidad y la alta dominancia de algunas especies, las cuales suelen presentar grandes abundancias y muchas variaciones espacio-temporales situación que permite justificar la composición de especies en los ríos estudiados. Se sugiere que las alteraciones humanas en los ríos evaluados no tienen influencia en estas tendencias poblacionales.

A pesar de no ser una especie con importancia numérica en la presente investigación, *A. monticola*, destaca por haber sido capturada en cinco de los seis sitios de muestreo. De acuerdo con Cruz (1987), Phillip (1993) y Bussing (1993, 2002), los ciclos reproductivos de *A. monticola* podrían estar correlacionados y sincronizados con periodos extremos de lluvia. Especialmente, a partir de setiembre. Esto sugiere que la especie requiere de un aumento en el caudal del río para que llegue a los sitios de desove en el Océano Pacífico.

Bussing (1993, 2002), Phillip (1993) y Torres-Navarro y Lyons (1999) sugieren que la presencia de *A. monticola* en los muestreos correspondientes a la época lluviosa se debe, en parte, a aspectos propios de su historia natural. Por ejemplo, su preferencia alimenticia, basada principalmente en invertebrados acuáticos y la diversidad de hábitats loticos en los que se encuentra.

Según Rojas y Rodríguez (2008) y Espinoza (2008) la alteración de los ríos por construcción de infraestructura humana u otras perturbaciones a la estructura y heterogeneidad de los hábitats, como ocurre cuando se da conformación de diques o canales, podría acarrear impactos negativos para las comunidades de peces dulceacuícolas.

En el caso de los ríos evaluados, en Corredores es recurrente la conformación de diques para evitar el desbordamiento por desastres naturales. En Chiricanos, la práctica es hacer canales de drenaje para plantaciones de palma aceitera y Zapatero atraviesa grandes extensiones agrícolas (arroz) y un pueblo de moderado tamaño poblacional (Ciudad Cortés), alteraciones humanas que no afectan la estructura de la ictiodiversidad, debido a que las especies capturadas en estos ríos son las mismas, a pesar de tener diferencias en sus respectivas abundancias en cada río; además que matemáticamente la diversidad no mostró tampoco diferencias.

Tanto así que la mayor abundancia ictiofaunística se registró en estos ríos, y la riqueza de especies tampoco se ve alterada como sugieren los resultados de la presente evaluación.

5.1.2 Distribución

Los resultados del análisis de la distribución temporal de las especies reafirman lo planteado para la abundancia y riqueza al sugerir que, en términos de su ictiofauna, estos ríos son relativamente similares entre sí, y no es evidente un efecto negativo de las actividades humanas en las estructuras taxonómicas de peces dulceacuícolas.

Los ríos Corredores y Coto mostraron el valor más alto de reemplazamiento de especies posiblemente porque Coto presentó la menor riqueza, a pesar de la dominancia de *A. aeneus* en ambos ríos.

Estos ríos son antagónicos respecto a la influencia antrópica, pero no es posible sugerir que el elevado valor del índice Beta (Whitaker) esté asociado con la influencia humana debido a que hay otros ríos (Zapatero y Coto), el primero con influencia humana y el segundo sin ésta, que están muy asociados según éste índice, con poco reemplazo de especies. En general, las variaciones de los ensamblajes taxonómicos de este estudio pueden considerarse dentro de lo normal para ecosistemas tan dinámicos como estos (Sánchez y Rueda 1999).

El análisis de conglomerados apoya la explicación anterior al asociar los sitios de muestreo con menor riqueza (Zapatero-Coto) a pesar que las otras agrupaciones de los sitios de muestreo: Camaronal-Abrojo y Corredores-Chiricanos, estén agrupados coincidiendo con la influencia humana (o sin ella), agrupación que puede considerarse meramente casual, debido a que estas cuatro estaciones están relacionadas en un encadenamiento general.

Esta asociación entre sitios se torna confusa debido a que biológicamente no hay tanta similitud entre ellos para justificar su emparejamiento, situación muy evidente entre Zapatero y Coto, porque en Zapatero hay muchos eleótridos y poecílicos, mientras que en Coto abundan los carácidos.

Sin embargo, una explicación biológica respecto a esta asociación estaría dada por el comportamiento y requerimientos ecológicos de las especies, comenzado por *A. aeneus*, la cual fue la única que se colectó en todos los sitios de muestreo; por lo que las afectaciones antrópicas no repercuten en su distribución y abundancia.

Estrictamente para los resultados de la presente investigación, es posible explicar la distribución y la abundancia de los peces según algunos requerimientos ecológicos ya que algunas especies prefieren áreas someras costeras, mientras que otras dependen exclusivamente de agua dulce, condiciones que son más relevantes para las especies, más que si hay o no influencia humana.

De acuerdo con Myers y Giller (1995) y Berra (2001), los peces dulceacuícolas se pueden clasificar en las siguientes tres categorías:

- 1) Peces Primarios: que evolucionaron en un medio acuático continental y por tanto tienen poca tolerancia al agua salada, cuya distribución se ha dado durante una amplia escala temporal, por distancias cortas y a través de aguas someras costeras.
- 2) Peces Secundarios o periféricos dulceacuícolas: cuyo origen ancestral es marino pero invadieron el medio dulceacuícola hasta persistir en la actualidad, aunque utilicen ambientes salobres para desarrollar algunos estadios de su ciclo de vida.
- 3) Peces Perimetrales o periféricos marinos: son peces marinos que están adaptados a los cambios de salinidades y ocasionalmente se les consigue en agua dulce sin adentrarse en demasía en los ríos o quebradas.

Según estas categorías, las especies registradas en el presente estudio pueden ser caracterizadas de la siguiente forma:

Characidae

Son dulceacuícolas primarios y su mejor representante fue *A. aeneus*. De esta especie se dispone de abundante información (Bussing y López 1977, Ulloa *et al.* 1989, Bussing 2002,

Bussing 2008). De acuerdo con Bussing (2002) la variabilidad genética que muestra a lo largo de su distribución geográfica sugiere que la población del sur de Costa Rica correspondería a otra especie.

La abundancia y distribución de los otros representantes: *H. savagei*, *B. behrae* y *R. ilseae*, coincide con los resultados de Rojas y Rodríguez (2008) y, de acuerdo con Bussing (2002) pueden ser considerados como especies de captura esporádica, ocasionales o raras (Bussing 2002).

Cichlidae

La mayoría de sus representantes en el área de estudio son catalogados como dulceacuícolas primarias (Bussing 2002). La especie más frecuente en la mayor parte de los muestreos fue *C. sajica*, la cual, contrario a la condición de residente estacional otorgada por Rojas y Rodríguez (2008), puede ser considerada común en la mayoría de los ríos muestreados, principalmente bajo condiciones de fuerte caudal como el río Corredores.

Las otras especies (*A. altifrons*, *A. lyonsi* y *A. coeruleopunctatus*), se registran con baja abundancia únicamente en el río Corredores, lo que permite considerarlas como raras (Bussing 2002).

Eleotridae

Los tres eleótridos colectados se consideran especies secundarias y están fuertemente asociadas con condiciones marinas. *G. maculatus* está adaptada a ambientes como los manglares y es la más común de las tres en la zona sur de Costa Rica (Bussing 2002).

Son especies de amplia distribución espacial, colectándose de manera abundante inclusive en la Isla del Caño (Chinchilla *et al.* 2002). A nivel mundial, *E. picta* y *D. latifrons* se distribuyen entre California y Perú, mientras que *G. maculatus* entre el río Yaquí (México) y Perú (Fisher *et al.* 1995, Bussing 2002).

D. latifrons habita estuarios y riachuelos con poco caudal desde el nivel del mar hasta los 30 msnm. Altitudinalmente *E. picta* puede llegar hasta los 100 msnm, soportando desde las aguas torrentosas hasta las estancadas y desde las completamente dulce hasta las ligeramente salobres. *G. maculatus* se encuentra en ríos, riachuelos, lagos y lagunas desde los 0 hasta 115 m de altitud (Bussing 2002).

Según McKaye *et al.* (1979) el ciclo de vida de *G. maculatus* se completa totalmente en agua dulce; sin embargo Bussing (2002) mencionó que las crías de esta especie son abundantes cerca de las costas, lo que sugiere que se pueden reproducir en aguas salobres o marinas.

En el caso del género *Eleotris*, y coincidiendo con los resultados de Chinchilla *et al.* (2002), únicamente se colectaron representantes de *E. picta*, debido posiblemente a la ubicación de los sitios de muestreo relativamente cercanos a las desembocaduras de los sistemas ribereños.

Rojas y Rodríguez (2004) solo colectaron individuos de *E. tecta* en el río Grande de Térraba y en sitios de muestreo más alejados del mar. De acuerdo con Bussing (2002), ambas especies son simpátricas aunque no sintópicas, condición que es reafirmada con los resultados del presente estudio.

Gobiidae, Lebiasinidae y Loricariidae

Los pocos representantes de las familias Gobiidae (*A. transandeanus*), Lebiasinidae (*P. boruca*) y Loricariidae (*H. aspidolepis*) pueden considerarse como visitantes ocasionales, coincidiendo con lo indicado por Bussing (2002) quien las catalogó como raras en la zona sur del país. *A. transandeanus* es la única dulceacuícola secundaria, por su distribución hasta las desembocaduras de los ríos.

Mugilidae

El único representante de los mugílidos fue *A. monticola*, se registró en la mayoría de los ríos muestreados. Es una especie secundaria con una amplia distribución continental, desde Baja California (México) hasta Colombia incluyendo Isla del Coco y las Galápagos en el pacífico;

desde el río Mississippi en el atlántico de EEUU hasta Colombia, y con poblaciones importantes en las islas Galápagos (Ecuador), Coco (Costa Rica), así como en Cuba y Trinidad y Tobago (Cruz 1987, Phillip 1993, Bussing 1993, 2002, Matamoros *et al.* 2009).

A. monticola es una especie migratoria con algunos aspectos de su ciclo reproductivo aún por conocer, pues es considerada como catádroma (Bussing y López 1977) o anfidroma o una combinación de ambas (Feldheim *et al.* 2009).

La capacidad de distribución de las larvas de esta especie se debe, entre otros aspectos, a su tolerancia a la salinidad, además de su adaptación a nadar en los ríos más torrentosos, dándole así un amplio espectro ecosistémico en el uso de ambientes o hábitats que para otras especies de peces de agua dulce serían extremos (Anderson 1957, Bussing 2002, Protti *et al.* 2005 a).

Heptapteridae

De acuerdo con Bussing (2002) *P. chagresi* es una especie poco común de la cuenca del río Coto, habita desde el río Grande de Térraba (Costa Rica) hasta el río San Juan (Colombia). En este estudio solo se colectó con baja densidad en los ríos Coto y la quebrada Chiricanos.

El otro representante de esta familia capturado en la presente investigación fue *R. quelen*, considerada como abundante en la zona sur de Costa Rica (Bussing 2002), esta especie mostró una amplia distribución espacial en la zona de muestreo, coincidiendo así con el criterio de Bussing (2002) quien reportó que se encuentra ampliamente distribuida en todo Costa Rica y el resto de Centroamérica.

Poeciliidae

Esta fue la familia mejor representada en la investigación en cuanto al número de especies se refiere. *P. retropinna* presentó una amplia distribución espacial, considerándose también abundante en todos los ríos muestreados, lo que reafirma lo expuesto por Bussing (2002) al concluir que en el sur de Costa Rica esta especie sustituye ecológicamente a *P. gillii*, presente solamente en el río Camaronal.

Las otras especies se distribuyeron de manera restringida en algunos ríos, *P. panamensis* se encontró en la región del Térraba (Zapatero y Camaronal), *P. turrubarensis* asociada a la cuenca del río Coto (Corredores y Chiricanos) y *B. roseni* en los ríos Camaronal y Abrojo, todas consideradas por Bussing (2002) como poco abundantes.

Jared y Johnson (2009) sugieren que cierta diferenciación en las poblaciones de *P. gillii* en Costa Rica son debidos a patrones vicariantes generados posiblemente por barreras geográficas infranqueables, situación que apoya el reconocimiento de especie dominante a *P. retropinna* en el sur de Costa Rica, por su capacidad competitiva contra *P. gillii*, esta última no tan abundante en esta región del país.

A su vez, *P. retropinna*, dada su dominancia, evidencia su mayor éxito reproductivo en la cuenca del río Coto, situación similar a lo informado por Zúñiga-Vega *et al.* (2007) para otros poecílicos de la zona sur de Costa Rica, como *P. turrubarensis* que elige sitios alejados de la costa como estrategia para sus periodos reproductivos.

Rivulidae

El único registro, *R. hildebrandi*, sugiere más una captura “accidental” debido a que esta especie suele encontrarse en aguas de poca corriente: riachuelos y sitios pantanosos (Bussing 2002).

5.1.3 Diversidad según sus estimadores

La tendencia hacia valores de diversidad (H') entre 1,5 a 2 bit coinciden con estudios previos: Winemiller y Morales (1989) y Lyons y Schneider (1990) indican que la diversidad fluctuó entre 1,7 y 2,2 en ríos del Parque Nacional Corcovado; Rojas y Rodríguez (2004, 2008) reportan datos de 1,8 y 2,5 para el río Grande de Térraba.

Aunque el rango de la ictiodiversidad determinado para el presente estudio está dentro de la categoría baja (Magurran 1988), el mismo puede ser interpretado como un estimador de una diversidad relativamente alta si se considera la reducida área de estudio y el efecto de “barrera” que mantiene geográficamente aisladas algunas de las cuencas hidrográficas consideradas.

Los valores de $H' = 0,00$ se justifican porque durante los muestreos de octubre de 2010 en el río Abrojo y el de enero de 2011 en Chiricanos, solamente se logró capturar representantes de la sardina colirroja *A. aeneus*, la cual, por su capacidad de tolerar condiciones ambientales estresantes, le confiere ventajas sobre otras especies de peces. Esto hace que sea el carácido más abundante del nuevo mundo (Bussing 2002). Para estos muestreos, la captura de esta única especie podría estar condicionada por la uniformidad del hábitat en estos dos sitios de estudio al momento de la evaluación, más que por cualquier otra condición del agua.

En octubre, el río Abrojo encauzó agua turbia de corriente moderada por un brazo de poca profundidad, con piso rocoso, sin pozas, ni remansos, ni saltos. En enero, la quebrada Chiricanos tuvo una corriente lenta, con piso rocoso en algunos sectores y pequeños remansos arenosos en otros, condiciones que en apariencia, son favorables para *A. aeneus* (Protti *et al.* 2007).

Mediante estos estimadores de la biodiversidad, se evidencia que la composición y abundancia numérica de especies fluctuó temporalmente, asociada quizás con los cambios que normalmente se presentan en los ecosistemas muestreados y que, en términos generales, se consideran normales, a excepción del impacto asociado con el aumento de caudal que puede provocar alteraciones ambientales significativas (Sánchez y Rueda 1999).

Lo anterior se observó en las comparaciones de la diversidad temporal de cada estación de muestreo, donde no se detectó un patrón definido dadas las diferencias estadísticamente significativas de H' , la cual en algunos ríos -Abrojo, Corredores y Coto- fue superior al final de la época lluviosa mientras que en Camaronal fue durante el periodo seco y en Chiricanos durante ambos periodos (lluvioso y seco).

En Abrojo, Corredores, Coto y Zapatero, se detectaron diferencias estadísticamente significativas en la ictiodiversidad, la cual es particularmente mayor durante octubre y noviembre, periodo que al coincidir con los registros de mayor precipitación en la zona sur (IMN

2010), posiblemente ofrece mejores condiciones de hábitat y alimento para las poblaciones de peces, tal como lo mencionaron Rojas y Rodríguez (2008) y Winemiller y Morales (1989), al argumentar que la pérdida de la profundidad de pozas y otros hábitats influyeron negativamente en la abundancia de peces en la Península de Osa.

Así mismo, para Strange *et al.* (1992) las alteraciones climáticas pueden ser consideradas como procesos naturales estocásticos que afectan las configuraciones de los ensamblajes taxonómicos, mismos que al comportarse cíclicamente año con año llegan a generar patrones adaptativos en las especies involucradas.

Contrario al comportamiento detectado en la presente investigación, Winemiller (1983) en la Península de Osa en Costa Rica y Angermeier y Karr (1983) en nueve ríos de Panamá, atribuyen que el aumento de la corriente, debido a factores climáticos como la lluvia, es una causa de alteración de los ensamblajes taxonómicos, ya que en ocasiones la diversidad disminuye por la desaparición de especies durante estos periodos.

Durante el tiempo total de estudio, tanto la diversidad como la dominancia se comportaron de manera similar a los valores informados para la ictiodiversidad de otras zonas del país como el norte de Heredia (Sáenz *et al.* 2006, Villegas 2006, Protti *et al.* 2007), o en la cuenca del río Peñas Blancas (Protti y Cabrera 2001).

5.2 Calidad físico-química del agua en los sitios de muestreo

Los ecosistemas acuáticos -ribereños, estuarinos o marinos- están condicionados por una intrincada asociación de factores ambientales, que facilitan la subsistencia de las especies: pH, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, temperatura, nitratos, fosfatos, sedimentos, temperatura, penetración de luz, disponibilidad y profundidad de hábitat, cobertura forestal de riveras, nivel del agua, velocidad de corriente, caudal, gradientes topográficas, altitud y tipo de sustrato. Estos factores juegan un papel importante en la definición de los ensamblajes taxonómicos y en los conglomerados ecológicos del ecosistema (Glaser y Glaser 1996, Ocón y Rodríguez 2004, Posada *et al.* 2000, Ramírez y Pringle 1998, Winemiller 1983, Winemiller y Morales 1989, West 1997).

Pero no solo estas variables actúan en esta determinación, también los bióticos como la depredación, oferta alimentaria, competencia tanto intra como interespecífica, reproducción, patrones migratorios y etología, condicionan la dinámica poblacional de los organismos (Birtwell 1999, Burcham 1988, Bussing 1993, 2002, Chapman y Chapman 1993).

En comunidades acuáticas, los cambios en algunos componentes ecológicos como la calidad del agua, pueden ser indirectamente estimados utilizando peces como indicadores debido a su sensibilidad a efectos ambientales perturbadores, o a su dependencia de otros componentes bióticos estresantes involucrados en sus respectivas redes trofodinámicas, ya sea por depredación o por la cadena alimenticia (Karr 1981, Fausch *et al.* 1990).

Sin embargo, para la presente investigación se determinó que las variaciones en las condiciones físico-químicas del agua, así como sus fluctuaciones, en los sitios de muestreo, pueden considerarse normales; por lo tanto, no afectan o limitan la calidad ambiental del hábitat para las poblaciones de peces.

Los cambios en los caudales y en la temperatura del agua son atribuidos por Palacio-Núñez *et al.* (2010) a perturbaciones humanas como la construcción de infraestructura y la contaminación, situación que no es posible concluir con los presentes resultados, por lo que se sugiere que las variables de la calidad del agua no se ven afectadas por la influencia antrópica.

5.2.1 Oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de oxígeno

Aunque Pérez-Castillo y Rodríguez (2008) afirmaron que las concentraciones de OD inferiores al 55% o superiores al 100% de saturación son incompatibles para la vida acuática, en este estudio se capturaron peces en estas condiciones en dos ríos. En la quebrada Zapatero, que registró los valores más bajos en OD y % Sat, se obtuvo abundantes muestras de *D. latitrons* y *P. panamensis*, por su parte en el río Corredores, en donde durante febrero de 2011 el % Sat alcanzó su valor más alto, también se registró la presencia abundante de especies como *C. sajica*, lo que sugiere que estas poblaciones no están siendo afectadas por esta variable.

De acuerdo con Boyd (1982) y Killgore y Hoover (2001) exposiciones prolongadas a bajas concentraciones de oxígeno disuelto en el agua (del orden de entre 3 mg/l a 1,4 mg/l) generan alta mortalidad de los peces.

Esta situación, de acuerdo con los resultados de este estudio, son inconsistentes y contrarias a lo hallado para *D. latifrons* y *P. panamensis*. Estas especies mantuvieron abundancias importantes en la quebrada Zapatero, con concentraciones de oxígeno inferiores a 1 mg/l durante febrero y marzo de 2011, lo cual sugiere una adaptación de las mismas a bajas concentraciones de oxígeno, como poseer larvas fisóstomas o condiciones eufisoclistas, similar a lo reportado por Trotter *et al.* (2004) para la especie *Latris lineate* la cual fue posible determinar que tiene tales adaptaciones fisiológicas estudiándola en condiciones de laboratorio.

Durante la presente investigación se determinó una relación en el aumento de la concentración de OD en el agua con respecto a la disminución del caudal (en ríos que no se estancan), situación también reportada por Velázquez-Velázquez *et al.* (2008) en otras regiones del pacífico mesoamericano y por Calvo y Mora (2009) en otros ríos de Costa Rica con condiciones similares a los de la zona sur del país.

5.2.2 Conductividad y salinidad

La conductividad es una variable física que determina la capacidad de una sustancia para transportar una corriente eléctrica, misma que es sensible a las variaciones en la cantidad de solutos en disolución, como los sólidos disueltos, principalmente de sales minerales, los cuales según Beita-Sandí y Barahona-Palomo (2010), se relacionan con los sólidos disueltos totales y con los iones mayoritarios cuantificados por el sensor de ISE.

Pérez-Castillo y Rodríguez (2008) incorporaron la variable conductividad en sus análisis de calidad de agua en lagunas del Parque Nacional Palo Verde, por considerarla indicadora del ingreso de fertilizantes inorgánicos y discriminante de la calidad del agua. Establecieron un valor máximo para aguas no contaminadas de 250 $\mu\text{s}/\text{cm}$ y un valor de 1500 $\mu\text{s}/\text{cm}$ para aguas totalmente contaminadas.

En otras investigaciones sobre las condiciones físico-químicas del agua en la cuenca del río Rincón, Beita-Sandí y Barahona-Palomo (2010) determinaron que la conductividad promedio fue de 161,8 $\mu\text{s/cm}$, con un ámbito desde 92,7 $\mu\text{s/cm}$ hasta 249,6 $\mu\text{s/cm}$, por lo que comparativamente se puede asumir que el agua en los sitios de muestreo del presente estudio fue de buena calidad, al menos en el sentido ambiental (no potable para consumo humano) ya que ninguno de los registros sobrepasó los 45,2 $\mu\text{s/cm}$.

De acuerdo con Beita-Sandí y Barahona-Palomo 2010, el rango de la conductividad en aguas dulces naturales se encuentra entre los 10 $\mu\text{s/cm}$ y los 350 $\mu\text{s/cm}$, mientras que en zonas con influencia marina los valores pueden oscilar entre 125 $\mu\text{s/cm}$ a 2200 $\mu\text{s/cm}$, por lo que con los resultados de la presente investigación se sugiere que en los sitios de muestreo no hay influencia marina, dada la ubicación de los registros entre los rangos de aguas dulces naturales.

De manera general, la concentración de sal en el agua tendió a aumentar con la finalización de la época lluviosa y el transcurso de la época seca; especialmente en las estaciones Zapatero y Chiricanos, situación similar a la reportada por Velázquez-Velázquez *et al.* (2008) en sistemas laguneros costeros en el pacífico sur de México, con concentraciones del orden de los 32,8 ppt.

La salinidad en los sitios de muestreo no difirió notoriamente con otras mediciones en el pacífico de Costa Rica (siendo importante mencionar que en el presente estudio no se toma en cuenta el impacto de la "ría" pues de las mismas se desconoce su longitud) particularmente en comparación con sistemas estuarinos en el Golfo de Nicoya (Palter *et al.* 2007), sin ser esta particularidad evidencia suficiente que sugiera alguna influencia marina en los sitios de captura estudiados.

5.2.3 Potencial de oxidación, temperatura, ISE y pH

El potencial de reducción del oxígeno mostró relación con el oxígeno disuelto. Esta variable del potencial de reducción registró los valores negativos tendientes a 0 en aquellos sitios y meses de muestreo en que el oxígeno fue superior, por lo que se confirma la aplicación de esta variable como indicadora de la calidad del agua, además de su correlación con el oxígeno,

relación por consiguiente inversa, sin detectarse ningún patrón respecto a los periodos de lluvia o sequía.

Según Hernández *et al.* (2000) uno de los parámetros que genera que el potencial de reducción del oxígeno sea negativo, es la intromisión marina por reducción de los sulfatos en el agua, además que plantean que en el medio natural es difícil superar los -100 mV.

Sin embargo, en el río Corredores se registró un valor cercano a los -100 mV (-97,1 mV) durante el muestreo de enero 2011, situación que en la presente investigación no es posible corroborar si la causa es la influencia marina, debido a que el posible efecto de las rías no fue valorado por considerarse que las estaciones de muestreo se encuentran más allá del punto mayor de penetración de las mareas, razón por la que se sugiere que las fluctuaciones en esta variable están influenciadas por otras que también afectan la salinidad, tal como los sólidos disueltos.

Para Akifumi y Kabitza (2003), en aguas oxigenadas la descomposición de la materia orgánica se desarrolla de forma aeróbica, lo que genera compuestos oxidados poco tóxicos para la vida acuática como el gas carbónico, nitratos, sulfatos y fosfatos, entre otros, lo cual podría explicar la presencia de una mayor cantidad de especies en ríos con mejores condiciones de oxígeno; cantidad que disminuye hacia quebradas con menor capacidad de oxigenación, como la Zapatero.

Un potencial de reducción de oxígeno positivo indica un acumulo de sustancias oxidadas debido a la degradación anaeróbica (fermentativa) de la materia orgánica, lo que se relaciona con la condición reducida u oxidada de los sedimentos.

De manera simple, el potencial de reducción de oxígeno negativo está asociado con suficiente oxígeno para la descomposición de la materia orgánica por vía aeróbica. El potencial de reducción del oxígeno positivo está asociado a falta de él, favoreciendo la formación y acumulo de compuestos oxidados como el gas sulfhídrico, el nitrito y el metano (Akifumi y Kabitza 2003).

Estos compuestos oxidados no son abundantes en la columna de agua, pero si en los fondos lodosos o sedimentados, potencialmente tóxicos para los peces y otros organismos acuáticos, (Akifumi y Kabitza 2003), lo cual podría explicar la poca cantidad de especies de peces en los

sitios de muestreo con estas condiciones, como en la quebrada Zapatero durante la época seca, donde se registró poco oxígeno y potencial del mismo positivo.

En la presente investigación se sugiere una relación inversa entre el potencial de reducción de oxígeno y las concentraciones de oxígeno, mismos que pueden utilizarse como indicadores de la calidad del agua, haciendo la salvedad que no se dispone de suficiente información para explicar la presencia de eleótridos y otras especies en los sitios de muestreo que registraron la menor capacidad de oxidación, a menos que estas especies tengan condiciones fisóstomas o eufisoclistas.

El valor más alto del potencial de reducción del oxígeno positivo del agua se reportó en la quebrada Zapatero, esto permite categorizarla como un ambiente con malas condiciones para el establecimiento de peces, pero con abundancia de eleótridos y poecílicos. Esta situación reafirma el criterio de Krebs (2003) respecto a que aún no se ha logrado establecer una relación directa entre las fluctuaciones de esta variable química del agua y la presencia de peces.

La temperatura fluctuó entre los 24 °C y 32,5 °C, considerados como valores normales para la zona sur de Costa Rica (Winemiller y Morales 1989, Bussing 2002, Rojas y Rodríguez 2008); ámbito de referencia para el establecimiento de poblaciones de peces (Bussing 2002).

La fluctuación del pH (entre 6,93 y 8,59) determinados en este estudio, también pueden considerarse normales al compararlos con los valores reportados por Winemiller y Morales (1989) en el Parque Nacional Corcovado (6,2 a 7,5), Rojas y Rodríguez (2008) en la cuenca del Térraba, (6 a 8) y Beita-Sandí y Barahona-Palomo (2010) para la cuenca del río Rincón (6,62 a 8,17). Esto sugiere que la ictiofauna de la zona geográfica considerada en la presente investigación es tolerante a los cambios en el pH del agua en el ámbito de la alcalinidad, por lo que su influencia para la abundancia y distribución de peces es poco significativa.

5.2.4 Sólidos disueltos totales y sólidos sedimentables

Son pocos los registros que se tienen de las concentraciones de sólidos (disueltos, suspendidos o sedimentables) para la zona sur del país. El mayor registro promedio de sólidos

sedimentables del presente estudio se presentó en octubre (época lluviosa) en Chiricanos, una de las quebradas con menor caudal. Los otros valores determinados para los sólidos disueltos, pueden considerarse como moderados a pesar de no disponerse de referencias puntuales para su comparación en la cuenca estudiada.

Velázquez-Velázquez *et al.* (2008) al investigar algunos aspectos relevantes que determinan la variación espacio-temporal de los peces en una laguna costera del pacífico mexicano, cuantificaron el máximo de sólidos disueltos totales en 28100 mg/l, valor superior al determinado en la presente investigación de 19213 mg/l en el río Abrojo, en diciembre de 2010.

Bonatti *et al.* (2005) determinaron en 404 t/km²/año la carga de sedimentos para la cuenca del río Grande de Terraba, sedimentos que se atribuyen a la combinación de un patrón de uso de la tierra con erosividad por precipitación. Por su parte Echeverría (2009) para la cuenca del río Rincón, estimó que el arrastre de sedimento fue de 105,45 t/km²/año, registros que comparados ambos con las concentraciones de SDT o Ssed de la presente investigación sugieren para ésta una carga de sedimentos baja en el periodo de estudio.

Dado que en ningún muestreo se detectó una cantidad tan alta de sólidos sedimentables, se deduce que esta variable no es un factor ambiental condicionante para la diversidad ictiofaunística en el área de estudio.

La condición general de “agua cristalina” en la mayoría de los muestreos es consistente con la baja concentración de sólidos sedimentables detectados y con la presunción de que los sólidos disueltos están más en relación con la conductividad debido a sales minerales (Beita-Sandí y Barahona-Palomo 2010).

Aunado a lo anterior, según Birtwell 1999, Henley *et al.* 2000 y Berry *et al.* 2003 se carece de estudios que comprueben correlaciones entre las NTU (Unidades Nefelométricas de Turbidez) –unidad de turbidez- y los mg/l –unidad de concentración de sólidos- debido a que la turbidez puede estar influenciada por diversos factores (nutrientes, sedimentos, microorganismos, minerales, entre otros) mientras que los sólidos son una relación peso-volumen físicamente establecida, lo cual hace bajo el valor predictivo de las variables turbidez y sólidos (o su correlación) para el establecimiento de patrones de abundancia y distribución de peces en el presente estudio.

5.3 Relación entre las variables biológicas de la captura de peces (abundancia específica) y las variables físico-químicas del agua según su influencia antrópica

Para el análisis de esta relación, el primer dato significativo fue el relacionado con el largo del primer eje canónico, el cual es el que define la longitud de la gradiente ambiental y que en este estudio correspondió a 4,69 desviaciones estándar, por lo que según Braak (1986, 1995a), se puede catalogar como una gradiente ambiental intermedia: ni suficientemente larga para representar una gran diversidad beta, ni tan corta para ser únicamente representativa de la diversidad alfa. Por lo tanto, la abundancia específica de peces está relativamente explicada por las variables físico-químicas del agua, mismas que no tienen relación con la influencia o no de los humanos.

El modelo no discriminó variables a pesar de que mostró fuertes correlaciones entre ellas (multicolinealidad), tal como era de esperarse para las variables concentración de oxígeno disuelto y su respectivo porcentaje de saturación, entre la salinidad y la conductividad y entre sólidos disueltos y sales minerales que afectan a la conductividad (Beita-Sandí y Barahona-Palomo 2010); sin embargo, si demostró ser eficiente para explicar la varianza acumulada para todas las correlaciones entre las especies y las variables ambientales consideradas (89 % de valor explicativo del estudio en general).

En sus estudios sobre la ictiofauna asociada a la zona costera, principalmente en las desembocaduras, González-Sansón y Aguilar (2002) determinaron que apenas el 32% de la variabilidad fue explicada por la relación entre especies y las variables ambientales, mismas que se limitaron a la contaminación, profundidad y densidad de invertebrados sésiles, lo que sugiere que el modelo, entre más limitado se estructure, mucho menor será su capacidad de explicación de las relaciones entre las especies y su ambiente.

El elevado porcentaje de varianza (89,7) evidenció que el modelo tomó en consideración la mayoría de variables ambientales que determinan la abundancia y distribución de las especies en los sitios de muestreo.

Aunque el 80 % de la abundancia se concentró en cinco especies, la variabilidad mostrada en el modelo de ordenación sugiere que las especies *B. roseni*, *P. boruca*, *H. savagei*, *P. gillii*, *A. altifrons*, *P. turrubarensis*, *A. coeruleopunctatus*, *A. transcendeanus*, *C. magdalenae* y *R. ilseae*,

no se ajustaron ni a sitios de muestreo en particular, ni fue clara su correlación con alguna variable ambiental.

Esta imposibilidad del modelo por asociar las anteriores especies a alguna variable que determine su distribución geográfica se podría justificar por el registro esporádico de estas especies, las cuales se capturaron en algunos sitios de muestreo sin mostrar algún patrón de captura definido, por lo que se sugiere que son especies raras.

La influencia antrópica se correlaciona de manera positiva con los sitios donde se incrementa; por lo tanto, donde la población humana es mayor se produce una afectación mayor en los hábitats acuáticos. En la quebrada Chiricanos y el río Corredores (ambos con influencia antropogénica) se da una abundancia relevante de *G. maculatus*, *B. behreae*, *P. chagresi*, *R. hildebrandi*, *A. lyonsi*, *P. retropinna* y *C. sajica*, lo que hace indicar que esa influencia no es un factor limitante para el establecimiento de estas especies.

La alteración de los hábitats en los ríos muestreados está supeditada particularmente a cambios físicos de los cauces. Debido a que no se pudo determinar contaminación, aún en los sitios con moderada población, es posible comparar algunos aspectos relacionados con la distribución de los peces registrados en esta investigación con otros estudios en los cuales se consideró la variable de contaminación.

González-Sansón y Aguilar (2002) demostraron que la presencia de especies de peces es casi nula en ríos con contaminantes químicos. Dado que en los seis ríos muestreados en este estudio si se determinó la presencia de peces, es posible entonces deducir que los mismos presentan bajos niveles de contaminación química.

La influencia humana es una variable determinante en la abundancia de peces, que se concentra en pocas especies; en los ríos con poca influencia antrópica abundan las especies *P. retropinna* y *C. sajica*.

Del 80 % de las especies que determinan la abundancia total, *P. panamensis* y *D. latifrons*, de la quebrada Zapatero, fueron discriminadas por sus correlaciones positivas con las siguientes variables ambientales: potencial de reducción de oxígeno, el selector de iones, la turbidez Sechii y la presión barométrica. Ambas especies se relacionan de manera inversa con respecto

a la velocidad de corriente del agua y las concentraciones de oxígeno. Por lo tanto, estas dos especies son abundantes en sitios con poco oxígeno y baja velocidad de corriente. En el caso de *D. latifrons* Velázquez-Velázquez *et al.* (2008) también la registraron en sitios con bajo oxígeno y asociada a profundidades mayores; lo que es concordante con los resultados del presente estudio.

La correlación que se detectó en la abundancia de *E. picta* con la temperatura del agua, no es suficiente para generalizar un comportamiento similar para el resto de las especies, ya que en el trópico la temperatura no suele ser un factor condicionante debido a su relativa estabilidad durante todo el año; por lo que se reafirma que la comunidad íctica del área de estudio no está condicionada por esta variable; la cual en otras latitudes si tiene un efecto determinante (Texeira de Mello 2002, Smith y Kraft 2005).

Velázquez-Velázquez *et al.* (2008) demostraron como para ecosistemas estuarinos las variables salinidad y temperatura son fundamentales en la determinación de la composición y estructura de las comunidades de peces, dentro de los cuales se encuentran los eleótridos mencionados anteriormente.

Franco-Gordo *et al.* (2008) demostraron que la abundancia de especies dominantes como *D. latifrons* en ambientes marinos, está influenciada por las variaciones en los recursos alimenticios (plancton) y no necesariamente en variaciones de las condiciones físico-químicas del agua.

Se determinó que la velocidad de corriente fue consistente para el caso de *D. latifrons*, el cual tiene sus óptimos de distribución en velocidades bajas; mientras que la distribución de *A. aeneus*, a pesar de mostrar su óptimo de distribución en velocidades moderadas, también tuvo representación en cualquier velocidad, inclusive en las corrientes fuertes, lo que reafirma su condición euritópica (Bussing 2002).

Para esta sardina, se estableció que la abundancia y distribución en el área de estudio está correlacionada con la altitud y la categoría ambiental, la cual aumentó categóricamente dando mayor puntaje a los ambientes rocosos-lodosos que parecen favorecer a esta especie.

De manera similar a lo registrado en el presente estudio, Espinoza (2008) demostró que en la zona norte de Costa Rica, *A. aeneus* está influenciada por la altitud y tipo de ambiente, lo que cuestiona la influencia real que ejercen los factores antrópicos en la distribución de la misma.

Ulloa *et al.* (1989) también resaltaron la importancia numérica de *A. fasciatus* (= *A. aeneus*) en el embalse Arenal luego de la construcción de la represa, lo que reafirma las condiciones eurióticas de la especie y lo difícil de restringirla a un tipo hábitat específico.

Algunos peces tienen un nicho muy específico respecto a la variable ambiental de velocidad de corriente, tal como lo manifestó *P. panamensis*, al ubicarse claramente en condiciones de velocidades muy bajas; mientras que otras como *P. retropinna* o *C. sajica*, no evidenciaron su óptimo de distribución, lo que produjo que la gradiente ambiental se ampliara evidenciando un beta superior.

Una situación similar se estableció eficientemente para la distribución de *P. panamensis* y *D. latifrons* de acuerdo con la variable “influencia antrópica”, pero no así para las demás especies en que se demostró la amplia longitud de la gradiente ambiental, comprobando que la diversidad beta fue mayor que la alfa, además que, respecto a esta misma variable, *C. sajica*, *A. aeneus* y *P. retropinna*, mostraron la mayor “resistencia” a las mismas alteraciones humanas cuyo mayor daño se aplica a la fisonomía del río por diques y canales.

Para West (1997), Ayala-Pérez *et al.* (1998) y Sawyer *et al.* (2004), la composición ictiofaunística está condicionada por la sumatoria de la influencia de muchas variables ambientales y no necesariamente una sola. Los análisis de modulación a partir de superficies gaussianas bivariadas demuestran que la abundancia de las especies no se adaptan al modelo matemático, lo cual no es una anomalía estadística, sino que se sugiere que las variables respuesta no están correlacionadas entre sí.

Para Aranha *et al.* (1998), el comportamiento y ensamblajes taxonómicos de los peces podrían estar condicionados por la disponibilidad de hábitat y recursos alimenticios, sin ser éstos establecidos por procesos determinísticos aleatorios; por lo tanto, es importante mantener ciertas variables como la cobertura forestal o profundidades adecuadas sin exceso de sedimentos para el mantenimiento de algunas poblaciones de interés.

Lo anterior coincide con las conclusiones a la que llegaron Argermeier y Karr (1983) al reconocer cambios en los ensamblajes taxonómicos asociados con diversos grados de alteración en ecosistemas ribereños: cambios en las variables físico-químicas por deforestación o alteración de los ambientes boscosos de los ríos e incluso con la disponibilidad de frutas y otros recursos alimenticios vegetales.

Winemiller (1983) concluyó que la disponibilidad de alimento vegetal a partir de las grandes coberturas boscosas en las riveras, fue un factor importante en la composición ictiofaunística en ríos pequeños del Parque Nacional Corcovado.

Winemiller y Morales (1989), también en el parque Corcovado, asociaron la disminución de la abundancia de peces con la disminución de la profundidad de pozas u otros hábitats debido a la acumulación de sedimentos como consecuencia de la intensa actividad minera durante la década de los ochentas, reiterándose así la influencia de la vegetación rivereña y humana en la composición de la ictiofauna.

Otro factor que podría estar afectando a las poblaciones de peces dulceacuícolas son los plaguicidas (Madeley 2006). Aunque no se dispone de suficientes estudios sobre las concentraciones de plaguicidas en los ríos de la zona sur de Costa Rica, es presumible un uso excesivo de éstos, particularmente el paraquat (Gramoxone ®) al ser Costa Rica uno de los países de mayor importación y uso de este herbicida en Centroamérica (IRET 2006).

A pesar que las concentraciones de paraquat entre los 22 mg/l y 96 h LC₅₀ son letales para los peces, se han observado síntomas subletales en investigaciones de laboratorio (nado errático, sangrado de agallas, respiración irregular) a concentraciones de 0,1 a 2,0 mg/l, (concentraciones usadas para tratamiento de malezas acuáticas) (Madeley 2006), síntomas que en la presente investigación no se corroboraron.

Concordando con los resultados de Rojas y Rodríguez (2008) sobre la ictiofauna de la cuenca del río Grande de Térraba, área en la que se ubicaron dos sitios de muestreo (Camaronal y Zapatero), se establece que las variaciones en la ictiodiversidad y sus ensamblajes taxonómicos son consecuencia de las discontinuidades de la geomorfología y la complejidad estructural ecosistémica.

No se evidencia que tengan asociaciones con las condiciones físico-químicas del agua (excepto por la fuerte asociación de *D. latifrons* y *P. panamensis* respecto a sitios con velocidades de corriente muy bajas y concentraciones de oxígeno bajas) y mucho menos por afectaciones antrópicas, que como se ha sugerido no tienen efecto sobre la distribución de las especies durante la presente evaluación.

6. CONCLUSIONES

De acuerdo con la evaluación de la diversidad, distribución, riqueza y la abundancia de la ictiofauna de la zona sur de Costa Rica en algunos ríos con distintos grados de perturbación por construcción de diques y canales, los datos sugieren que no hay evidencia para afirmar que los ensamblajes taxonómicos estén modificados sustancialmente por consecuencia de estas afectaciones.

Se sugiere que la ictiodiversidad es similar entre ríos agrupados por influencia antrópica de diques y canales y los que no, diversidad que es superior en los ríos con este tipo de influencia humana respecto a los que no la tienen.

No hay evidencia de alteraciones en los rangos normales de las variables físico-químicas del agua ya sea por la época climática o por la presencia de comunidades humanas en las cercanías de los sitios de muestreo.

Las fluctuaciones detectadas están dentro del rango normal de variación para los ríos evaluados, excepto en la quebrada Zapatero, la cual fue fuertemente afectada por la falta de caudal durante parte del periodo de estudio, haciendo que prácticamente se secase.

Las dos variables ambientales que mejor explican la variabilidad entre especies y ambiente fueron la categoría de velocidad de corriente (fuerte, moderada o baja) y el tipo de ambiente (rocoso, lodoso, arenoso, etc), lo que sugiere que las variables químicas no representan mucho peso en la composición de los ensamblajes taxonómicos, con excepción del oxígeno, la salinidad y el potencial de reducción del oxígeno (influenciado por los sólidos disueltos totales que pueden ser sales).

Las condiciones físico-químicas del agua en los ríos influenciados por comunidades de moderado tamaño (Corredores, Chiricanos y Zapatero) con respecto a los sitios de muestreo sin influencia antrópica (Abrojo, Coto y Camaronal), no influyen significativamente en los patrones normales de abundancia, diversidad y distribución de los peces, sugiriéndose que, para la ictiofauna de la región, los requerimientos ecológicos son bajos y que los peces podrían tener algún grado de tolerancia a perturbaciones antropogénicas.

Dado todo lo anterior, se establece que las variables sólidos disueltos totales, sólidos sedimentables, oxígeno disuelto, velocidad de corriente, temperatura, pH, potencial de reducción de oxígeno, conductividad, salinidad, turbidez, tipo de sustrato e influencia antrópica no afectan la abundancia y diversidad íctica en la zona de estudio durante la presente investigación.

7. RECOMENDACIONES

7.1. Realizar un seguimiento de la madurez sexual de las especies, con el fin de establecer si los procesos reproductivos están influenciados por variaciones ambientales o, en el caso de las especies catádromas por la distancia a los sitios de desove, además de su correlación con las estaciones lluviosa y seca.

7.2. Desarrollar una investigación de seguimiento a las poblaciones de especies catádromas que podría incluir el marcaje con la finalidad de corroborar presunciones respecto a su distribución y desplazamiento en las cuencas hidrográficas estudiadas.

7.3. Debido a limitaciones en el desarrollo de la presente investigación, como falta de personal de asistencia en el trabajo de campo, equipo de campo adecuado entre otras, se recomienda incluir variables como distancia al océano, tamaño y disponibilidad de hábitat, ancho y profundidad del río, selección de hábitat o disponibilidad de alimento, para establecer con mayor precisión la importancia de la mismas, o confirmar la influencia sinérgica de todas éstas sobre la diversidad y abundancia de peces en estos ríos.

7.4. Es necesario que el Área de Conservación Osa continúe con sus programas de seguimiento ecológico a largo plazo de la comunidad de peces dulceacuícolas, procurando no sólo incluir información de abundancia de especies, sino también información de variables ambientales, especialmente aquellas no incluidas en los modelos evaluados en la presente investigación.

7.5. A largo plazo es necesario comprobar que las gradientes ambientales identificadas en la presente investigación son consistentes en el tiempo, además de identificar otras que no se apreciaron en la presente.

7.6. Dados recientes cambios en la estrategia operativa del SINAC, los cuales proponen un manejo integral de recursos naturales bajo el concepto de cuencas hidrográficas, se recomienda que los programas de seguimiento puedan incluir otros grupos taxonómicos involucrados en las redes trofodinámicas de los peces como los insectos acuáticos.

7.7. Se recomienda la utilización de la técnica de captura de electropesca en futuros programas de monitoreo ecológico que contemplen los peces como bioindicadores, debido a su facilidad de uso y eficiencia.

7.8. Darle seguimiento a largo plazo a algunas especies que se consideran como indicadores de la calidad medioambiental dulceacuícola, entre las cuales se sugiere al tepemechín (*A. monticola*) y la sardina colirroja (*A. aeneus*), la cual por su condición euriótica permitiría predecir que su ausencia en un momento y sitio dado implique que tampoco podrían estar otras especies.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abell, R., Thieme, M. L., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, et al. (2008). Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. *Bioscience*, 58, 5, 403.
- Akifumi, E. y Kubitzka, F. (2003). Construcción de estanques y de eestructuras hidráulicas para el cultivo de peces. Parte 4. *Panorama da Aqüicultura*, 13(75), 9-10, Recuperado el 23 de mayo de 2011 en http://www.produccion-animal.com.ar/produccion_peces/piscicultura/41-estanques_parte4.pdf
- Anderson, P. G., Taylor, B. R., Balch, G. C., y Canada. (1996). *Quantifying the effects of sediment release on fish and their habitats*. Vancouver: Fisheries and Oceans Canada.
- Angermeier, P. L. y Karr, J. R. (1983). Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Enviromental Biology of Fishes*, 9 (2), 117-135.
- Anónimo. (2008). Monitoreo ecológico en el sitio Osa, Costa Rica (Promec-Acosa). *Boletín N° 1, Publicación trimestral*. Recuperado el 8 de marzo 2010 en <http://www.inbio.ac.cr/osa/paginas/boletinOsa-vers01.pdf>
- Anze R., Franken M., Zaballa M., Pinto M. R., Zeballos G., Cuadros M. de los Á., et al. (2007). Bioindicadores en la detección de la contaminación atmosférica en Bolivia. *Revista Virtual REDESMA* 1, 54 – 74.
- Alba-Tercedor, J. y Sánchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4, 51-56.
- Alpírez, O. (1985). Ictiofauna de la vertiente Pacífica de Costa Rica. *Brenesia*, 24, 297-318.
- Aranha, J. M.; Takeuti, D. F., & Yoshimura, T. M. (1998). Habitat use and food partitioning of the fishes in a coastal stream of atlantic forest, Brazil. *Revista Biología Tropical*, 46 (4), 951-959.
- Arceo-Carranza, D. & Vega-Cendejas, M. E. (2009). Spatial and temporal characterization of fish assemblages in a tropical coastal system influenced by freshwater inputs: northwestern Yucatan peninsula. *Revista de Biología Tropical*, 57 (1-2), 89-103.
- Armitage, P. D. y Moss., D. (1983). The performance of a new biological water quality store system based on macroinvertebrados over a Wide range of unpolluted running waters sites. *Water Resources*, 17 (3), 333-347.
- Ayala-Perez, L. A., Aviles-Alatriste, O. A., & Rojas-Galaviz, J. L. (1998). Estructura de la comunidad de peces en el sistema Candelaria-Panlau, Campeche, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 46, 3, 763.
- Balzarini, M. G., F., Casanoves, J. A., Di Rienzo, L. A., González, C. W., Robledo y E. M.,

- Tablada. (2002). *InfoStat, versión 1,1, Manual del Usuario*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. (1ª.ed.). Editorial Brujas: Córdoba, Argentina. 262 p.
- Bain, M. B. y Finn, J. T. (1991). Analysis of microhabitat use by fish: Investigator effect and investigator bias. *Rivers*, 2(1), 57-65.
- Barquero, B. L. (1998). *Generalidades de los Cantones Osa, Corredores y Golfito. Reseña histórico geográfica*. Sistema de Información. MINAE. SINAC. ACOSA. Puerto Jiménez, Puntarenas, Costa Rica. Trabajo sin publicación. 13 p.
- Bash, J. S., Berman, C. H., Bolton, S. M., Washington (State)., Washington State Transportation Commission., United States., & Washington State Transportation Center. (2001). *Effects of turbidity and suspended solids on salmonids*. Olympia, WA: Washington State Dept. of Transportation.
- Berra, T. M. (2001). *Freshwater fish distribution*. Academic Press. San Diego, California. United States of America. 604 p.
- Berry, W; Rubinstein, N., Melzian, B. y Hill, B. (United States) & Environmental Protection Agency. United States. (2003). *The biological effects of suspended and bedded sediment (SABS) in aquatic systems: A review internal report*. Environmental Protection Agency. United States of America. 58 p.
- Beita-Sandí, W. y Barahona-Palomo, M. (2010). Físico-química de las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón, Península de Osa, Costa Rica. *Cuadernos de Investigación UNED*, 2(2): 157-179
- Birtwell, I. K., Canada., & Canadian Stock Assessment Secretariat (Canada). (1999). *The effects of sediment on fish and their habitat*. Ottawa: Fisheries and Oceans Canada.
- Branco, S. Washington (State) & Organización de Estados Americanos (United States). (1984). *Limnología sanitaria, estudio de la polución de aguas continentales*. Organización de Estados Americanos. Washington, United States of America. 120 p.
- Boyd, C. E. (1982). *Water quality management for pond fish culture*. Amsterdam: Elsevier Scientific Pub. Co.
- Bonatti, J., Borge, C., Herrera, B. y Paaby, P. (2005). *Efectos ecológicos del cultivo de la piña en la cuenca media del río General-Térraba de Costa Rica*. Informe Técnico sin publicación. TNC. San José, Costa Rica. 254 p.
- Braak, C. J. F. ter. (1986). Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67(5), 1167-1179.
- Braak, C. J. F. ter. New York & Microcomputer Power (United States). (1991). CANOCO – a FORTRAN program for Canonical Community Ordination. Microcomputer Power, Ithaca, New York, United States of America.
- Braak, C. J. F. ter y Looman, C. W. N. (1995). Regresion. *En: Jongman, R.H.G., Braak, C.J.F. ter y Van Tongeren, O.F.R. (comp.) Data Analysis in Community and Landscape ecology*. (pp. 29-77). Cambridges. Cambridges University Press. Reino Unido.

- Braak, C. J. F. ter. (1995 a). Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences*, 57 (3), 255-289.
- Braak, C. J. F. ter. (1995 b). Correspondence analysis of incidence and abundance data: properties in terms of a unimodal response model. *Biometrics* 41, 859-873.
- Braak, C. J. F. ter. Netherlands & Agricultural Mathematics Group. Wageningen (Municipality) (1996). *Unimodal models to relate species to environment*. DLO (pp. 1-18). Wageningen, Netherlands.
- Braak, C. J. F. ter. (1998). *CANOCO, a program for canonical community ordination by partial, detrended, and canonical correspondence analysis, principal component analysis and redundancy analysis (version 4.0)*. Centre for Biometry Wageningen, Wageningen, The Netherlands, 34 pp.
- Branco, S. Estados Unidos de América (país) y Organización de Estados Americanos (Estados Unidos de América). (1984). *Limnología sanitaria, estudio de la polución de aguas continentales*. Washington, Estados Unidos de América. 120 p.
- Bruton, M. 1985. The effects of suspensoids on fish. *Hydrobiologia*, 125(1), 221-241,
- Bussing, W. A. (1974a). *Pterobrycon myrnae*, a remarkable new glandulocaudine characid fish from Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 22, 135-159.
- Bussing, W. A. (1974b). Two new species of cichlid fishes, *Cichlasoma sajica* and *C. diquis*, from southeastern Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 22, 29-49.
- Bussing, W. A. (1993). Fish communities and environmental characteristics of a tropical rainforest river in Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 41(3), 791-809.
- Bussing, W. A. (2002). *Peces de las aguas continentales de Costa Rica = Freshwater fishes of Costa Rica*. San José: Editorial de la Universidad de Costa Rica.
- Bussing, W. A. (2008). *Astyanax cocibolca*, a new characid (Pisces: Ostariophysi) from Lake Nicaragua, Central America. *Revista Biología Tropical*, 56(3), 1361-1370,
- Bussing, W. A. y López, M. (1977). Distribución y aspectos ecológicos de los peces de las cuencas hidrográficas de Arenal, Bebedero y Tempisque, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 25,13-37.
- Burcham, J. (1988). Fish communities and environmental characteristics of two lowland streams in Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 36(2A), 273-285.
- Byers, H. L., Cabrera, M. L., Matthews, M. K., Franklin, D. H., Andrae, J. G., Radcliffe, D. E., McCann, M. A et al. (2005). Phosphorus, Sediment, and *Escherichia coli* Loads in Unfenced Streams of the Georgia Piedmont, USA. *Journal of Environmental Quality*, 34, 2293–2300
- Cabrera, P., Aguilar, B. C., y González-Sansón, G. (2008). Indicadores morfológicos y reproductivos del pez *Gambusia puncticulata* (Poeciliidae) en sitios muy contaminados del río Almendares, Cuba. *Revista De Biología Tropical*, 56, 4, 1991-2004.

- Cairns, J. (1986). The myth of the most sensitive species. *Bioscience*, 36(10), 660-672.
- Calvo, G. y Mora, J. (2009). Evaluación y clasificación preliminar de la calidad del agua de las cuencas de los ríos Tárcoles y Reventazón. Parte IV: Análisis estadístico variables relacionadas con la calidad del agua. *Tecnología en Marcha*, 22(1): 57-64.
- Carey, M. P. & Mather, M. E. (2009). Identifying across-system sources of variation in a generalist freshwater fish: correlates of total and size-specific abundance of yellow perch. *Ecology of Freshwater Fish*, 18, 1, 145-155.
- Cárdenas-Palomo, N., Herrera, J. y Reyes, O. (2010). Distribución espacio-temporal de variables fisicoquímicas y biológicas en el habitat del tiburón ballena *Rhincodon typus* (Orectolobiformes:Rhincodontidae) al norte del Caribe Mexicano. *Revista de Biología Tropical*, 58 (1), 399-412
- Chapman, L. y Chapman, C. (1993). Desiccation, flooding, and the behavior of *Poecilia gillii* (Pisces: Poeciliidae). *Ichthyological Explorer Freshwaters*, 4(3), 279-287.
- Chapman, L. J., Kramer, D. L., & Chapman, C. A. (January 01, 1991). Population Dynamics of the Fish *Poecilia gillii* (Poeciliidae) in Pools of an Intermittent Tropical Stream. *The Journal of Animal Ecology*, 60, 2, 441-453.
- Chicas, F. (2001). Peces juveniles en una poza provocada por la marea, Reserva Forestal Térraba-Sierpe, Puntarenas, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 49, 307-314.
- Chinchilla, I., Protti, M. y Cabrera, J. (2002). Peces dulceacuícolas de la Isla del Caño: Distribución y aspectos biogeográficos. *Uniciencia*, 19, 53-57
- Constantz, G., W. Bussing & Saul, W. (1981). Freshwater fishes of Corcovado National Park, Costa Rica. *Proceedings Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 133, 15-19.
- Cortés, J. y M. J. Risk. (1985). A reef under siltation stress: Cahuita, Costa Rica. *Bulletin of Marine Science*, 36(2), 339-356
- Cortés, J. (1990 a). The coral reefs of Golfo Dulce, Costa Rica: Distribution and community structure. *Atoll Research Bulletin* 344, 37
- Cortés, J. (1990 b). *Coral reef decline in Golfo Dulce, Costa Rica, eastern Pacific: anthropogenic and natural disturbances*. Tesis doctoral sin publicación. University of Miami, Miami, Estados Unidos de Norteamérica. 147 p.
- Cowx, I. G. (1990). *Developments in electric fishing*. *Fishing new books*. Cambridge, Union King. 358 p.
- Crowe, A. & Hay, J. New Zealand & Institute Cawthron (New Zealand). (2004). *Effects of fine sediment on river biota*. Report N° 951, Cawthron Institute. New Zealand. 35 p.
- Cruz, G. A. 1987. Reproductive biology and feeding habits of cuyamel, *Joturus pichardi*, and tepemechin, *Agonostomus monticola* (Pisces: Mugilidae) from Río Platano, Mosquitia, Honduras. *Bulletin of Marine Science*, 40, 63-72.

- Cushman, R. S., Marino, P., & Weller, S. (2004). *Effect of substrate type on fish distribution in the Río Claro*. Partmouth Undergraduate Journal of Science. Dartmouth press. New Hampshire, United States of America. pp. 42-43.
- Dale, E. B., Helfman, G., Harper, J. & Bolstad, P. (1999). Effects of riparian forest removal on fish assembles in southern appalachian streams. *Conservation Biology*, 15(6), 1454-1465.
- Díaz, S., Cano-Quiroga, E., Aguirre, A., y Rautega, B., (2004). Diversidad, abundancia y conjuntos ictiofaunísticos del sistema lagunar-estuarino Chantuto-Panzacola, Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*, 52(1), 187-189.
- Echeverría, S. (2009). *Uso de la tierra y transporte de sólido en suspensión en la cuenca del río Rincón, Península de Osa, Puntarenas, Costa Rica*. Tesis de postgrado sin publicación. Universidad Estatal a Distancia. San José, Costa Rica. 56 p.
- Eschmeyer, W. N. & Fricke, R. (eds.). *Catalog of Fishes electronic version* (5 May 2011). <http://research.calacademy.org/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>
- Espinoza, M. (2008). Sondeo ecológico rápido de las comunidades de peces tropicales en un área de explotación minera en Costa Rica. *Revista Biología Tropical*, 56(4), 1971-1990.
- Fausch, K. D., Lyons, J., Karr, J. R., y Angermeier, P.L. (1990). *Fish communities as indicators of environmental degradation*. Ponencia presentada en el 8º Simposio de la American Fishers Society,. En: Adams, S. M. (comp.), *Biological indicators of stress in fish*. (pp. 123-144).
- Feldheim, K., Sánchez, P. J., Matamoros, W. A., Schaefer, J. F & Kreiser, B. R. (2009). Isolation and characterization of microsatellite loci for mountain mullet (*Agonostomus monticola*). *Molecular Ecology Resources*. 1482-1484.
- Fernández-Salegui A. B., Terron A. y Barreno E. (2006). Bioindicadores de la calidad del aire en La Robla (León, noroeste de España) diez años después. *LAZAROA* 27, 29 – 41.
- Fièvet, É., P. Bonnet-Arnaud & Mallet, J. (1999). Efficiency and sampling bias of electrofishing for freshwater shrimp and fish in two Caribbean streams, Guadeloupe Island. *Fisheries Research* 44,149-166.
- Fièvet, E., Dolédec, S. y Lim, P. (2001). Distribution of migratory fishes and shrimps along multivariate gradients in tropical island streams. *Journal of Fish Biology*, 59, 390-402.
- Fish and Wildlife Research Institute (1984). *Effects of Mount St. Helens eruption on salmon populations and habitat in de Toutle River*. Univ. of Washington, WA, United States of America. (Folleto FRI-UW-8412); Martin, D. J., Wasserman, L. J., Jones, R. P., & Salo, E. O.. 147 p.
- Fisher, W., Krupp, F., Schneider, W., Sonmer, C., Carpenter, K., Niem, V. Italia (país) & Organización de la Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (Italia). (1995). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca Pacífico Centro-Oriental*. Roma, Italia. 1813 p.
- Fowler, J., Cohen, L., & Jarvis, P. (1998). *Practical statistics for field biology*. (2^{da}. ed.). West

Sussex, England: John Wiley & Sons. 259 p.

- Franco-Gordo, C., Godi, E., Suarez-Morales, E. & Freire, J. (2008). Interannual and seasonal variability of the diversity and structure of ichthyoplankton assemblages in the central Mexican Pacific. *Fisheries Oceanography* 17(3), 178–190,
- Fuga A., Saiki M., Marcelli M. & Saldiva P. (2008). Atmospheric pollutants monitoring by analysis of epiphytic lichens. *Environmental Pollution* 151, 334-340,
- García. L. (2003). *Indicadores técnicos y evaluación de la influencia del uso de la tierra en la calidad del agua, subcuena del río Tascalapa, Yoro-Honduras*. Tesis de postgrado sin publicación. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 163 p.
- García de Jalón, D. (1997). *Efectos del vaciado en las comunidades de peces fluviales. Simposio sobre los estudio de los desembalses en Joaquín Costa, Sevilla, España*. Trabajo sin publicación. s. p.
- García, A., Raseira, M. B., Viera, J. P., Winemiller, K. & Grimm, A. M. (2003). Spatiotemporal variation in shallow-water freshwater fish distribution and abundance in a large subtropical coastal lagoon. *Environmental Biology of Fishes* 68, 215–228
- Garrido-Olvera, L., García-Prieto, L. & Mendoza-Garfias, B. (2003). Helminth parasites of the pacific fat sleeper, *Dormitator latifrons* (Richardson, 1844) (Osteichthyes: Eleotridae) from Tres Palos Lagoon, Guerrero, Mexico. *The American Midland Naturalist Journal*, 151, 165-169.
- Giordani P. (2007). Is the diversity of epiphytic lichens a reliable indicator of air pollution? A case study from Italy. *Environmental Pollution* 146, 317-323.
- Glaser, U. & Glaser, W. (1996). Aqualog reference fish of the world: Southamerican Cichlids. Editorial A.C.S. GmbH, Germany. 3, 144 p.
- Gombert S., Asta J. y Seaward M.R.D. (2006). Lichens and tobacco plants as complementary biomonitors of air pollution in the Grenoble area (Isère, southeast France). *Ecological Indicators* 6, 429–443.
- González-Sansón, G. y Aguilar, C. (2002). Ecología de la ictiofauna costera en la zona adyacente a la desembocadura del río Almendares (La Habana, Cuba), Análisis multidimensional. *Revista de Investigaciones Marinas*, 23(1), 15-25.
- González-Sansón, G., Aguilar C., Hernández, I., Cabrera, Y., Suarez-Montes, N., Bretos, F. & Guggenheim, D. (2009). Natural and human-induced variability in the composition of fish assemblages in the Northwestern Cuban shelf. *Revista de Biología Tropical*, 57(3), 721-740,
- Granado-Lorencio, C., Encina, L., Escot, C., Mellado, E., y Rodriguez, A. (1997). *Ecología de la ictiofauna del embalse de Joaquín Costa (río Esera, Huesca)*. Ponencia presentada en el Simposio sobre los estudio de los desembalses en Joaquín Costa. Sevilla, España. 12 p.
- Gray, L. (2004). Changes in water quality and macroinvertebrate communities resulting from urban stormflows in the Provo River, Utah, U.S.A. *Hydrobiologia* 518, 33–46

- Guzmán, M. (1997). *Las aguas superficiales: diagnóstico*. Programa de Ordenamiento Ecológico y Territorial del Estado de Jalisco. Marco Físico. Instituto de Limnología. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Mexico. 125 p.
- Habit, E., Victoriano, P. y Rodríguez, A. (2003). Variaciones espacio-temporales del ensamblaje de peces de un sistema fluvial de bajo orden del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76, 3-14.
- Hawksworth D., Iturriaga, T. y Crespo, A. (2005). Líquenes como bioindicadores inmediatos de contaminación y cambios medio-ambientales en los trópicos. *Revista Iberoamericana de Micología*, 22, 71-82.
- Henderson, P. A. & R. M. Seaby. (2006). *Species, diversity and richness. Versión 4.0* Pisces Conservation Ltda. (Programa informático). Pennigton, Lyminton. Union King.
- Herrera-Vásquez, J., Bussing, W., & Villalobos, F. (2008). Panbiogeographical analysis of Costa Rican freshwater fishes. *Revista de Biología Tropical*, 56(1), 165-170
- Hernández-Hernández, I., Aguilar, C., y González-Sansón, G. (2009). Variaciones en la abundancia de peces en sitios con diferente grado de contaminación del sublitoral de Ciudad de La Habana, Cuba. *Revista de Biología Tropical*, 57(4), 977-992
- Hernández, C. (3 de noviembre de 2003). Muerte de peces indigna a vecinos. *La Nación*. San José, Costa Rica.
- Hernández, C., y Loaiza, V. (14 de noviembre de 2003). ICE acepta responsabilidad en la muerte de peces. *La Nación*. San José, Costa Rica.
- Hernández, R., González, P. González, A. y Romero, E. (2000). Procesos de salinización en el acuífero costero de cuenca guane. *Revista Minería y Geología*, 17(1), 75-79.
- Henley, W. E., Patterson, M. A., Neves, R. J., & Lemly, A. D. (2000). Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: A conscise review for natural resource managers. *Reviews in Fisheries Science*, 8(2), 125-139.
- Hynes, H. B. (1974). *The biology of polluted waters*. University of Toronto Press (pp: 86-91). Toronto, Canada.
- Infante, D., David, E., Linke, S., & Norris, R. H. (2009). Relationship of fish and macroinvertebrat assemblages to environmental factors: implications for community concordance. *Hydrobiologia* 623, 87–103
- Instituto Costarricense de Electricidad (ICE). (2004). *Problemática de la sedimentación en los embalses del ICE y Protocolo para el manejo de sedimentos en las plantas hidroeléctricas*. (Trabajo sin publicación). San José, Costa Rica. 46 p.
- Instituto Meteorológico Nacional (IMN). (2010). *Registro de promedios mensuales 1985-2009 en la estación meteorológica INA-Río Claro N° 100024*. San José, Costa Rica.
- Instituto Nacional de Estadística y Censos (INEC). (2002). *Proyección de población 2000-2050*, San José, Costa Rica.

- Instituto Nacional de Estadística y Censos (INEC). (2011). Población total cerrada por sexo, según provincia, cantón y distrito. Recuperado el 27 de abril de 2011 en http://www.inec.go.cr/A/MT/Población_y_Demografía/Población/Cálculo_de_Población/Resultados/C1/2000/C2. Población total cerrada por sexo, según provincia, cantón y distrito. Al 30 de junio 2009.xls
- Instituto Peruano de Energía Nuclear (IPEN). (2005). *Uso de Usnea sp. y Tillandsia capillaris, como bioindicadores de la contaminación ambiental en la ciudad de Lima, Perú..* Informe Científico y Tecnológico. Lima: Bedregal P., Torres B., Mendoza P., Ubillús M., Hurtado J., Maza I. y Espinoza R. 151-156.
- Instituto Regional de Estudios en Sustancias Tóxicas (IRET) Costa Rica. (2006). Detengamos el uso del Paraquat. Boletín informativo. IRET-UNA, RAP-AL. Heredia, Costa Rica. 1 p.
- Jared, B. & Johnson, J. (2009). Biogeography of the livebearing fish *Poecilia gillii* in Costa Rica: are phylogeographical breaks congruent with fish community boundaries?. *Molecular Ecology*, 18, 4088–4101,
- Jongman, R. H. G., Braak, C. J. F. ter & Van Tongeren, O. F. R. (1987). *Data analysis in community and landscape ecology*, Pudoc, Wageningen, Netherlands. 324 p.
- Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries (Bethesda)*, 6(6), 21-27
- Karr, J., Fausch, K., Angermeier, P., Yant, P., & Schlosser, I. Illinois (State) & Illinois Natural History Survey (United States) (1986). *Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale*. Illinois Natural History Survey. Special publication 5. Illinois, United States of America.
- Kappelle, M., Castro, M., Acevedo, H., González, L. y Monge, H.. Costa Rica e Instituto Nacional de Biodiversidad (Costa Rica). (2002). *Ecosistemas del Área de Conservación Osa (ACOSA)*. (1^{ra}. ed.). Heredia, Costa Rica. 500 p.
- Killgore, K. J. & Hoover, J. J. (2001). Effects of hypoxia on fish assemblages in a vegetated waterbody. *Journal of Aquatic Plants Manager* 39, 40-44.
- Krebs, C. J. (1985). *Ecología: Estudio de la distribución y la abundancia*. 1ra. Edición en español. Harla S.A. México, DF. 753 p.
- Krebs, L. (2003). *Respiración del suelo como herramienta para evaluar calidad de fondos en acuicultura. I. Desarrollo de un protocolo estándar para medir dióxido de carbono*. Tesis de grado sin publicación. Escuela Superior Politécnica del Litoral. Guayaquil, Ecuador. 67 p.
- Madeley, J. Heredia (Provincia) y Universidad Nacional (Costa Rica). (2006). Paraquat: riesgos inaceptables para la salud de los usuarios. IRET-UNA, RAP-AL. Heredia, Costa Rica 103 p.
- Magurran, A.E. (1988). *Ecological diversity and its Measurement*. (1^a. Ed.) Princeton University Press: New Jersey, United States of America. 179 p.

- Mathes, M. T., Hinch, S. G., Cooke, S. J., Crossin, G. T., Patterson, D. A., Lotto, A. G. & Farrell, A. P. (2010). Effect of water temperature, timing, physiological condition, and lake thermal refugia on migrating adult Weaver Creek sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67, 70–84
- Matamoros, W. A., Schaefer, J., Mickle, P., Arthurs, W., Ikoma, R. J., & Ragsdale, R. (2009). First record of *Agonostomus monticola* (Family: Mugilidae) in Mississippi freshwaters with notes of its distribution in the Southern United States. *Southeastern Naturalist*, 8(1), 176-178
- Maul, J. D, Farris, J. L., Milam, C. D., Cooper, C. M., Testa, S., & Feldman, D. L.. (2004). The influence of stream habitat and water quality on macroinvertebrate communities in degraded streams of northwest Mississippi. *Hydrobiologia*, 518, 79–94
- McFarland, V. A & Peddicord, R. K.. (1980). Lethality of a suspended clay to a diverse selection of marine and estuarine macro fauna. *Environmental Contamination and Toxicology*,. 9, 733-741,
- McKaye, K., Weiland, D. & Lim, T. (1979). Comments on the breeding biology of *Gobiomorus dormitory* (Osteichthyes: Eleotridae) and the advantage of schooling behavior to its fry. *Copeia* 1979, 542-544.
- Mena, Y. y Artavia, G. Costa Rica y Ministerio del Ambiente y Energía (Costa Rica). (1998). *Parques Nacionales y otras áreas silvestres protegidas de Costa Rica*. Sistema Nacional de Áreas de Conservación, Ministerio del Ambiente y Energía. San José, Costa Rica. 67 p.
- Ministerio del Ambiente y Energía (MINAE). (2000). *Estrategia nacional de conservación y uso sostenible de la biodiversidad*. San José, Costa Rica. 82 p.
- Mojica, J., Castellanos, C., Sánchez-Duarte, P. y Díaz, C. (2006). Peces de la cuenca del río Ranchería, La Guajira, Colombia. *Biota Colombiana*, 7(1), 129-142.
- Monge, J., González, M. I., Rivas, M. & Méndez, V. H. (2002). Twenty years of lichen cover change in a tropical habit (Costa Rica) and its relation with air pollution. *Revista de Biología Tropical* 50, 309-319.
- Monnet, F., Bordas, F., Deluchat, V., Chatenet, P., Botineau, M. y Baudu, M. (2005). Use of the aquatic lichen *Dermatocarpon luridum* as bioindicator of copper pollution. Accumulation and cellular distribution tests. *Environmental Pollution* 138, 456 – 462. San José, CR. 82 p.
- Molina-Ureña, Helena. (2007). *Estado de población de peces del Sitio Osa. Informe parcial N° 1, Programa de Monitoreo Acosa*. TNC-INBio. 10 pp. Recuperado el 8 de marzo 2010 en <http://www.inbio.ac.cr/osa/paginas/PDF/PecesInformel-OsA.pdf>
- Molina-Ureña, Helena. (2008). *Estado de población de peces del Sitio Osa. Informe parcial N° 2. Programa de Monitoreo del Sitio Osa*. TNC-INBio. 13 pp. Recuperado el 8 de marzo 2010 en <http://www.inbio.ac.cr/osa/paginas/PDF/PecesInformelOsa.pdf>
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. 1ra. Edición. M&T-Manuales y

Tesis SEA, vol. 1: Zaragoza, España. 84 p.

- Myers, A. y Giller, P. (1995). *Biogeographic perspectives. Process, pattern and scale in biogeography*, pp. 3-12. In: Myers, A. y Giller, P. (eds.). *Analytical biogeography. An integrated approach to the study of animal and plant distribution*. Chapman y Hall. London, England.
- Nali, C., Balducci, E., Frati, L., Paoli, L., Loppi, S. y Lorenzini, G. (2007). Integrated biomonitoring of air quality with plants and lichens: A case study on ambient ozone from central Italy. *Chemosphere* 67, 2169–2176.
- Newcombe, C. P. & Jensen, J. O. T. (1996). Channel suspended sediment and fisheries: a synthesis for quantitative assessment of risk and impact. *North American Journal of Fisheries Management*, 16, 693-727.
- Lagler, K.F., Bardach, J. E., Miller, R.R. & Passino, D.R.. (1984). *Ictiología*. 2 ed. Editorial Interamericana, México, Distrito Federal, 489 p.
- Larkin, G. A., Slaney, P. A., Warburton, P., & Wilson, A. S. Vancouver (State) & Ministry of Environment Lanas and Parks (Canada). (1998). *Suspended sediment and fish habitat sedimentation in central interior water sheds of Brithish Columbia*. Wat. Rest. Man. Rep. #7. Ministry of Environment, Lanas and Parks: Vancouver, Canada. 31 p.
- Lyons, J. & Schneider, D. W. (1990). Factors influencing fish distribution and community structure in a small coastal river in southwestern Costa Rica. *Hydrobiologia*, 203, 1-14.
- Lijteroff, R., Lima, L. y Prieri, B. (2009). Uso de líquenes como bioindicadores de contaminación atmosférica en la ciudad de San Luis, Argentina. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25, 111-120,
- Loaiza, V., y Hernández, C. (3 de mayo del 2004). ICE ofrece \$1 millón por daño ecológico. *La Nación*. San José, Costa Rica..
- Lowe-McConnell, R.M. (1987). *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge University. Cambridge, Reino Unido. 382 p.
- Obando, V. Costa Rica e Instituto Nacional de Biodiversidad (Costa Rica). (2002). *Biodiversidad en Costa Rica: estado del conocimiento y gestión*. (1ª ed.) Santo Domingo, Heredia, Costa Rica, INBio. 250 p.
- Ocón, C. & Rodriguez, A. (2004). Presence and abundance of Ephemeroptera and other sensitive macroinvertebrates in relation with habitat conditions in pampean streams (Buenos Aires, Argentina). *Archiv für Hydrobiologie.*, 159, 473-487.
- O' Connor, J. M., Neumann, D. A. & Sherk, J. A. Maryland (State) & Solomons Natural Resources Institute (United States). (1976). *Lethal Effects of Suspended Sediments on Estuarine Fish*. Technical paper ADA037377. Maryland Univ. Solomons Natural Resources Institute. Maryland, United States of America. 38 p.
- Omoto, J. P., Martinelli, L., Ballester, M. V., Gessner, A., Krusche, A. V., Victoria, R. L. &

- Williams, M. (2000). Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. *Freshwater Biology*, 44, 327-337
- Ortiz, E Cartago (Provincia) e Instituto Tecnológico de Costa Rica (Costa Rica). (2008). *Atlas de Costa Rica. Sistemas de Información Geográfica*. (Programa informático); Instituto Tecnológico de Costa Rica. Cartago, Costa Rica.
- Palacio-Núñez, J., Verdú, J. R., Numa, C., Jiménez-García, D., Olmos, G. & Galante, E. (2010). Freshwater fish's spatial patterns in isolated water springs in North-eastern Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 58(1), 413-426
- Palter, J., León, S. y Ballester, D. (2007). The distribution of nutrients, dissolved oxygen and chlorophyll *a* in the upper Gulf of Nicoya, Costa Rica, a tropical estuary. *Revista de Biología Tropical*, 55(2), 427-436.
- Persat, H. & Copp, G. (1990). Electric fishing and point abundance sampling for the ichthyology of large rivers. En: Cowx, I. J. (Comp.). *Developments in Electric Fishing*. Fishing News Books, (1a. ed.) (pp. 197-209). Cambridge Press: Cambridge, Union King.
- Pérez-Castillo, A. y Rodríguez, A. (2008). Índice fisicoquímico de la calidad de agua para el manejo de lagunas tropicales de inundación. *Revista de Biología Tropical*, 56(4), 1905-1918
- Phillip, D. A. (1993). Reproduction and feeding of the mountain Mollet, *Agonostomus monticola*, in Trinidad, West Indies. *Environmental Biology of Fishes*, 37, 47-55.
- Posada, J., Roldán, A., y Ramírez, J. (2000). Caracterización fisicoquímica y biológicas de la calidad de aguas de la cuenca de la quebrada Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 48, 59-70
- Poff, N. L & Allan, J. D. (1995). Funcional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology*, 76(2), 606-627.
- Policnik, H., Simoncic, P. & Batic, F. (2008). Monitoring air quality with lichens: A comparison between mapping in forest sites and in open areas. *Environmental Pollution*, 151, 395-400,
- Programa Ambiental Regional para CentroAmérica, Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo (PROARCA-CCAD) El Salvador (País). (2004). *Guía Práctica de Monitoreo de Procesos de Tratamiento de Aguas Residuales*. Ciudad de Guatemala, Guatemala. 11 p.
- Protti, M. y Cabrera, J. Costa Rica y Universidad Nacional (Costa Rica). (2001). *Evaluación ictiofaunística en la zona de impacto del Proyecto Hidroeléctrico Peñas Blancas: Informe Final*. Laboratorio de Recursos Naturales y Vida Silvestre, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica. 130 p.
- Protti, M., Sáenz, I., Guevara, M. y Herrera, M. Costa Rica y Universidad Nacional (Costa Rica). (2005a). *Evaluación de la ictio y entomofauna acuática en el área de impacto y zonas aledañas al Proyecto Hidroeléctrico Cariblanco*. "Informe Científico Técnico

- Periodo 2004". Laboratorio de Recursos Naturales y Vida Silvestre. Heredia, Costa Rica. 123 p.
- Protti, M., Sáenz, I., Guevara, M. y Herrera, M. Costa Rica y Universidad Nacional (Costa Rica) (2005b). *Evaluación de la ictio y entomofauna acuática en el área de impacto y zonas aledañas al Proyecto Hidroeléctrico Cariblanco*. "Informe Científico Técnico Anual: Periodo Diciembre 2004-Octubre 2005". Laboratorio de Recursos Naturales y Vida Silvestre. Heredia, Costa Rica. 152 p.
- Protti, M., Sáenz, I., Guevara, M. y Herrera, M. Costa Rica y Universidad Nacional (Costa Rica). (2007). *Evaluación de la ictio y entomofauna acuática en el área de impacto y zonas aledañas al Proyecto Hidroeléctrico Cariblanco*. "Informe Científico Técnico Anual: Periodo Diciembre 2005-Octubre 2006". Laboratorio de Recursos Naturales y Vida Silvestre. Heredia, Costa Rica. 100 p.
- Ramírez, A. y Pringle, C. (1998). Invertebrate drift and benthic community dynamics in a lowland neotropical stream, Costa Rica. Dynamics in a lowland neotropical stream, Costa Rica. *Hydrobiología* 386, 19-26
- Ramírez, A y Cano, A. (2005). Líquenes de Pueblo Libre, una localidad andina en la Cordillera Negra (Huaylas, Ancash, Perú). *Revista Peruana de Biología*, 12, 383- 396.
- Rhoades, F. M., Washington (State) & Department of Agriculture, Forest Service Mt. Baker -Snoqualmie National Forest (United States). (1999). *A review of lichen and bryophyte elemental content literature with reference to Pacific Northwest species*. United States Department of Agriculture, Forest Service Mt. Baker-Snoqualmie National Forest. Informe sin publicación. Bellingham, Washington, United States of America. 120 pp.
- Rojas, R., Rodríguez, O. San José (provincia) e Instituto Costarricense de Electricidad (Costa Rica). (2004). *Importancia ecológica y socioeconómica de las comunidades ictiológicas del río Grande de Térraba, como elemento esencial en la viabilidad ambiental del Proyecto Hidroeléctrico Boruca*. Informe técnico sin publicar. San José, Costa Rica. 23 p.
- Rojas, R. y Rodríguez, O. (2008). Diversidad y abundancia ictiofaunística del río Grande de Térraba, sur de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 56(3), 1429-1447.
- Rubiano, L. y Chaparro, J. M. (2006). Delimitación de áreas de isocontaminación atmosférica en el campus de la Universidad Nacional de Colombia mediante el análisis de bioindicadores (líquenes epifitos). *Acta Biológica Colombiana*, 11, 87-102.
- Sáenz, I., M. Protti y J. Cabrera. (2006). Composición de especies y diversidad de peces en un cuerpo de agua temporal en el Refugio Nacional de Vida Silvestre Caño Negro, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 54 (2): 639-645
- Sánchez, L. E. (1995). Control de la contaminación de las aguas. En: UNESCO (Comp.). *Aspectos geológicos de protección ambiental*. Vol. 1: 265-281,
- Sánchez, C. y Rueda, M. (1999). Variación de la diversidad y abundancia de especies ícticas dominantes en el Delta del Río Magdalena, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 47(4), 1067-1079.

- Sawyer, J. A., Stewart, P. M., Mullen, M. M., Simon, T. P. y Bennett, H. H. (2004). Influence of habitat, water quality, and land use on macro-invertebrate and fish assemblages of a southeastern coastal plain watershed, USA. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 7(1), 85–99
- Senteio, W., & Petrere, M. (2008). Spatial and temporal patterns and their influence on fish community at Itupararanga Reservoir, Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 56(4), 2005-2020
- Senthil, S., Karuppasamy, R., Poongodi, K. & Puvaneswari, S.. (2008). Bioaccumulation Pattern of Zinc in Freshwater Fish *Channa punctatus* (Bloch.) After Chronic Exposure. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 8, 55-59
- Sigler, J. W., Bjornn, T. C. & Everest, F. H. (1984). Effect of chronic turbidity on density and growth of steelheads and coho salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*, 113, 142-150,
- Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC). (2007). *Grúas II. Análisis de vacíos de conservación en Costa Rica : Vol II. Análisis de Vacíos en la Representatividad e Integridad de la Biodiversidad de los sistemas de aguas continentales*. (1ª ed). San José, Costa Rica: Asociación Conservación de la Naturaleza. 102 p.
- Smith, T. & Kraft, C. (2005). Stream Fish Assemblages in Relation to Landscape Position and Local Habitat Variables. *Transactions of the American Fisheries Society*, 134, 430–440
- Sokal, R. & Rohlf, J. (1981). *Biometry*. Freeman and company. New York, United States of America. 832 p.
- Solow, A.R. (1993). A simple test for change in community structure. *Journal of Animal Ecology*, 62, 191-193.
- Staniskiene, B., Matusevicius, P., Budreckiene, R. & Skibniewska, K. A. (2006). Distribution of Heavy Metals in Tissues of Freshwater Fish in Lithuania. *Polish Journal of Environmental Studies*. 15(4), 585 591
- Sykes, G. E. & Shrimpton, J. M.. (2010). Effect of temperature and current manipulation on smolting in Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*): the relationship between migratory behaviour and physiological development. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67, 191–201
- Texeira de Mello, F. (2002). *Distribución espacial de la comunidad de peces en la Cañada del Dragón (Montevideo, Uruguay) y su relación con los factores ambientales*. Pasantía en Gestión Ambiental. Montevideo, Uruguay. Trabajo sin publicación. 39 p.
- Thompson, L. C. & Larsen, R. California (State) & Division Of Agriculture and Natural Resources (United States). (2004). *Fish habitat in freshwater streams*. Publication 8112. University of California, Div. Of Agriculture and Natural Resources. California, United States of America. 12 p.
- Torres-Castro, I., Vega-Cendeja, M. E., Schmitter-Soío, J. J., Palacio-Aponte, G. y Rodiles-Hernández, R. (2009). Ictiofauna de sistemas cárstico-palustres con impacto antrópico: los petencs de Campeche, México. *Revista de Biología Tropical*, 57(1-2), 141, 157

- Trotter, A. J., Pankhurst, P. M., & Battaglione, S. C. (2004). Morphological development of the swim bladder in hatchery-reared striped trumpeter *Latris lineate*. *Journal of Applied Ichthyology* 20, 395-401
- Ulloa, J.B., Cabrera, J. y Mora, M. (1989). Composición, diversidad y abundancia de peces en el embalse Arenal. Guanacaste, Costa Rica. *Revista Biología Tropical*, 37(2), 127-131,
- Umaña, M. (6 de enero de 2004). ICE y MOPT a dar cuentas. *Al Día*. San José, Costa Rica.
- Velázquez-Velázquez, E., Vega-Cendejas, M. & Navarro-Alberto, J. (2008). Spatial and temporal variation of fish assemblages in a coastal lagoon of the Biosphere Reserve La Encrucijada, Chiapas, Mexico. *Revista Biología Tropical*, 56(2), 557-574
- Vergara D., Paredes T. y Simbaña W. (2005). *Líquenes como bioindicadores de contaminación en el sitio de disposición final desechos sólidos, Isla Santa Cruz, Galápagos*. Memorias. II Congreso Internacional de Bosque Seco. V Congreso Ecuatoriano de Botánica. III Congreso de Conservación de la Biodiversidad de los Andes y la Amazonía. Loja, Ecuador. 14 al 17 de noviembre, 2005. Recuperado el 6 de setiembre de 2010 en http://www.río-b.com/pdf/0509walter_Liquenes_junio05.pdf.
- Vinodhini, R. & Narayanan, M. (2008). Bioaccumulation of heavy metals in organs of fresh water fish *Cyprinus carpio* (Common carp). *International journal of Environmental Science and Technology*., 5(2), 179-182
- Villa, J. (1982). *Peces nicaragüenses de agua dulce*. Colección Cult. Banco de América, Ser. Geogr. Naturaleza. 3: 253 p.
- Villegas, J. C. (2006). *Situación de la ictiofauna en ríos influenciados por proyectos hidroeléctricos, Zona Norte, Costa Rica*. Tesis de grado. Universidad Estatal a Distancia. Costa Rica. 106 p.
- Violante-González, J., Rojas-Herrera, A., y Aguirre-Macedo, M. (2008). Seasonal patterns in metazoan parasite community of the "Fat Sleeper" *Dormitator latifrons* (Pisces: Eleotridae) from Tres Palos Lagoon, Guerrero, Mexico. *Revista Biología Tropical*, 56(3), 1419-1427
- Wallen, I. E. (1951). The Direct Effect of Turbidity on Fishes. Bull. Oklahoma Agric. *Collection Biological Series*, 2, 148: 1-27.
- West, D.W., Boubée, J., & Barrier, R.F.G. (1997). Responses to pH of nine fishes and one shrimp native to New Zealand freshwaters. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 31, 461-468
- Wetzel, R. (1992). *Limnology*. (2^{da}. ed.). Hungarian Academy of Sciences: Hungría. 821p.
- Wilber, D. H. & Clarke, D. G. (2001). Biological effects of suspended sediments: A review of suspended sediment impacts on fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries. *North American Journal of Fisheries Management*, 21(4), 855-875.
- Winemiller, K. (1983). An introduction to the freshwater fish communities of Corcovado

- National Park, Costa Rica. *Brenesia*, 21, 47-66.
- Winemiller, K. (1993). Seasonality of reproduction by livebearing fishes in tropical rainforest streams. *Oecologia*, 95, 266-276.
- Winemiller, K. O. y Morales, N. E. (1989). Comunidades de peces del Parque Nacional Corcovado luego del cese de las actividades mineras. *Brenesia*, 31, 75-91,
- Winemiller, K. O. & Jepsen, D. B. (1998). Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal Of Fish Biology*, 53(A), 267-296.
- Zuñiga-Vega, J., Reznick, D. y Johnson, J. (2007). Habitat predicts reproductive superfetation and body shape in the livebearing fish *Poeciliopsis turrubarensis*. *Oikos* 116, 995-1005

ANEXOS

Anexo 1. Especímenes colectados según su composición taxonómica y numérica en los sitios y meses de colecta, 2011.

Sitio	Fecha	Characidae				Cichlidae					Curimatidae
		<i>Astyanax aeneus</i>	<i>Brycon behreae</i>	<i>Roeboides ineseae</i>	<i>Hyphessobrycon savagei</i>	<i>Criptotheros sajica</i>	<i>Brycon behreae</i>	<i>Amphilophus altifrons</i>	<i>Amphilophus lyonsi</i>	<i>Andinoacara coeruleopunctatus</i>	<i>Cyphocharax magdalenae</i>
Abrojo	16/10/2010	1									
	31/10/2010	4									
	07/11/2010	2				1					
	27/11/2010	5									
	18/12/2010	5				1					
	24/12/2010	13									
	15/01/2011	3									
	29/01/2011	10				1					
	19/02/2011	10									
	26/02/2011	3				1					
	20/03/2011	5									
26/03/2011	5										
Camaronal	17/10/2010	3									
	30/10/2010	2									
	08/11/2010	6									
	28/11/2010	5				1					
	19/12/2010	4									
	25/12/2010	2									
	16/01/2011	1			1	1					
	30/01/2011	2	1								
	20/02/2011	3	1								
	27/02/2011										
20/03/2011	2	1									
27/03/2011	4	1									
Chiricanos	16/10/2010	1				1					
	30/10/2010	2				2					
	07/11/2010	1	2								
	27/11/2010										

Continúa...

Anexo 1 continuación...											
Chiricanos	18/12/2010	15									
	24/12/2010	5									
	15/01/2011	5									
	29/01/2011	9									
	19/02/2011	6									
	26/02/2011	4	1								
	20/03/2011	13									
	26/03/2011	3									
Corredores	16/10/2010					1					
	31/10/2010	4				2					
	07/11/2010	2		4		4					
	27/11/2010	6		1		3					
	18/12/2010	7				3					
	24/12/2010	7		1		1					
	15/01/2011	16	1			4		1			
	29/01/2011	22				3			1		
	20/02/2011	16				3				1	
	26/02/2011	7				2					
	20/03/2011					4					
26/03/2011	5				1					2	
Coto	16/10/2010	1									
	30/10/2010	4									
	08/11/2010	1									
	28/11/2010	10									
	19/12/2010	16									
	25/12/2010	4									
	16/01/2011	7									
	30/01/2011	4									
	19/02/2011	8									
	27/02/2011	4									
	20/03/2011	4									
27/03/2011	2					1					

Continúa...

Anexo 1 continuación...											
Zapatero	17/10/2010	3					1				
	30/10/2010										
	08/11/2010	4									
	28/11/2010										
	19/12/2010										
	25/12/2010										
	16/01/2011										
	30/01/2011										
	20/02/2011										
	27/02/2011										
20/03/2011											
27/03/2011											
Total general		328	8	6	1	41	1	1	1	1	2

Sitio	Fecha	Eleotridae			Gobiidae	Lebiasinidae	Loricariidae	Mugilidae	Heptapteridae	Pimelodidae
		<i>Dormitator latifrons</i>	<i>Gobiomorus maculatus</i>	<i>Eleotris picta</i>	<i>Awaous transandeanus</i>	<i>Piabucina boruca</i>	<i>Hemiancistrus aspidolepis</i>	<i>Agonostomus monticola</i>	<i>Rhamdia quelen</i>	<i>Pimelodella chagresi</i>
Abrojo	16/10/2010									
	31/10/2010									
	07/11/2010							2		
	27/11/2010						1			
	18/12/2010									
	24/12/2010									
	15/01/2011									
	29/01/2011									
	19/02/2011			1				1		
	26/02/2011		1							
	20/03/2011									
26/03/2011										
Camaronal	17/10/2010		1							
	30/10/2010		1							
										Continúa...

Anexo 1 continuación...										
Camaronal	08/11/2010			1						
	28/11/2010									
	19/12/2010		1			1		1		
	25/12/2010		1							
	16/01/2011		1							
	30/01/2011		2							
	20/02/2011									
	27/02/2011	1	2	1						
	20/03/2011		1							
	27/03/2011		3							
Chiricanos	16/10/2010									
	30/10/2010									
	07/11/2010									
	27/11/2010					1		2		1
	18/12/2010									
	24/12/2010								1	
	15/01/2011									
	29/01/2011									
	19/02/2011									
	26/02/2011		4							
	20/03/2011									
	26/03/2011									
Corredores	16/10/2010									
	31/10/2010				1					
	07/11/2010			1				2		
	27/11/2010							1		
	18/12/2010							1		
	24/12/2010			1				1		
	15/01/2011							2		
	29/01/2011									
	20/02/2011		2		1					
	26/02/2011				1					
	20/03/2011									
26/03/2011										

Continúa...

Anexo 1 continuación...										
Coto	16/10/2010							2		
	30/10/2010							2		
	08/11/2010							6		
	28/11/2010									
	19/12/2010							2	1	1
	25/12/2010							1		
	16/01/2011									
	30/01/2011									
	19/02/2011									
	27/02/2011									
	20/03/2011									
	27/03/2011									
Zapatero	17/10/2010	11	1	3					1	
	30/10/2010	8								
	08/11/2010	3		1						
	28/11/2010	17								
	19/12/2010	7								
	25/12/2010	2	1							
	16/01/2011	3								
	30/01/2011	2								
	20/02/2011	5								
	27/02/2011									
	20/03/2011	1								
	27/03/2011	1								
Total general		61	22	9	3	1	1	25	5	2

Sitio	Fecha	Poeciliidae					Rivulidae
		<i>Poeciliopsis retropinna</i>	<i>Priapichthys panamensis</i>	<i>Brachyrhaphis roseni</i>	<i>Poeciliopsis turrubarensis</i>	<i>Poecilia gillii</i>	<i>Rivulus hildebrandi</i>
Abrojo	16/10/2010						
	31/10/2010						
	07/11/2010	1					
	27/11/2010	6		4			
							Continúa...

Anexo 1 continuación...							
Abrojo	18/12/2010			12			
	24/12/2010	5		7			
	15/01/2011			3			
	29/01/2011						
	19/02/2011	1					
	26/02/2011						
	20/03/2011	1					
	26/03/2011						
	Camaronal	17/10/2010					
30/10/2010			1				
08/11/2010							
28/11/2010		2	2				
19/12/2010							
25/12/2010		2		2			
16/01/2011		1	1			5	
30/01/2011						2	
20/02/2011							
27/02/2011		5		1		5	
20/03/2011						1	
27/03/2011						1	
Chiricanos	16/10/2010						
	30/10/2010	1					
	07/11/2010	5					
	27/11/2010						
	18/12/2010						
	24/12/2010						
	15/01/2011						
	29/01/2011						
	19/02/2011						
	26/02/2011	1					
	20/03/2011	1				2	1
	26/03/2011	1					
Corredores	16/10/2010						
Continúa...							

Anexo 1 continuación...							
Corredores	31/10/2010						
	07/11/2010	8					
	27/11/2010						
	18/12/2010						
	24/12/2010	2					
	15/01/2011	8			3		
	29/01/2011	1			1		
	20/02/2011	16					
	26/02/2011						
	20/03/2011	1			5		
	26/03/2011				9		
Coto	16/10/2010	2					
	30/10/2010	4					
	08/11/2010	9					
	28/11/2010	2					
	19/12/2010	3					
	25/12/2010						
	16/01/2011						
	30/01/2011	2					
	19/02/2011	4					
	27/02/2011	2					
	20/03/2011	4					
27/03/2011	3						
Zapatero	17/10/2010						
	30/10/2010						
	08/11/2010	1					
	28/11/2010		7				
	19/12/2010		5				
	25/12/2010		5				
	16/01/2011		4				
	30/01/2011		8				
	20/02/2011		4				
	27/02/2011		8				
	20/03/2011		7				
27/03/2011		2					
Total general		105	54	29	20	14	1

Anexo 2. Variables físico-químicas cuantitativas y categóricas ordinales para los sitios y meses de colecta del presente estudio, 2011.

Fecha	Mes	Año	Muestreo	Sitio	Muestra	Altitud (msnm)	pH	° C	OD (mg/l)	% SAT	Barómetro (mm Hg)	ms/cm	momn/cm	ppt	ORP (mv)	ORP rel. (RmV)
16/10/2010	Octubre	2010	1	Abrojo	Abro_oct1	30	6.93	25.1	6.9	81,5	756.3	24.52	0,0000	14.9	-11,5	-11,7
16/10/2010	Octubre	2010	1	Corredores	Corre_oct1	10	7.52	24.4	7.6	85.1	759.8	20,87	0,0000	12.5	-30,8	-30,8
16/10/2010	Octubre	2010	1	Chiricanos	Chi_oct1	10	7.45	25.2	7.6	87.9	754.5	11,09	0,0001	6.3	-44.3	-44.3
16/10/2010	Octubre	2010	1	Coto	Coto_oct1	70	7.82	24.0	8.1	102.5	753.1	19.09	0,0001	11,3	-48.6	-48.4
17/10/2010	Octubre	2010	1	Zapatero	Za_oct1	10	7.05	29.7	8.1	102.5	758.1	24.50	0,0000	14.9	-15.9	-15.8
17/10/2010	Octubre	2010	1	Camaronal	Ca_oct1	20	7.42	25.8	7.8	88.6	758.8	23.64	0,0000	14.3	-24.8	-24.8
30/10/2010	Octubre	2010	2	Camaronal	Ca_oct2	20	7.07	25.4	7.5	98.8	759.0	23.00	0,0000	13.9	-28.1	-28.3
30/10/2010	Octubre	2010	2	Zapatero	Za_oct2	10	7.21	30,8	6.6	89.1	759.1	9.52	0,0001	5.4	-12.5	-12.2
30/10/2010	Octubre	2010	2	Coto	Coto_oct2	70	7.85	24.7	7.6	100,8	753.5	25.05	0,0000	15.2	-63.2	-63.2
30/10/2010	Octubre	2010	2	Chiricanos	Chi_oct2	10	8.42	25.6	7.7	95.5	755.5	12.26	0,0001	7.0	-84.2	-84.5
31/10/2010	Octubre	2010	2	Abrojo	Abro_oct2	30	8.27	25.8	7.1	95.0	756.6	23.71	0,0000	14.3	-75.3	-75.2
31/10/2010	Octubre	2010	2	Corredores	Corre_oct2	10	8.33	25.5	7.9	96.9	760,1	22.94	0,0000	13.8	-78.8	-78.8
07/11/2010	Noviembre	2010	3	Abrojo	Abro_nov1	30	7.07	24.7	7.7	100,6	757.2	23.92	0,0000	14.5	-31,3	-31,4
07/11/2010	Noviembre	2010	3	Corredores	Corre_nov1	10	7.32	24.4	8.4	100,8	759.4	20,45	0,0000	12.2	-18.4	-18.2
07/11/2010	Noviembre	2010	3	Chiricanos	Chi_nov1	10	7.45	25.7	8.0	104.2	758.1	18.34	0,0001	10,8	-29.0	-29.0
07/11/2010	Noviembre	2010	3	Camaronal	Ca_nov1	20	7.76	24.8	8.2	98.9	759.4	26.43	0,0000	16.2	-44.8	-44.9
08/11/2010	Noviembre	2010	3	Zapatero	Za_nov1	10	6.97	28.0	4.4	60,7	759.7	26.45	0,0000	16.2	11,0	10,8
08/11/2010	Noviembre	2010	3	Coto	Coto_nov1	70	7.64	24.7	7.6	92.6	753.6	26.50	0,0000	16.2	-38.1	-38.1
27/11/2010	Noviembre	2010	4	Abrojo	Abro_nov2	30	7.35	27.5	6.1	85.7	756.1	30,00	0,0000	18.6	-55.1	-55.1
27/11/2010	Noviembre	2010	4	Corredores	Corre_nov2	10	8.21	30,3	11,8	157.5	759.0	29.30	0,0000	18.2	-72.8	-72.9
27/11/2010	Noviembre	2010	4	Chiricanos	Chi_nov2	10	7.73	26.6	6.8	74.8	757.8	22.31	0,0000	13.4	-42.5	-42.5
28/11/2010	Noviembre	2010	4	Camaronal	Ca_nov2	20	7.57	26.2	9.1	112.4	759.6	28.59	0,0000	17.6	-34.1	-34.1
28/11/2010	Noviembre	2010	4	Zapatero	Za_nov2	10	8.11	28.4	7.9	102.6	760,2	4.41	0,0002	2.4	-49.9	-49.9
28/11/2010	Noviembre	2010	4	Coto	Coto_nov2	70	7.92	26.3	8.6	107.5	754.4	27.04	0,0000	16.6	-54.6	-54.6
18/12/2010	Diciembre	2010	5	Corredores	Corre_dic1	10	8.07	29.2	9.4	124.1	756.7	30,20	0,0000	19.3	-82.7	-83.1
18/12/2010	Diciembre	2010	5	Abrojo	Abro_dic1	30	7.68	26.2	3.7	46.8	754.6	39.20	0,0000	25.0	-40,6	-40,6
18/12/2010	Diciembre	2010	5	Chiricanos	Chi_dic1	10	8.36	26.7	7.0	94.4	756.2	21,43	0,0000	12.9	-85.0	-85.0
19/12/2010	Diciembre	2010	5	Camaronal	Ca_dic1	20	8.36	28.2	6.8	87.2	758.3	29.55	0,0000	18.3	-81,5	-82.1

Continúa...

Anexo 2 continuación...																
Fecha	Mes	Año	Muestreo	Sitio	Muestra	Altitud (msnm)	pH	° C	OD (mg/l)	% SAT	Barómetro (mm Hg)	ms/cm	momn/cm	ppt	ORP (mv)	ORP rel. (RmV)
19/12/2010	Diciembre	2010	5	Zapatero	Za_dic1	10	8.19	26.9	3.6	49.3	758.7	26.01	0,0000	15.9	-20,8	-20,7
19/12/2010	Diciembre	2010	5	Coto	Coto_dic1	70	8.59	24.9	7.8	94.4	753.4	24.29	0,0000	14.7	-94.1	-94.2
24/12/2010	Diciembre	2010	6	Chiricanos	Chi_dic2	10	7.62	25.3	7.3	90,7	757.9	22.75	0,0000	13.8	-45.7	-45.7
24/12/2010	Diciembre	2010	6	Corredores	Corre_dic2	10	8.08	27.0	10,1	128.3	757.9	36.60	0,0000	23.1	-70,1	-69.7
24/12/2010	Diciembre	2010	6	Abrojo	Abro_dic2	30	7.49	26.0	3.2	44.4	755.9	38.80	0,0000	24.4	-27.8	-27.8
25/12/2010	Diciembre	2010	6	Camaronal	Ca_dic2	20	7.68	27.6	8.2	104.5	759.0	27.24	0,0000	16.7	-40,6	-40,5
25/12/2010	Diciembre	2010	6	Zapatero	Za_dic2	10	7.07	26.3	2.3	26.1	761,1	24.76	0,0000	15.0	-4.2	-4.2
25/12/2010	Diciembre	2010	6	Coto	Coto_dic2	70	8.21	26.7	8.2	102.0	754.2	28.56	0,0000	17.6	-72.0	-72.3
15/01/2011	Enero	2011	7	Corredores	Corre_ene1	10	8.58	31,3	10,0	151,0	756.6	33.20	0,0000	20,8	-95.7	-95.7
15/01/2011	Enero	2011	7	Abrojo	Abro_ene1	30	7.29	27.9	8.6	110,0	756.2	46.00	0,0000	29.9	-17.5	-17.5
15/01/2011	Enero	2011	7	Chiricanos	Chi_ene1	10	7.68	26.6	6.6	90,8	757.3	26.24	0,0000	16.1	-58.1	-58.1
16/01/2011	Enero	2011	7	Camaronal	Ca_ene1	20	8.35	27.8	9.8	127.8	757.8	27.68	0,0000	17.1	-81,6	-81,6
16/01/2011	Enero	2011	7	Zapatero	Za_ene1	10	7.29	26.3	2.4	27.9	758.9	25.74	0,0000	15.7	-7.5	-7.4
16/01/2011	Enero	2011	7	Coto	Coto_ene1	70	8.05	26.8	8.8	110,2	753.0	29.32	0,0000	18.2	-62.2	-61,8
29/01/2011	Enero	2011	8	Corredores	Corre_ene2	10	8.48	29.6	9.2	135.9	760,4	31,70	0,0000	19.9	-97.1	-97.1
29/01/2011	Enero	2011	8	Abrojo	Abro_ene2	30	7.52	28.2	7.1	90,0	759.2	44.40	0,0000	28.8	-31,0	-31,0
29/01/2011	Enero	2011	8	Chiricanos	Chi_ene2	10	8.06	26.3	7.3	98.0	760,3	26.05	0,0000	15.9	-63.9	-64.1
30/01/2011	Enero	2011	8	Camaronal	Ca_ene2	20	7.55	27.0	7.0	95.1	760,5	31,30	0,0000	19.5	-35.2	-35.2
30/01/2011	Enero	2011	8	Zapatero	Za_ene2	10	7.29	24.8	4.2	55.2	761,6	25.93	0,0000	15.8	-17.3	-17.4
30/01/2011	Enero	2011	8	Coto	Coto_ene2	70	7.93	26.3	8.4	104.4	755.8	25.79	0,0000	15.8	-55.5	-55.3
19/02/2011	Febrero	2011	9	Corredores	Corre_feb1	10	8.29	31,4	14.2	211,7	759.0	29.13	0,0000	18.0	-78.2	-78.2
19/02/2011	Febrero	2011	9	Abrojo	Abro_feb1	30	8.28	32.3	10,2	140,8	757.7	32.30	0,0000	20,2	-80,8	-80,8
19/02/2011	Febrero	2011	9	Chiricanos	Chi_feb1	10	8.33	27.0	7.2	99.7	758.9	28.86	0,0000	17.9	-79.3	-79.4
20/02/2011	Febrero	2011	9	Camaronal	Ca_feb1	20	7.55	28.9	6.7	87.0	757.7	30,80	0,0000	19.2	-33.1	-33.1
20/02/2011	Febrero	2011	9	Zapatero	Za_feb1	10	7.86	26.0	0,8	7.9	758.7	30,20	0,0000	18.9	-51,2	-51,2
20/02/2011	Febrero	2011	9	Coto	Coto_feb1	70	8.02	27.4	8.1	103.3	753.1	24.98	0,0000	15.2	-61,1	-61,1
26/02/2011	Febrero	2011	10	Corredores	Corre_feb2	10	7.87	31,5	13.7	185.1	758.9	28.84	0,0000	17.9	-51,9	-50,8
26/02/2011	Febrero	2011	10	Abrojo	Abro_feb2	30	8.42	31,8	8.3	126.2	757.4	30,90	0,0000	19.3	-85.9	-86.1
26/02/2011	Febrero	2011	10	Chiricanos	Chi_feb2	10	8.16	27.9	6.7	83.2	758.4	31,50	0,0000	19.7	-69.5	-69.4
27/02/2011	Febrero	2011	10	Camaronal	Ca_feb2	20	7.79	28.2	5.4	79.9	759.4	29.40	0,0000	18.3	-47.4	-47.4
27/02/2011	Febrero	2011	10	Zapatero	Za_feb2	10	7.74	25.6	0,6	4.6	761,1	33.70	0,0000	21,1	-43.6	-43.6

Continúa...

Anexo 2 continuación...

Fecha	Mes	Año	Muestreo	Sitio	Muestra	Altitud (msnm)	pH	° C	OD (mg/l)	% SAT	Barómetro (mm Hg)	ms/cm	momn/cm	ppt	ORP (mv)	ORP rel. (RmV)
27/02/2011	Febrero	2011	10	Coto	Coto_feb2	70	8.49	27.1	7.4	181,1	754.5	22.32	0,0000	13.5	-88.8	-89.0
20/03/2011	Marzo	2011	11	Chiricanos	Chi_mar1	10	7.60	29.3	4.2	55.2	758.6	31,40	0,0000	19.6	-36.3	-36.3
20/03/2011	Marzo	2011	11	Camaronal	Ca_mar1	20	7.45	28.8	6.8	96.2	759.1	26.74	0,0000	16.5	-27.0	-26.9
20/03/2011	Marzo	2011	11	Zapatero	Za_mar1	10	7.73	31,3	1,2	15.4	759.5	45.50	0,0000	29.4	-44.3	-44.3
20/03/2011	Marzo	2011	11	Coto	Coto_mar1	70	8.23	26.4	7.3	98.9	754.4	25.34	0,0000	15.5	-73.5	-73.4
20/03/2011	Marzo	2011	11	Abrojo	Abro_mar1	30	7.85	28.6	7.7	99.0	754.7	34.60	0,0000	21,8	-50,2	-49.2
20/03/2011	Marzo	2011	11	Corredores	Corre_mar1	10	8.39	29.5	7.8	113.7	756.2	32.00	0,0000	20,0	-83.8	-83.8
26/03/2011	Marzo	2011	12	Corredores	Corre_mar2	10	7.59	32.5	10,8	148.9	757.7	35.20	0,0000	22.2	-35.9	-35.7
26/03/2011	Marzo	2011	12	Abrojo	Abro_mar2	30	8.04	31,8	7.9	120,8	755.9	33.20	0,0000	20,9	-63.2	-63.4
26/03/2011	Marzo	2011	12	Chiricanos	Chi_mar2	10	7.62	29.6	6.2	81,7	756.5	31,50	0,0000	19.7	-37.4	-37.5
27/03/2011	Marzo	2011	12	Camaronal	Ca_mar2	20	7.52	30,1	5.3	74.9	757.9	30,50	0,0000	19.0	-30,3	-30,3
27/03/2011	Marzo	2011	12	Zapatero	Za_mar2	10	7.04	26.3	0,3	3.2	758.3	37.50	0,0000	23.8	4.6	4.6
27/03/2011	Marzo	2011	12	Coto	Coto_mar2	70	8.24	28.6	7.6	106.9	752.5	22.15	0,0000	13.4	-74.5	-74.5

Fecha	Mes	Año	Muestreo	Sitio	Muestra	ISE	SDT	Ssedimt (mg/l)	Sechii (cm)	Infl_antrop	Turbidez Sechii	Cat_turbid	Corriente	Cat_Corrient	Ambiente	Cat_Ambient
16/10/2010	Octubre	2010	1	Abrojo	Abro_oct1	0,70	12061	2.4	7	0	Turbia	1	Moderada	4	Rocoso	3
16/10/2010	Octubre	2010	1	Corredores	Corre_oct1	0,30	10226	1,2	5	2	Turbia	1	Moderada	4	Rocoso-lodoso	5
16/10/2010	Octubre	2010	1	Chiricanos	Chi_oct1	0,20	5436	2.0	5	2	Turbia	1	Moderada	4	Lodoso	2
16/10/2010	Octubre	2010	1	Coto	Coto_oct1	0,20	9354	1,6	4	0	Turbia	1	Fuerte	5	Rocoso	3
17/10/2010	Octubre	2010	1	Zapatero	Za_oct1	0,50	12004	0,0	30	1	Cristalina	3	Lenta	3	Lodoso	2
17/10/2010	Octubre	2010	1	Camaronal	Ca_oct1	0,40	11584	0,0	25	0	Cristalina	3	Moderada	4	Rocoso	3
30/10/2010	Octubre	2010	2	Camaronal	Ca_oct2	0,30	11269	0,0	25	0	Cristalina	3	Moderada	4	Rocoso-arenoso	4
30/10/2010	Octubre	2010	2	Zapatero	Za_oct2	0,60	4714	0,0	30	1	Cristalina	3	Lenta	3	Lodoso	2
30/10/2010	Octubre	2010	2	Coto	Coto_oct2	0,07	12275	2.4	5	0	Turbia	1	Fuerte	5	Rocoso	3
30/10/2010	Octubre	2010	2	Chiricanos	Chi_oct2	0,04	6006	6.0	3	2	Turbia	1	Moderada	4	Lodoso	2
31/10/2010	Octubre	2010	2	Abrojo	Abro_oct2	0,05	11618	0,4	10	0	Turbia	1	Moderada	4	Rocoso	3

Continúa...

Anexo 2 continuación...																
Fecha	Mes	Año	Muestreo	Sitio	Muestra	ISE	SDT	Ssedimt (mg/l)	Sechii (cm)	Infl_antrop	Turbidez Sechii	Cat_turbid	Corriente	Cat_Corrient	Ambiente	Cat_Ambient
31/10/2010	Octubre	2010	2	Corredores	Corre_oct2	0,05	11241	0,4	10	2	Turbia	1	Moderada	4	Rocoso-lodoso	5
07/11/2010	Noviembre	2010	3	Abrojo	Abro_nov1	0,30	11720	1,6	5	0	Turbia	1	Fuerte	5	Rocoso	3
07/11/2010	Noviembre	2010	3	Corredores	Corre_nov1	0,50	10020	0,8	12	2	Turbia	1	Fuerte	5	Rocoso-lodoso	5
07/11/2010	Noviembre	2010	3	Chiricanos	Chi_nov1	0,30	8985	0,0	15	2	Cristalina	3	Moderada	4	Rocoso	3
07/11/2010	Noviembre	2010	3	Camaronal	Ca_nov1	0,20	12951	0,4	25	0	Cristalina	3	Moderada	4	Rocoso-arenoso	4
08/11/2010	Noviembre	2010	3	Zapatero	Za_nov1	2,00	12958	0,0	5	1	Turbia	1	Lenta	3	Lodoso	2
08/11/2010	Noviembre	2010	3	Coto	Coto_nov1	0,20	12985	0,0	30	0	Cristalina	3	Fuerte	5	Rocoso	3
27/11/2010	Noviembre	2010	4	Abrojo	Abro_nov2	0,10	14698	0,0	30	0	Cristalina	3	Moderada	4	Rocoso	3
27/11/2010	Noviembre	2010	4	Corredores	Corre_nov2	0,06	14357	0,0	20	2	Semi-turbia	2	Fuerte	5	Rocoso	3
27/11/2010	Noviembre	2010	4	Chiricanos	Chi_nov2	0,20	10914	0,0	25	2	Cristalina	3	Lenta	3	Rocoso-arenoso	4
28/11/2010	Noviembre	2010	4	Camaronal	Ca_nov2	0,30	14011	0,0	25	0	Cristalina	3	Lenta	3	Rocoso-arenoso	4
28/11/2010	Noviembre	2010	4	Zapatero	Za_nov2	0,10	2166	0,0	30	1	Semi-turbia	2	Lenta	3	Lodoso	2
28/11/2010	Noviembre	2010	4	Coto	Coto_nov2	0,10	13248	0,0	30	0	Cristalina	3	Fuerte	5	Rocoso	3
18/12/2010	Diciembre	2010	5	Corredores	Corre_dic1	0,04	15044	0,0	30	2	Cristalina	3	Moderada	4	Rocoso	3
18/12/2010	Diciembre	2010	5	Abrojo	Abro_dic1	0,20	19213	0,0	30	0	Cristalina	3	Lenta	3	Rocoso-arenoso	4
18/12/2010	Diciembre	2010	5	Chiricanos	Chi_dic1	0,04	10498	0,0	25	2	Cristalina	3	Lenta	3	Rocoso	3
19/12/2010	Diciembre	2010	5	Camaronal	Ca_dic1	0,04	14479	0,0	25	0	Cristalina	3	Lenta	3	Rocoso-arenoso	4
19/12/2010	Diciembre	2010	5	Zapatero	Za_dic1	0,40	12744	0,0	30	1	Cristalina	3	Muy lenta	2	Lodoso	2
19/12/2010	Diciembre	2010	5	Coto	Coto_dic1	0,03	11991	0,3	10	0	Turbia	1	Moderada	4	Rocoso	3
24/12/2010	Diciembre	2010	6	Chiricanos	Chi_dic2	0,20	11215	0,0	25	2	Cristalina	3	Lenta	3	Rocoso-arenoso	4
24/12/2010	Diciembre	2010	6	Corredores	Corre_dic2	0,07	17930	0,0	30	2	Cristalina	3	Moderada	4	Rocoso	3
24/12/2010	Diciembre	2010	6	Abrojo	Abro_dic2	0,30	19031	0,0	30	0	Cristalina	3	Moderada	4	Rocoso	3
25/12/2010	Diciembre	2010	6	Camaronal	Ca_dic2	0,20	13349	0,0	25	0	Cristalina	3	Lenta	3	Rocoso-arenoso	4
25/12/2010	Diciembre	2010	6	Zapatero	Za_dic2	0,80	12111	0,0	30	1	Cristalina	3	Muy lenta	2	Lodoso	2
25/12/2010	Diciembre	2010	6	Coto	Coto_dic2	0,06	13994	0,0	30	0	Cristalina	3	Moderada	4	Rocoso	3

Continúa...

Anexo 2 continuación...

Fecha	Mes	Año	Muestreo	Sitio	Muestra	ISE	SDT	Ssedimt (mg/l)	Sechii (cm)	Infl_antrop	Turbidez Sechii	Cat_turbid	Corriente	Cat_Corrient	Ambiente	Cat_Ambient
15/01/2011	Enero	2011	7	Corredores	Corre_ene1	0,02	16254	0,0	30	2	Cristalina	3	Moderada	4	Rocoso	3
15/01/2011	Enero	2011	7	Abrojo	Abro_ene1	0,50	11472	0,0	30	0	Cristalina	3	Lenta	3	Rocoso	3
15/01/2011	Enero	2011	7	Chiricanos	Chi_ene1	0,10	12859	0,0	25	2	Cristalina	3	Lenta	3	Rocoso-arenoso	4
16/01/2011	Enero	2011	7	Camaronal	Ca_ene1	0,04	13565	0,0	25	0	Cristalina	3	Moderada	4	Rocoso-arenoso	4
16/01/2011	Enero	2011	7	Zapatero	Za_ene1	0,70	12613	0,0	30	1	Cristalina	3	Muy lenta	2	Lodoso	2
16/01/2011	Enero	2011	7	Coto	Coto_ene1	0,09	14367	0,0	30	0	Cristalina	3	Moderada	4	Rocoso	3
29/01/2011	Enero	2011	8	Corredores	Corre_ene2	0,02	15512	0,0	30	2	Cristalina	3	Lenta	3	Rocoso	3
29/01/2011	Enero	2011	8	Abrojo	Abro_ene2	0,30	15011	0,0	30	0	Cristalina	3	Lenta	3	Rocoso	3
29/01/2011	Enero	2011	8	Chiricanos	Chi_ene2	0,08	12766	0,0	25	2	Cristalina	3	Lenta	3	Rocoso	3
30/01/2011	Enero	2011	8	Camaronal	Ca_ene2	0,30	15335	0,0	25	0	Cristalina	3	Lenta	3	Rocoso-arenoso	4
30/01/2011	Enero	2011	8	Zapatero	Za_ene2	0,50	12705	0,0	30	1	Cristalina	3	Muy lenta	2	Lodoso	2
30/01/2011	Enero	2011	8	Coto	Coto_ene2	0,10	12636	0,0	30	0	Cristalina	3	Moderada	4	Rocoso	3
19/02/2011	Febrero	2011	9	Corredores	Corre_feb1	0,05	14266	0,0	30	2	Cristalina	3	Lenta	3	Rocoso-arenoso	4
19/02/2011	Febrero	2011	9	Abrojo	Abro_feb1	0,04	15818	0,0	25	0	Cristalina	3	Moderada	4	Rocoso	3
19/02/2011	Febrero	2011	9	Chiricanos	Chi_feb1	0,05	14140	0,0	20	2	Cristalina	3	Lenta	3	Rocoso	3
20/02/2011	Febrero	2011	9	Camaronal	Ca_feb1	0,30	15099	0,0	25	0	Cristalina	3	Lenta	3	Arenoso	1
20/02/2011	Febrero	2011	9	Zapatero	Za_feb1	0,10	14894	0,0	30	1	Turbia	1	muy muy lenta	1	Lodoso	2
20/02/2011	Febrero	2011	9	Coto	Coto_feb1	0,09	12239	0,0	20	0	Cristalina	3	Moderada	4	Rocoso	3
26/02/2011	Febrero	2011	10	Corredores	Corre_feb2	0,05	14131	0,0	30	2	Cristalina	3	Lenta	3	Rocoso	3
26/02/2011	Febrero	2011	10	Abrojo	Abro_feb2	0,04	15131	0,0	20	0	Cristalina	3	Lenta	3	Rocoso	3
26/02/2011	Febrero	2011	10	Chiricanos	Chi_feb2	0,07	15437	0,0	20	2	Cristalina	3	Muy lenta	2	Arenoso	1
27/02/2011	Febrero	2011	10	Camaronal	Ca_feb2	0,20	14437	0,0	25	0	Cristalina	3	Lenta	3	Rocoso	3
27/02/2011	Febrero	2011	10	Zapatero	Za_feb2	0,20	16536	0,0	30	1	Turbia	1	muy muy lenta	1	Lodoso	2
27/02/2011	Febrero	2011	10	Coto	Coto_feb2	0,03	10937	0,0	30	0	Cristalina	3	Lenta	3	Rocoso	3
20/03/2011	Marzo	2011	11	Chiricanos	Chi_mar1	0,20	15362	0,0	20	2	Cristalina	3	Lenta	3	Rocoso	3
20/03/2011	Marzo	2011	11	Camaronal	Ca_mar1	0,30	13113	0,0	25	0	Cristalina	3	Lenta	3	Arenoso	1

Continúa...

Anexo 2 continuación...

Fecha	Mes	Año	Muestreo	Sitio	Muestra	ISE	SDT	Ssedimt (mg/l)	Sechii (cm)	Infl_ antrop	Turbidez Sechii	Cat_ turbid	Corriente	Cat_ Corrient	Ambiente	Cat_ Ambient
20/03/2011	Marzo	2011	11	Zapatero	Za_mar1	0,20	13949	0,0	30	1	Turbia	1	muy muy lenta	1	Lodoso	2
20/03/2011	Marzo	2011	11	Coto	Coto_mar1	0,06	12416	0,0	25	0	Cristalina	3	Moderada	4	Rocoso	3
20/03/2011	Marzo	2011	11	Abrojo	Abro_mar1	0,20	16931	0,0	20	0	Cristalina	3	Moderada	4	Rocoso	3
20/03/2011	Marzo	2011	11	Corredores	Corre_mar1	0,04	15680	0,0	30	2	Cristalina	3	Lenta	3	Rocoso	3
26/03/2011	Marzo	2011	12	Corredores	Corre_mar2	0,20	17224	0,0	30	2	Cristalina	3	Lenta	3	Rocoso	3
26/03/2011	Marzo	2011	12	Abrojo	Abro_mar2	0,09	16239	0,0	20	0	Cristalina	3	Lenta	3	Rocoso	3
26/03/2011	Marzo	2011	12	Chiricanos	Chi_mar2	0,20	15439	0,0	20	2	Cristalina	3	Muy lenta	2	Rocoso- arenoso	4
27/03/2011	Marzo	2011	12	Camaronal	Ca_mar2	0,30	14936	0,0	25	0	Cristalina	3	Lenta	3	Arenoso	1
27/03/2011	Marzo	2011	12	Zapatero	Za_mar2	1,00	18391	0,0	30	1	Turbia	1	muy muy lenta	1	Lodoso	2
27/03/2011	Marzo	2011	12	Coto	Coto_mar2	0,06	10880	0,0	25	0	Cristalina	3	Moderada	4	Rocoso	3

Anexo 3. Matriz de correlaciones de Pearson para las variables ambientales incluidas en el modelo de correspondencias canónicas.

Alt_(msnm)	1,0000							
pH	0,1175	1,0000						
Temp_°C	-0,4009	0,2809	1,0000					
OD_(mg/l)	-0,0299	0,4384	0,4813	1,0000				
%. SAT	-0,0566	0,4933	0,5656	0,9687	1,0000			
Bar_(mmHH)	-0,7971	-0,1932	0,2387	-0,0108	0,0059	1,0000		
Cond_ms/cm	-0,0276	-0,0183	0,2497	-0,1114	-0,0598	-0,0876	1,0000	
Sal_ppt	-0,0377	-0,0163	0,2624	-0,1128	-0,0610	-0,0790	0,9991	1,0000
ORP_(mv)	-0,1387	-0,9285	-0,2946	-0,5042	-0,5562	0,2482	-0,0498	-0,0500
ISE	-0,1813	-0,6961	-0,1797	-0,3916	-0,4039	0,2658	-0,0535	-0,0574
SDT	-0,0284	0,0504	0,2304	-0,0685	-0,0089	-0,1283	0,9080	0,8979
Ssed_(mg/l)	0,1157	-0,0055	-0,3084	0,0164	-0,0282	-0,1901	-0,2738	-0,2778
Sech_(cm)	-0,2160	0,0384	0,4101	0,0290	0,1041	0,1911	0,3083	0,3216
Infl_ant	-0,6842	0,2365	0,3650	0,3445	0,3598	0,4359	-0,0781	-0,0755
Cat_turb	-0,0993	0,0438	0,3960	0,2077	0,2604	0,0093	0,2885	0,2890
Cat_Corr	0,4863	0,0911	-0,2422	0,4084	0,3212	-0,5161	-0,1612	-0,1719
Cat_Amb	0,0436	0,1332	-0,1349	0,3924	0,3565	-0,0603	0,0963	0,0861
	Alt_(msn)	pH	Temp_°C	OD_(mg/l)	. SAT	Bar_(mmH)	Cond_ms/	Sal_ppt
ORP_(mv)	1,0000							
ISE	0,7649	1,0000						
SDT	-0,1289	-0,1007	1,0000					
Ssed_(mg/l)	-0,0336	-0,0224	-0,2816	1,0000				
Sech_(cm)	-0,0170	-0,1988	0,2819	-0,6032	1,0000			
Infl_ant	-0,2329	-0,0887	-0,0276	0,0088	0,0593	1,0000		
Cat_turb	-0,0678	-0,2051	0,3456	-0,5035	0,6846	0,0088	1,0000	
Cat_Corr	-0,1958	-0,1804	-0,0806	0,3003	-0,3837	-0,1843	-0,1051	1,0000
Cat_Amb	-0,2034	-0,2171	0,1386	0,0287	-0,1545	0,0982	-0,0105	0,4113
	ORP_(mv)	ISE	SDT	Ssed_(mg)	Sech_(cm)	Infl_ant	Cat_turb	Cat_Corr