

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DA AGRICULTURA E ABASTECIMENTO
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS
INSTITUTO DE PESCA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E PESCA

**Aspectos ecológicos da ictiofauna em alguns rios de
Mata Atlântica (APA Capivari Monos, São Paulo, SP) e
identificação de espécies indicadoras.**

João Alberto Paschoa dos Santos

Orientador: Prof. Dra. Katharina Eichbaum Esteves

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca – APTA - SAA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Aquicultura e Pesca.

São Paulo

Novembro - 2011

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DA AGRICULTURA E ABASTECIMENTO
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS
INSTITUTO DE PESCA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E PESCA

**Aspectos ecológicos da ictiofauna em alguns rios de
Mata Atlântica (APA Capivari Monos, São Paulo, SP) e
identificação de espécies indicadoras.**

João Alberto Paschoa dos Santos

Orientador: Prof. Dra. Katharina Eichbaum Esteves

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-graduação em Aquicultura e Pesca do
Instituto de Pesca – APTA - SAA, como
parte dos requisitos para obtenção do título
de Mestre em Aquicultura e Pesca.

São Paulo

Novembro – 2011

Agradecimientos

AGRADECIMENTOS

Este trabalho contou com a colaboração direta e indireta de muitas pessoas. Gostaria de prestar aqui a todos meus sinceros agradecimentos.

À minha orientadora, Katharina E. Esteves, pela oportunidade, orientação, apoio, confiança, e dedicação à minha formação, pelos valiosos ensinamentos e também pela amizade e a eterna paciência durante esse período de convivência.

Ao João Marcos Miragaia Schmiegelow (Alemão/Patrão). Este eu fico sem palavras, pois foi o responsável direto pelo meu encaminhamento acadêmico nesta área. Amigo inseparável, tanto no campo como em laboratório, escrita, viagens e logo mais pelo mundo..... Muito obrigado!

Agradecimento especial à minha esposa Beatriz Sasaki, por me ajudar profissionalmente, na vida acadêmica e na vida. Às minhas filhas Kali Sasaki e Maya Sasaki dos Santos. Nasceu agora, e já é mais que uma inspiração pra eu viver. Amo vocês três!

Ao Instituto de Pesca APTA/SAA-SP pela viabilização logística deste trabalho junto ao Programa de Pós-Graduação em Aqüicultura e Pesca.

Ao amigo Dr. Roberto Pereira Borges pela ajuda nas análises estatísticas e na revisão final do texto.

À Secretaria do Verde e Meio Ambiente (SVMA) da Prefeitura do Município de São Paulo, pelo apoio

Aos Gestores da APA Capivari-Monos. Beto, Leandro e Leo, sem os quais o trabalho não teria acontecido.

Ao Thales, Gestor do Núcleo Curucutu do Parque Estadual da Serra do Mar, pela acolhida e alojamento da equipe de campo

Ao Instituto Florestal pela licença de amostragem (Processo nº 260108 – 015.793/2009).

Ao Osvaldo T. Oyakawa (MZUSP) não somente pela participação na banca de qualificação e pelas sugestões, mas também pela identificação das espécies de peixes, e também por tantos momentos de ajuda intelectual, amizade e confiança. Muito obrigado!

Aos Professores Eduardo Tavares Paes e Cleto Kaveski Peres, pela ajuda nas análises estatísticas.

Ao amigo Renan Ribeiro, pela confecção dos mapas.

Aos pesquisadores do Instituto de Pesca de São Paulo e de Santos pelos ensinamentos que contribuíram muito para minha formação, e pelo convívio e auxílio. Agradeço também a todos os funcionários que sempre me socorreram quando eu pedia um “help”.

À pesquisadora Paula Maria Gênova de Castro pela participação na minha banca de qualificação e pelas sugestões que contribuíram em muito para o aprimoramento do texto final deste trabalho.

À equipe de campo composta por Cainã Rodrigues Romero, Renato dos Santos Pegoretti, Luiz Claudio dos Santos Evangelista (análise da água também) e Alberto Hossoda.

Aos meus familiares, que mesmo não sabendo bem o que eu estudo sempre me apoiaram. Em especial meu pai João das Neves e minha mãe Nair Paschoa. Obrigado.

A todos o meu Muito Obrigado!!!!

Sumário

SUMÁRIO

Resumo	1
Abstract	2
Introdução Geral	3
Objetivos Gerais.....	8
Área de Estudo.....	8
Referências Bibliográficas.....	15
Apresentação da Dissertação.....	19

CAPÍTULO 1 - A ictiofauna de uma Unidade de Conservação (APA Capivari-Monos) do Município de São Paulo, SP, Brasil, e sua relação com alguns fatores ambientais.....

Resumo	21
Abstract	22
Introdução.....	23
Material e Métodos.....	25
Resultados	30
Discussão.....	39
Agradecimentos.....	44
Referências Bibliográficas.....	44

CAPITULO 2 - Peixes como bioindicadores em rios de uma Unidade de Conservação da Mata Atlântica (APA Capivari-Monos, São Paulo, SP – Brasil).	51
Resumo	52
Abstract	53
Introdução	54
Material e Métodos	56
Resultados	60
Discussão	67
Agradecimentos	73
Referências Bibliográficas	74
Considerações Finais	82
Anexo	85

Resumo

O presente trabalho teve por objetivo avaliar a composição e distribuição da ictiofauna de três rios da APA Capivari-Monos, e sua associação com fatores ambientais. Procurou também avaliar quais espécies de peixes podem ser consideradas indicadoras para cada um dos rios estudados (Capivari, Embu-Guaçu e Taquacetuba), e trechos (nascente, médio e inferior). Foram coletados peixes em 10 pontos dos rios Capivari, Embu-Guaçu e Taquacetuba nos períodos chuvoso (dezembro – 2009) e seco (julho – 2010) utilizando-se pesca elétrica. Registrou-se 25 espécies, sendo 12 no Capivari, 14 no Embu-Guaçu e 16 no Taquacetuba. A ordenação dos dados ambientais através de uma Análise de Componentes Principais (ACP) indicou que o pH, temperatura e o Índice de Qualidade de Habitat (IQH) tiveram maior influência na variação dos dados. O diagrama de ordenação das densidades das espécies através de uma Análise de Redundância (RDA) indicou que *Phalloceros* spp., *Hyphessobrycon reticulatus*, *Geophagus brasiliensis* e *Pseudocorynopoma heterandria* estiveram associadas a valores mais elevados de fósforo total, temperatura, condutividade e silte, enquanto que *Characidium oiticai*, *Gymnotus* sp. e *Imparfinis mirini* estiveram associados a valores mais baixos de nitrogênio total e condutividade. A RDA aplicada aos atributos da comunidade indicou que a formação do eixo 1 foi explicada por maiores valores de biomassa, diversidades de Shannon e Alfa, além de baixa equitatividade e dominância. Algumas espécies tais como *Glandulocauda melanopleura*, *P. heterandria*, *Trichomycterus paolence*, *Hyphessobrycon duragenys* e *Pseudotocinclus tietensis* apresentaram distribuição restrita, e devido ao seu enquadramento como “ameaçadas de extinção”, medidas efetivas de conservação e preservação destes corpos d’água são necessárias. A análise das espécies indicadoras por rio mostrou que *G. pantherinus*, *Gymnotus* sp., *Rivulus santensis* e *C. oiticai* foram consideradas indicadoras para o Rio Embu-Guaçu, e *G. brasiliensis* para o Rio Taquacetuba. Na análise por trechos, verificou-se que *Pseudotocinclus tietensis* foi a única espécie indicadora do trecho “médio”, enquanto que *Hyphessobrycon reticulatus* e *Corydoras aeneus* foram indicadoras dos trechos “inferiores”. Os resultados obtidos podem e devem complementar, em uma escala regional, ações governamentais para preservação e conservação dos recursos hídricos desta Unidade de Conservação.

Palavras-chave: qualidade da água, Represa Billings, Represa Guarapiranga, Região Metropolitana de São Paulo, estrutura de comunidades de peixes, espécies indicadoras.

Abstract

This study aimed to evaluate the composition and distribution of the ichthyofauna of an environmental protection area (APA Capivari-Monos), and its association with environmental factors. An assessment of indicator species was also performed for each of the studied rivers (Capivari, Embu-Guaçu and Taquacetuba) and sections (upper, middle and lower course). Sampling was performed in ten stations considering all rivers, both in the rainy (December/2009) and dry seasons (July/2010), using electrofishing. Twenty five species were registered: 12 in the Capivari River, 14 in the Embu Guaçu and 16 in the Taquacetuba. The ordination of environmental data through a Principal Component Analysis (PCA) indicated that pH, temperature and Habitat Quality Index (HQI) had the greatest influence on the variation of the data. The ordination diagram of species densities through a Redundancy Analysis (RDA) indicated that *Phalloceros* spp., *Hyphessobrycon reticulatus*, *Geophagus brasiliensis* and *Pseudocorynopoma heterandria* were associated with higher values of total phosphorus, temperature, conductivity and silt, while *Characidium oiticicai*, *Gymnotus* sp., *Imparfinis mirini* were associated with lower values of total nitrogen and conductivity. The RDA applied to the community attributes indicated that the first axis was explained by higher values of biomass and Shannon and Alpha diversity and low evenness and dominance. Some species such as *Glandulocauda melanopleura*, *P. heterandria*, *Trichomycterus paolence*, *Hyphessobrycon duragenys* and *Pseudotocinclus tietensis* showed a limited distribution, and as they have been considered "endangered", effective measures for conservation and preservation of these water bodies are necessary. Considering the indicator species analysis per river *G. pantherinus*, *Gymnotus* sp., *Rivulus santensis* and *C. oiticicai* were considered indicators for the Embu-Guaçu River, while *G. brasiliensis* showed to be an indicator of the Taquacetuba river. When considering the analysis for the different river sections, *Pseudotocinclus tietensis* was the only indicator species of the middle stretch the, while *Hyphessobrycon reticulatus* and *Corydoras aeneus* were indicators of the "lower" course. These results can and should complement governmental actions for the preservation and conservation of water resources of this protected area.

Key words: Water quality, Billings Dam, Guarapiranga Dam, Metropolitan Region of São Paulo, fish community structure, indicator species.

INTRODUÇÃO GERAL

Introdução Geral

Peixes constituem mais de metade da biodiversidade de vertebrados, com aproximadamente 28.000 espécies e estimativas que apontam para mais de 32.000 (Nelson, 2006). Das cerca de 12.000 espécies, 43% da diversidade ocorre exclusivamente em ambientes de água doce que, por sua vez, representam 0,01% da superfície da terra (Vari & Malabarba, 1998).

A Região Neotropical contém a maior diversidade de peixes de água doce de todo o planeta (Vari & Malabarba, 1998), sendo, entretanto, o seu conhecimento limitado e incompleto (Reis *et al.*, 2003). Segundo Schaefer (1998), o número de espécies de peixes de água doce para esta região pode chegar a 8.000, o que representaria cerca de 25% de todas as espécies de peixes do mundo (Vari & Malabarba, 1998).

Na Mata Atlântica brasileira, já foram registradas cerca de 300 espécies, sendo cerca de 80% endêmicas e 15% ameaçadas de extinção (Menezes *et al.*, 2007). Essa ictiofauna se distingue pela rica variedade e por apresentar alto grau de endemismo e associação íntima com a floresta, o que garante sua proteção e sustento (Sabino & Castro, 1990; Menezes, 1996).

A Mata Atlântica é um dos mais ricos biomas da Região Neotropical, principalmente devido à variedade de habitats em toda a extensão da floresta, que originalmente cobria uma faixa larga entre os Estados do Piauí ao Rio Grande do Sul. Possui riachos distribuídos em um terreno bastante acidentado que fluem para o Oceano Atlântico (Sazima, 2004; Menezes *et al.*, 2007). Como a maioria das outras matas tropicais, foi danificada devido ao desmatamento e outras atividades humanas. Atualmente, apenas áreas montanhosas encontram-se menos danificadas, pois são áreas de maior altitude onde os cursos de água ainda mantêm suas características originais. Há poucos corpos d'água intactos em áreas de baixa altitude, onde a ocupação humana provoca destruição de várias maneiras. Um dos problemas mais importantes decorrentes da intensificação da ocupação humana na região Sudeste do Brasil, além da perda dos remanescentes de Mata Atlântica, é a degradação da rede fluvial (Oyakawa *et al.*, 2006; Menezes *et al.*, 2007).

Esta degradação ambiental tem sido um grande problema mundial, entretanto diversos países vêm investindo na criação de áreas protegidas como uma estratégia eficiente de conservação da biodiversidade, dos recursos naturais e dos valores culturais da humanidade (Rodrigues *et al.*, 2003). Estas áreas são selecionadas utilizando alguns critérios ecológicos como a representatividade ambiental, intervenção ou degradação de ecossistemas, grau de endemismo da área, espécies em perigo de extinção e integridade (Morsello, 2001).

A maioria das áreas protegidas tem sido criada para proteger espécies da fauna e flora terrestres, porém tem se verificado que elas protegem apenas ocasionalmente os corpos d'água, o que as torna de grande importância para as espécies aquáticas (Agostinho *et al.*, 2005). Desta forma, estudos em regiões que preservam características naturais e que sofreram pouca interferência humana são importantes referências para políticas públicas conservacionistas.

O conhecimento da estrutura da comunidade e a compreensão dos padrões de distribuição das espécies de peixes têm sido considerados úteis na avaliação da integridade dos ecossistemas aquáticos (Karr, 1981). Além disto, compreender como as comunidades biológicas se distribuem viabiliza ações de gestão e manejo que visem a diminuição da degradação desses ecossistemas (Schlosser, 1990).

Alguns estudos em regiões tropicais que procuram verificar as relações entre comunidades de peixes e seu habitat tem sido desenvolvidos. Bojsen & Barriga (2002) estudaram o efeito do desmatamento sobre a densidade, diversidade e estrutura da comunidade de peixes em riachos da Amazônia equatoriana, enquanto Casatti *et al.* (2010) verificaram a estrutura da comunidade ao longo de um gradiente de conservação em riachos na Bacia do rio Paraguai. Diversos outros estudos também verificaram a relação da estrutura da comunidade com fatores ambientais tais como os de Furlan (2010), Barreto & Uieda (1998), Casatti *et al.* (2006), Araújo-Lima *et al.* (1995), Pinto *et al.* (2006) e Suárez & Petreire Jr. (2007). Outros estudos verificaram os efeitos do mesohabitat sobre a comunidade de peixes (Gerhard, 2005), dos

processos locais relacionados à geomorfologia e condições abióticas e mudanças longitudinais na composição e riqueza da assembléia de peixes (Tejerina-Garro *et al.*, 2005). Estes estudos indicam que a estrutura física do ambiente tem importância fundamental na determinação tanto da abundância quanto da composição das comunidades de peixes (Lévêque, 1997), sendo o regime de vazão, a morfologia do canal e os atributos físicos e químicos da água alguns dos fatores estruturantes (Schlosser, 1990).

Neste contexto, as Unidades de Conservação desempenham papel importante nas estratégias de preservação. Assim, trabalhos sobre a biologia, composição e a distribuição de peixes constituem informações de base que podem ser utilizadas para a construção de modelos que possibilitem prognósticos sobre as alterações ambientais provindas do impacto antrópico (Guimarães *et al.*, 2010). Estes impactos podem ser expressos através da utilização de indicadores ambientais, que têm sido primariamente utilizados para avaliar as condições do meio ou para diagnosticar as causas das mudanças ambientais (Dale & Beyeler, 2001).

Indicadores ecológicos incorporam várias definições ecológicas, tais como as interações que determinam a distribuição e abundância de organismos, ou mais amplamente a estrutura, e função da natureza (Krebs, 1989). Assim, eles muitas vezes são primariamente biológicos e respondem a fenômenos químicos, físicos e outros como à presença de espécies introduzidas (Niemi & McDonald, 2004). Segundo estes autores, o papel primário de indicadores ecológicos é medir a resposta do ecossistema a perturbações antropogênicas, não necessariamente identificando quais fatores são os causadores de impacto.

A maioria dos indicadores ecológicos tem se centrado no nível de espécies, devido às preocupações decorrentes de espécies ameaçadas e da conservação ambiental (Fleischmann *et al.*, 2001). A avaliação de uma espécie indicadora assume que uma única espécie representa muitas espécies com exigências ecológicas semelhantes. As principais razões para seu uso são a facilidade em relação à identificação; interesse para o público; fácil mensuração e a existência de um número relativamente grande de espécies com respostas

conhecidas à perturbação (Niemi & McDonald, 2004). A análise de espécies indicadoras também pode ser utilizada para conservação, ordenamento do território, mapeamento da paisagem ou desenho de reservas naturais (De Cáceres *et al.*, 2010).

No estado de São Paulo 13,94% do território é recoberto por vegetação natural, sendo 25% destas áreas protegidas por alguma Unidade de Conservação (Kronka *et al.*, 2005). Mais especificamente na região do Alto Tietê existem mais de 30 Unidades de Conservação (São Paulo, 2011), dentre as quais se inclui a APA Capivari-Monos. A criação desta APA teve como objetivos proteger a biodiversidade, promover o uso sustentável dos recursos naturais, proteger os recursos hídricos e os remanescentes da Mata Atlântica, bem como evitar o avanço da ocupação urbana (Jacintho, 2003).

Todavia a Bacia do Alto Tietê está sujeita a distúrbios constantes do sistema fluvial. Os principais fatores de estresse nesta região são a escassez de água, desorganização da exploração, ameaça ao manancial subterrâneo, comprometimento da qualidade das águas superficiais, lixo, impermeabilização do solo e a ocupação indevida das várzeas. Parte desta Bacia está localizada na Região Metropolitana de São Paulo, que é uma das áreas de maior adensamento urbano do mundo, com uma população em torno de 20 milhões de habitantes. Esta é uma bacia, portanto, em condições extremamente críticas em termos da utilização dos recursos hídricos (FUSP, 2001).

A Bacia do Alto Tietê é considerada uma área geográfica natural, caracterizada por possuir um grande número de espécies endêmicas (Langeani, 1989). Alguns estudos já foram realizados nesta região tais como os de Manna de Deus *et al.* (2001), Barrella & Petrere (2003), Silva *et al.* (2005), Lobo (2006) e Furlan (2010), porém na sua maioria, estes foram feitos fora de Unidades de Conservação. Desta forma, o presente estudo teve os seguintes objetivos:

Objetivos gerais

- Determinar a composição, estrutura e distribuição da ictiofauna de três riachos das principais Bacias Hidrográficas da APA Capivari – Monos, identificando as principais características ambientais relacionadas à estrutura destas comunidades;
- Identificar as possíveis espécies de peixes indicadoras dos três principais rios da APA Capivari-Monos, investigando o seu potencial como bioindicadores da região;
- Identificar espécies indicadoras dos rios estudados, considerando-se diferentes regiões (nascente, trecho médio e trecho inferior).

Área de Estudo

A Bacia Hidrográfica do Alto Tietê corresponde a uma área de 5.900 km², com extensa superfície urbanizada integrada por 35 municípios. Caracteriza-se por apresentar regime hidráulico e hidrológico extremamente complexo, em virtude das profundas alterações introduzidas por obras hidráulicas e por efeitos antrópicos bastante diversos (Silva & Porto, 2003). Esta bacia, juntamente com outros três grandes sistemas produtores - o Sistema Cantareira, Guarapiranga - Billings e Alto Tietê (Silva & Porto, 2003) participa do abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo, que com aproximadamente 20 milhões de habitantes, possui baixa disponibilidade hídrica.

A APA Capivari-Monos está situada no extremo sul do Município de São Paulo, na área de Proteção aos Mananciais, integrando a Reserva da Biosfera do Cinturão Verde da Cidade de São Paulo entre as coordenadas (23°50' e 24°00'S; 46°37' e 46°49'W), com 251 km², que correspondem à aproximadamente um sexto do território do município de São Paulo. Seus

limites a leste, oeste e sul, coincidem com os do município (Fig. 1). Ao norte sua delimitação é definida pelo Ribeirão Vermelho, formador da Represa Guarapiranga, e pela presença da Cratera do Colônia. A área protegida envolve parte das bacias hidrográficas dos reservatórios Guarapiranga (Oeste) e Billings (Nordeste), além de toda a bacia dos rios Capivari e Monos (Jacintho, 2003).

Abriga significativos remanescentes de Mata Atlântica (Floresta Ombrófila Densa), sendo 65,13% da área total da APA composta por esta formação vegetal, que contribui para a proteção das cabeceiras dos principais cursos d'água que abastecem a região metropolitana de São Paulo (São Paulo, 2011). Na região ocorrem duas principais formações vegetais: Mata Ombrófila Densa Montana, encontrada em manchas pequenas próximas à represa Billings e na Cratera do Colônia, e Mata Nebular. Esta está sujeita à alta umidade do ar proveniente dos ventos úmidos que sopram do mar, sobem a serra e se resfriam, provocando precipitação na forma de nevoeiro ou chuva. É encontrada nas cristas da Serra do Mar, em uma região de solos pobres e rasos, sujeitos a longos períodos de neblina (Jacintho, 2003). Segundo dados do Plano de Manejo da APA Capivari-Monos (São Paulo, 2011), 77% do território da APA é composta por vegetação nativa, sendo as bacias hidrográficas da Billings e Guarapiranga as regiões mais antropizadas, onde os loteamentos correspondem à cerca 4% da área (Bellenzani, 2001; Mello-Thery, 2009).

O limite altitudinal da APA estende-se das colinas do planalto à linha de cumeada da Serra do Mar, com altitudes variando entre 747m às margens da represa Billings e 890m na Serra do Mar, no limite entre os municípios de São Paulo e Itanhaém. O clima é caracterizado como tropical sub-oceânico super-úmido do reverso do Planalto Atlântico nas sub-bacias da Billings e Guarapiranga, com temperatura média anual de 18°C e pluviosidade total anual média entre 1400 e 1800 mm. Na bacia do Capivari o clima predominante é o tropical oceânico super-úmido da fachada oriental do Planalto Atlântico, onde existe elevada influência oceânica, com índice pluviométrico atingindo uma média anual de 2200 mm (Tarifa & Armani, 2001).

O Rio Capivari faz parte da Bacia Hidrográfica do Rio Branco (Baixada Santista). Apesar de pertencer a uma drenagem costeira, tem suas nascentes na região de planalto da Serra do Mar e possui um traçado bastante complexo. Inicialmente flui no sentido Sul – Norte, onde faz uma curva de 130°. Depois de alguns quilômetros desvia seu curso e passa a fluir de Oeste para Leste, e por fim, próximo da antiga Estação de Evangelista de Souza, sofre um desvio passando a fluir no sentido Norte – Sul. Logo após este último desvio, recebe as águas do ribeirão dos Monos e passa a chamar-se Rio Capivari – Monos (Ab`Saber, 2007). O Rio Embu-Guaçu (Fig. 1 e 2) faz parte da Sub-Bacia Cotia - Guarapiranga (Alto Tietê). Flui no sentido noroeste, e é um dos formadores da represa Guarapiranga. O Rio Taquacetuba (Fig. 1 e 2) faz parte da Sub-Bacia da Billings (Alto Tietê), fluindo no sentido nordeste com drenagem para represa Billings.

Para o presente estudo foram selecionados os seguintes trechos de coleta nos rios Capivari, Embu-Guaçu e Taquacetuba (Figs. 1 e 2):

Rio Capivari;

- CAP 1 (trecho de nascente) - localizado dentro do Parque Estadual da Serra do Mar, onde predomina a mata nebulosa (Fig 2a).
- CAP 2, CAP 3 e CAP 4 (trecho médio) - entorno apresenta as maiores proporções de mata de toda a APA (> 80 %) e alta concentração de chácaras. O trecho CAP 4 localiza-se à jusante de um reservatório da SABESP (Figs. 2b, 2c e 2d).

A distância entre a nascente CAP 1 e CAP 4 é de 10,0 km, com altitudes variando entre 782m e 737m.

Rio Embu-Guaçu;

- EMB 1 (Trecho de nascente) - localizado, dentro do Parque Estadual da Serra do Mar, apresentando vegetação preservada característica de mata nebulosa (Fig. 2e).

- EMB 2 (trecho médio) e EMB 3 (trecho inferior) - apresentam as maiores porcentagens de vegetação nativa dentre as sub-bacias da Bacia do Guarapiranga, além de extensas e preservadas áreas de várzea e áreas de mineração (São Paulo, 2011) (Figs. 2f e 2g).

A distância entre os pontos EMB 1 e EMB 3 é de 10,7 km, com altitude variando entre 785m e 751m.

Rio Taquacetuba;

- TAQUA 1 (trecho de nascente) - localiza-se à jusante de um represamento, em uma área com predomínio de chácaras (Fig. 2h).
- TAQUA 2 (trecho médio) e TAQUA3 (trecho inferior) - situam-se dentro de um clube campestre, onde existem loteamentos (Figs. 2i e 2j).

A distância entre TAQUA 1 e TAQUA 3 é de 2,03 km, com altitudes variando entre 768m e 739m.

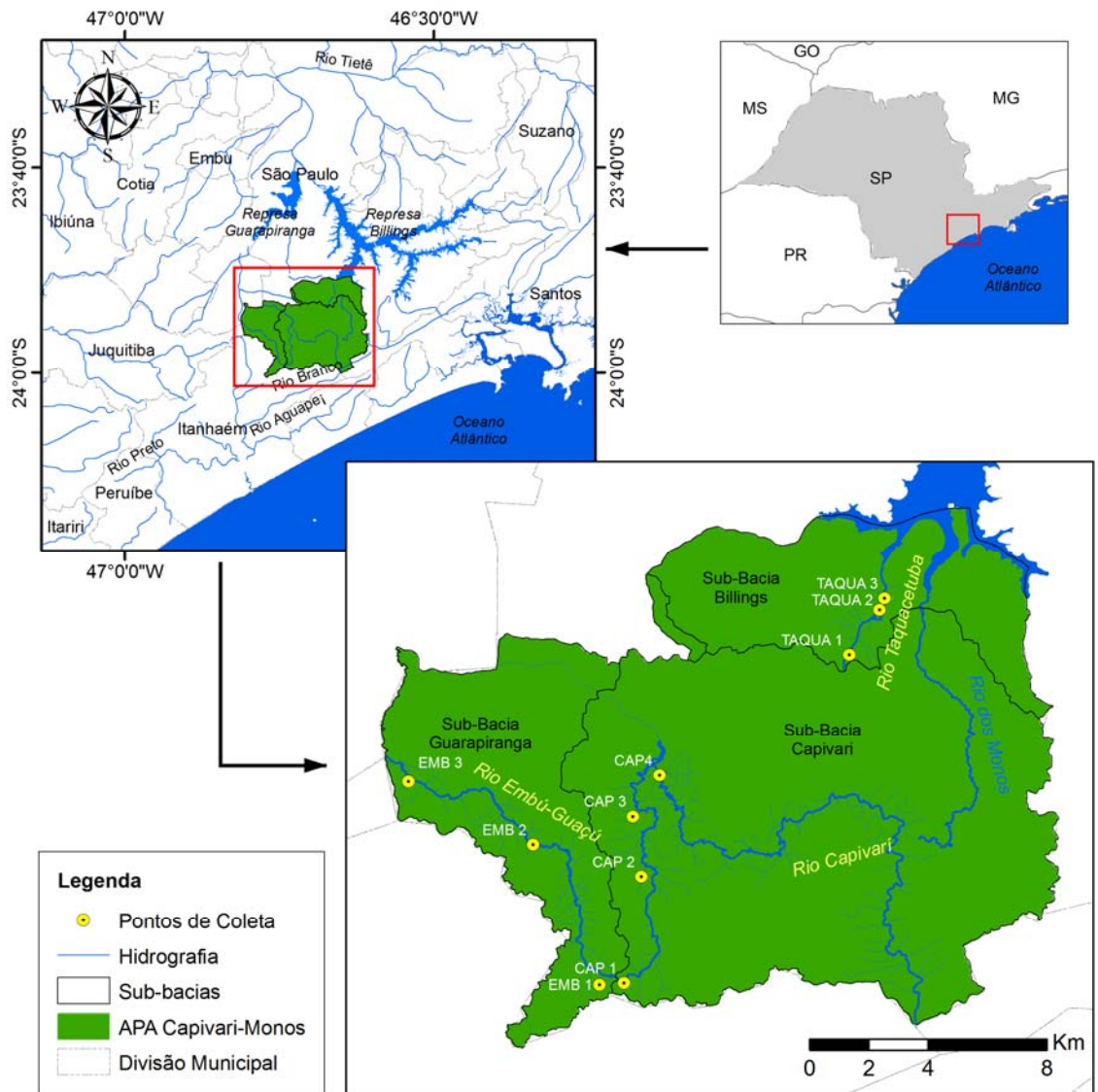


Figura 1 – Localização da área de estudo no Estado de São Paulo, e limites da APA Capivari-Monos (Bacia do Alto Tietê), indicando a localização dos rios e trechos amostrados.

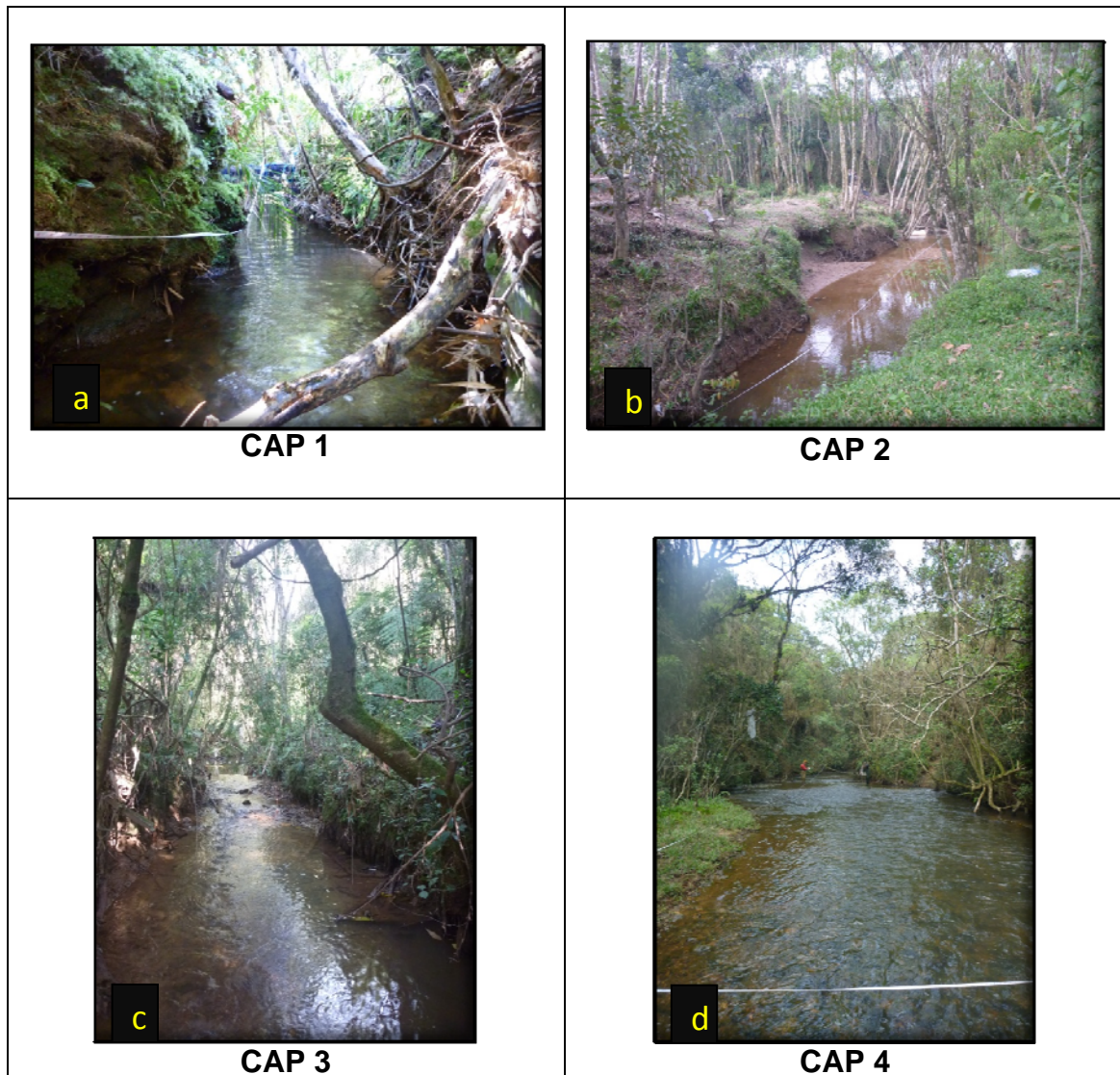


Figura 2 – Aspecto geral dos trechos de coleta. CAP 1 (a), CAP 2 (b), CAP 3 (c) e CAP4 (d), trechos da nascente a foz do Rio Capivari. EMB 1 (e), EMB 2 (f) e EMB 3 (g), trechos do Rio Embu-Guaçu e TAQUA 1 (h), TAQUA 2 (i) e TAQUA 3 (j), trechos do Rio Taquacetuba.



EMB 1



EMB 2



EMB 3



TAQUA 1



TAQUA 2



TAQUA 3

... continuação da Figura 2.

Referências Bibliográficas

- Ab'Saber, A. N. 2007. O que é ser geógrafo: memórias profissionais de Aziz Nacib Ab'Saber em depoimento a Cynara Menezes. – Rio de Janeiro: Record.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz & L. C. Gomes. 2005. Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. *Conservation Biology*, 19 (3): 646-652.
- Araújo-Lima, C. A. R. M.; A. A. Agostinho, N. N. Fabr . 1995 Trophic aspects of fish communities in brazilian rivers and reservoirs. In: Tundisi, J.G.; Bicudo, C. E. M.; T. Matsumura-Tundisi. *Limnology in Brazil*. ABC/SBL, Rio de Janeiro. p.105-136.
- Barrela, W. & M. Petreire Jr. 2003. M. Fish community alterations due to pollution and damming in Tiet  and Paranapanema rivers (Brazil). *River Research and Applications*, (19): 59–76.
- Barreto, A. P. & V. S. UIEDA. 1998. Influence of the abiotic factors on the ichthyofauna composition in different of Capivara River, São Paulo State. *Verhandlungen Internationaler Vereinigung f r Theoretische und Angewandte Limnologie*, 26: 2180-2183.
- Bellenzani, M.L.R. 2001. A Apa municipal do Capivari-Monos como uma estratégia para a prote o dos mananciais da região Metropolitana de São Paulo. Disserta o de Mestrado. USP. Programa de Pós Gradua o em Ciência Ambiental.
- Bojsen, B.H. & R. Barriga. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, 47: 2246-2260.
- Casatti, L.; Langeani, F.; Silva, A. M.; Castro, R. M. C. 2006. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66 (2): 681-696.
- Casatti, L., R. M. Romero, F. B. Teresa, J. Sabino & F. Langeani. 2010. Stream ichthyofauna reflecting conservation gradient in the Bodoquena plateau, Central West of Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(1): 50-59.
- Dale V. H. & S. C. Beyeler. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 1: 3– 10.
- De Cáceres, M.; P. Legendre & M. Moretti. 2010. Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos* (119): 1674–1684.
- Fleischman, E; R. B. Blair & D. D. Murphy. 2001. Empirical validation of a method for umbrella species selection. *Ecological Applications*. 11(1): 489-501.
- Funda o da Universidade de São Paulo (FUSP) - 2001. Plano da Bacia do Alto Tietê, São Paulo. Relatório final.

- Furlan, N. 2010. Distribuição da Ictiofauna do Rio Grande (Alto Tietê, SP) e Níveis da Exposição ao Mercúrio (Hg) ao longo de seu eixo e na zona de influência da Represa Billings. Dissertação de Mestrado. Instituto de pesca. São Paulo, 82p.
- Gerhard, P. 2005. Comunidades de peixes de riachos em função da paisagem da Bacia do Rio Corumbataí, Estado de São Paulo. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, 239p.
- Guimarães, A. T. B; M. S. Menezes & A. C. Peret. 2010. Composição da ictiofauna em função da fisiografia de um riacho costeiro de Floresta Atlântica – Brasil. *Biota Neotropical*. (10): 57-65.
- Jacinto, L. R. C. 2003. Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto como Ferramentas na Gestão Ambiental de Unidades de Conservação: o Caso da Área de Proteção Ambiental (APA) do Capivari-Monos, São Paulo-SP. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. 121p.
- Karr, J. R., 1981, Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*. 6(6): 21-27.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological Methodology*. New York: Harper Collins Publishers, 654p.
- Kronka, F. J. N.; M. A. Nalon; C. K. Matsukuma; M. M. Kanashiro; M. S. S. Ywane; M. Pavão; G. Durigan; L. M. P. R. Lima; J. R. Guillaumon; J. B. Baitello; S. C. Borgo; L. A. Manetti; A. M. F. Barradas; J. C. Fukuda; C. N. Shida. 2005. Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; Instituto Florestal; Imprensa Oficial, 200p.
- Langeani, F. 1989. Ictiofauna do Alto curso do rio Tietê (SP): Taxonomia. Dissertação de Mestrado, Zoologia, Universidade de São Paulo, 231p.
- Lévêque, C. 1997 *Biodiversity Dynamics and Conservation: The Freshwater Fish of Tropical Africa*. Cambridge University Press, Cambridge, 438p.
- Lobo, A. V. P. 2006. Avaliação da Comunidade de peixes do Rio Paraitinga (Alto Tietê, SP) em um mosaico de condições ambientais. Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesca, São Paulo, 125p.
- Manna de Deus, J. R., S. A. Nicolau, M. R. Frizzer-Borges, L. Cortez, R. Iartelli & F. S. D. Silva. Biodiversidade do Alto Curso do Rio Tietê, 2001. Relatório Geral. Centro de Monitoramento Ambiental da Serra do Itapety—Cemasi. Universidade Braz Cubas & Universidade de Mogi das Cruzes, Mogi das Cruzes, SP, Brasil.
- Mello-Théry, N. A. 2009. Pressão urbana em áreas de florestas: história e conflitos políticos da proteção ambiental. *Mercator - Revista de Geografia da UFC*, 8 (16).
- Menezes, N. A. 1996. Padrões de distribuição da biodiversidade dos da mata atlântica do sul e sudeste brasileiro: peixes de água doce. In: Workshop “Padrões de biodiversidade da mata atlântica do sudeste e sul do Brasil”. Campinas, São Paulo.

- Menezes, N.A., S. Weitzman, O. T. Oyakawa, F. Lima, R. Castro, R. & M. Weitzman. 2007. Peixes de água doce da Mata Atlântica. Museu de Zoologia/USP; Conservação Internacional; FAPESP; CNPq, São Paulo. 407p.
- Morsello, C. 2001. Áreas protegidas públicas e privadas: seleção e manejo. Fapesp, São Paulo. 344p.
- Niemi, G.J. & M. E. McDonald. 2004. Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, (35): 89-111.
- Oyakawa, O. T.; A. Akama; K. C. Mautari & J. C. Nolasco. 2006. Peixes de rioachos da Mata Atlântica. *Neotrópica*. 201p.
- Pinto, B. C. T., M. G. Peixoto & F. G. Araújo, 2006. Effects of the proximity from an industrial plant on fish assemblages in the rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 4: 269–278.
- Reis, R.E.; S.O. Kullander & C.F. Ferraris-Jr. 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central América. Porto Alegre, Editora PUCRS, 729p.
- Rodrigues, A. S. L., S. J. Andelman, M.I. Bakarr, L. Boitani, T. Brooks, R. M. Cowling, L. D. C. Fishpool, G. A. B. Fonseca, K. J. Gaston, M. Hoffmann. 2003. Global gap analysis: towards a representative network of protected areas. *Advances in Applied Biodiversity Science*. (5): 1-98.
- Sabino, J. & R. M. C. Castro. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (sudeste do Brasil). *Rev. Bras. Biol.* 50: 23-36.
- São Paulo. 2011. Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos. Sistema de informação para o Gerenciamento de Recursos hídrico do estado de São Paulo. Acesso em 19/08/2011.
- Sazima, I. 2004. Peixes: classe Actinopterygii. In *Animais da Mata Atlântica: patrimônio natural do Brasil*. Empresa das Artes, São Paulo, p. 138-147.
- Schaefer, S.A. 1998. Conflict and resolutions impacts of new taxa on phylogenetics studies of the Neotropical, p. 364-400. In: L.R. Malabarba; R.E. Reis; R.P. Vari; M.S. Lucena & C.A.S. Lucena (Eds). *Phylogeny and classification of Neotropical fishes*. Porto Alegre, Editora PUC-RS, 603p.
- Schlosser, I.J. 1990. Environmental variation, life history attributes, and community structure in stream fish: implications for environmental management. *14*: 621-628.
- Silva, R. T. & M. F. A. Porto. 2003. Gestão urbana e gestão das águas: caminhos da integração. *Revistas de Estudos Avançados da Universidade de São Paulo*, São Paulo, 17 (47): 129-145.
- Silva, F. S. D., J. R. M. Deus & A. W. Hilsdorf. 2006. The upper reached ichthyofauna of the Tietê River, São Paulo, Brazil: aspects of their diversity and conservation. *Biodiversity and Conservation*, 15(11): 3569-3577.

- Súarez, Y. R. & M. Petrere Jr. 2006. Gradientes de diversidade nas comunidades de peixes da bacia do rio Iguatemi, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zologia*, Porto Alegre, 96 (2):197-204.
- Tarifa, J. R. & G. Armani. 2001. Os Climas Urbanos. In TARIFA, J. R.; AZEVEDO, T.R. Os Climas na Cidade de São Paulo. GEOUSP 4, Pró-Reitoria de Cultura e Extensão Universitária. Universidade de São Paulo, 199 p.
- Tejerina-Garro, FL., M. Maldonado, C. Bañez, D. Pont, N. Roset and T. Oberdorff. 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, vol. 48, p. 91-108.
- Vari, R. P. & L. R. Malabarba. 1998. Neotropical Ichthyology: An Overview. In: Malabarba, L. R.; Reis, R. E.; Vari, R. P.; Lucena, Z. M. S. & Lucena, C. A. S. eds. *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes*. Porto Alegre, Edipucrs. p.1-11.

Apresentação da Dissertação

Para facilitar a publicação dos resultados, após a incorporação das sugestões feitas pela banca, a dissertação será apresentada em dois capítulos na forma de manuscrito. O primeiro capítulo seguiu as normas da revista *Neotropical Ichthyology* e o segundo da *Revista Biología Tropical*.

CAPÍTULO 1 - A ictiofauna de uma Unidade de Conservação (APA Capivari-Monos) do Município de São Paulo (SP, Brasil), e sua relação com alguns fatores ambientais.

- Foi avaliada a composição, estrutura e distribuição da ictiofauna dos três principais rios da APA Capivari-Monos, verificando-se a relação com as diferentes variáveis ambientais.

CAPÍTULO 2 – Peixes como bioindicadores em rios de uma Unidade de Conservação da Mata Atlântica (APA Capivari-Monos, São Paulo, SP – Brasil).

- Foi avaliada a distribuição da assembléia de peixes dos três principais rios da APA Capivari-Monos, identificando-se as espécies indicadoras para cada um dos três rios estudados e para os trechos de nascente, médio e inferior dos mesmos.

CAPÍTULO 1 - A ictiofauna de uma Unidade de Conservação (APA Capivari-Monos) do Município de São Paulo (SP, Brasil), e sua relação com alguns fatores ambientais.

A ictiofauna de uma Unidade de Conservação (APA Capivari-Monos) do Município de São Paulo, SP, Brasil, e sua relação com alguns fatores ambientais.

João Alberto Paschoa dos Santos¹, Katharina Eichbaum Esteves²

¹ Programa de Pós-Graduação em Aqüicultura e Pesca do Instituto de Pesca, Secretaria da Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, Av. Francisco Matarazzo, 455, 05001-900 São Paulo, SP, Brasil. joao@unisanta.br

² Centro de Pesquisa e Desenvolvimento em Recursos Hídricos, Instituto de Pesca, APTA, Secretaria da Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo.

Resumo

A composição e distribuição da ictiofauna e sua associação com fatores ambientais foram estudadas em uma Área de Proteção Ambiental com predomínio de Mata Atlântica do Município de São Paulo. Foram registrados dados ambientais e coletados peixes em 10 pontos em três rios nos períodos chuvoso (dezembro – 2009) e seco (julho – 2010) utilizando-se pesca elétrica. A ordenação dos dados ambientais através de uma Análise de Componentes Principais (ACP) indicou que o pH, temperatura e o Índice de Qualidade de Habitat (IQH) tiveram maior influência na variação dos dados. Foram coletadas 25 espécies, sendo 12 no Rio Capivari, 14 no Embu-Guaçu e 16 no Taquacetuba. O diagrama de ordenação das densidades das espécies através de uma Análise de Redundância (RDA) indicou que *Phalloceros* spp., *Hyphessobrycon reticulatus*, *Geophagus brasiliensis* e *Pseudocorynopoma heterandria* foram alocadas do lado direito do eixo 1 e estiveram associadas a valores mais elevados de fósforo total, temperatura, condutividade e silte. Já *Characidium oiticicai*, *Gymnotus* spp. e *Imparfinis mirini* estiveram alocadas do lado positivo do eixo 2 e associadas a valores mais baixos de nitrogênio total e condutividade. A RDA aplicada aos atributos da comunidade indicou que a formação do eixo 1 foi explicada por maiores valores de biomassa, diversidades de Shannon e Alfa, além de baixa equitatividade e dominância. Considerando a distribuição restrita de algumas espécies como *Glandulocauda melanopleura*, *Pseudocorynopoma heterandria*, *Trichomycterus paolence*, *Hyphessobrycon duragenys* e *Pseudotocinclus tietensis*, e o seu enquadramento como “ameaçadas de extinção”, é necessário que sejam tomadas medidas efetivas de conservação e preservação destes corpos d’água.

Palavras-chave: qualidade da água, Represa Billings, Represa Guarapiranga, Região Metropolitana de São Paulo, estrutura de comunidades de peixes.

Abstract

The composition and distribution of fish species and their association with environmental factors were studied in an Atlantic Forest environmental protection area (APA Capivari-Monos) in the Municipality of São Paulo. Environmental data was recorded and fish collected in three rivers at ten sites in the rainy (December/2009) and dry season (July/2010) using electrofishing. The ordination of environmental data through a Principal Component Analysis (PCA) indicated that the pH, temperature and Habitat Quality Index (HQI) had the greatest influence on variation of the data. Twenty five species were registered: 12 in the Capivari River, 14 in the Embu Guaçu and 16 in the Taquacetuba. The ordination diagram of species densities through a Redundancy Analysis (RDA) indicated that *Phalloceros* spp. *Hyphessobrycon reticulatus*, *Geophagus brasiliensis* and *Pseudocorynopoma heterandria* were associated with higher values of total phosphorus, temperature, conductivity and silt, while *Characidium oiticicai*, *Gymnotus* sp., *Imparfinis mirini* were associated with lower values of total nitrogen and conductivity. The RDA applied to the community attributes indicated that the first axis was explained by higher values of biomass and Shannon and Alpha diversity and low evenness and dominance. Considering the restricted distribution of some species like *Glandulocauda melanopleura*, *Pseudocorynopoma heterandria*, *Trichomycterus paolence*, *Hyphessobrycon duragenys*, *Pseudotocinclus tietensis* and the fact that they are extinction threatened, conservation and preservation strategies of these water bodies are urgently needed.

Key words: Water quality, Billings Dam, Guarapiranga Dam, Metropolitan Region of São Paulo, fish community structure.

Introdução

A conservação da fauna e flora tem sido a principal razão para o estabelecimento da maioria das áreas protegidas nos últimos 30 anos. Uma vez que pouco mais de 5% destas áreas nos trópicos foram inventariadas para um ou mais grupos de organismos, um desafio urgente é que levantamentos da fauna de ambientes aquáticos sejam realizados nestes locais. Esta abordagem pode levar ao melhor entendimento da diversidade e distribuição geográfica das espécies, contribuindo para prevenir a extinção de formas endêmicas (Agostinho *et al.*, 2005). Todavia, segundo Rosa & Lima (2008), constata-se que as unidades de conservação não asseguram adequadamente a conservação da ictiofauna brasileira, pois muitas vezes as estratégias adotadas visam primordialmente à conservação da biodiversidade terrestre.

No extremo sul do Município de São Paulo predominam áreas naturais que, além de proteger mananciais de água importantes para o abastecimento da cidade de São Paulo conservam o pouco do que resta da paisagem natural na capital paulista. Cabe ressaltar que esta área está inserida na região declarada pela UNESCO como Reserva da Biosfera do Cinturão Verde do Município de São Paulo (Jacintho, 2003).

Segundo Castro *et al.* (2003), aproximadamente 70% das sub-bacias no Estado de São Paulo ainda não foram estudadas satisfatoriamente com relação à ictiofauna, fato este também observado para a Bacia do Alto Tietê, considerada um “hotspot” para a conservação de peixes pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2000).

A Bacia do Alto Tietê é uma área geográfica natural, caracterizada por possuir um grande número de espécies endêmicas (Langeani, 1989) que, no entanto, está sujeita aos crescentes impactos urbanos e industriais da Região Metropolitana de São Paulo. Ainda são poucos os estudos realizados em rios e riachos nesta região, podendo citar-se os trabalhos de Langeani (1989), que registrou a presença de 42 espécies, das quais 38% possuem distribuição restrita ao Alto Tietê, e Barrella & Petrere (2003) que estudaram os peixes do Rio Tietê ao longo de toda a sua extensão. Estudos pontuais também foram

realizados nos rios Paraitinga e Biritiba-Mirim, visando um levantamento prévio da ictiofauna em função da construção de dois reservatórios na região (Manna de Deus *et al.*, 2001; Silva *et al.*, 2005). Mais recentemente, esforços têm sido direcionados particularmente para estudos de riachos, podendo citar-se os trabalhos de Lobo (2006) no Rio Paraitinga, e Furlan (2010) no Rio Grande, um dos principais formadores da Represa Billings. No entanto, estes trabalhos foram realizados em regiões já sujeitas a diferentes influências antrópicas, indicando a importância de se conhecer melhor a diversidade de peixes em áreas protegidas da Bacia do Alto Tietê.

Segundo Castro & Menezes (1998), o conhecimento da estrutura e organização das comunidades de peixes de ambientes de riachos e cabeceiras são prioritários, tendo em vista o elevado grau de endemismo e o grande número de espécies desconhecidas de pequeno porte que neles habitam. Estes ambientes, por conta das suas dimensões físicas reduzidas, são facilmente alterados por intervenções antrópicas em suas bacias de drenagem, destacando-se os riachos de Mata Atlântica, que pelo pequeno porte e vazão limitada, são mais sensíveis às ações antropogênicas do que os cursos de águas maiores (Barreto & Aranha, 2005).

Embora maior compreensão sobre os padrões de distribuição e influência de impactos antrópicos sobre comunidades de peixes na região de Mata Atlântica ainda seja necessária, diversos estudos têm procurado abordar aspectos voltados para um melhor conhecimento da distribuição de peixes em rios (Abes & Agostinho, 2001; Casatti *et al.*, 2010). Associações entre variáveis ambientais e a comunidade de peixes também foram estudadas, distinguindo padrões entre comunidades impactadas e não impactadas por distúrbios antropogênicos (Gerhard *et al.*, 2004; Gerhard, 2005).

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi determinar a composição, estrutura e distribuição da ictiofauna de três riachos das principais Bacias Hidrográficas da APA Capivari – Monos, localizada na zona sul do município de São Paulo, identificando as principais características ambientais relacionadas à estrutura destas comunidades.

Material e Métodos

Área de estudo

A APA Capivari–Monos está situada no extremo sul do município de São Paulo, na área de Proteção aos Mananciais, integrando a Reserva da Biosfera do Cinturão Verde da Cidade de São Paulo entre as coordenadas 23°50' e 24°00'S; 46°37' e 46°49'W. Com 251 km², que correspondem à aproximadamente um sexto do território do município de São Paulo, seus limites a leste, oeste e sul, coincidem com os do município (Figura 1). Ao norte sua delimitação é definida pelo Ribeirão Vermelho, formador da Represa Guarapiranga, e pela presença da Cratera do Colônia. A área protegida envolve parte das bacias hidrográficas dos reservatórios Guarapiranga (Oeste) e Billings (Nordeste), além de toda a bacia dos rios Capivari e Monos (Jacintho, 2003).

Abriga significativos remanescentes de Mata Atlântica (Floresta Ombrófila Densa), sendo 65,13% da área total da APA composta por esta formação vegetal, que contribui para a proteção das cabeceiras dos principais cursos d'água que abastecem a região metropolitana de São Paulo (São Paulo, 2011). Na região ocorrem duas principais formações vegetais: Mata Ombrófila Densa Montana, encontrada em manchas pequenas próximas à represa Billings e na Cratera do Colônia, e Mata Nebular. Esta está sujeita à alta umidade do ar proveniente dos ventos úmidos que sopram do mar, sobem a serra e se resfriam, provocando precipitação na forma de nevoeiro ou chuva. É encontrada nas cristas da Serra do Mar, em uma região de solos pobres e rasos, sujeitos a longos períodos de neblina (Jacintho, 2003). Segundo dados do Plano de Manejo da APA Capivari-Monos (São Paulo, 2011), 77% do território da APA é composta por vegetação nativa, sendo as bacias hidrográficas da Billings e Guarapiranga as regiões mais antropizadas, onde os loteamentos correspondem à cerca 4% da área (Bellenzani, 2001; Mello-Thery, 2009).

O limite altitudinal da APA estende-se das colinas do planalto à linha de cumeada da Serra do Mar, com altitudes variando entre 747m às margens da represa Billings e 890m na Serra do Mar, no limite entre os municípios de São Paulo e Itanhaém. O clima é caracterizado como tropical sub-oceânico super-úmido do reverso do Planalto Atlântico nas sub-bacias da Billings e Guarapiranga, com temperatura média anual de 18°C e pluviosidade total anual média entre 1400 e 1800 mm (Tarifa & Armani, 2001). Na bacia do Capivari o clima predominante é o tropical oceânico super-úmido da fachada oriental do Planalto Atlântico, onde existe elevada influência oceânica, com índice pluviométrico atingindo uma média anual de 2200 mm (Tarifa & Armani, 2001).

O Rio Capivari faz parte da Bacia Hidrográfica do Rio Branco (Baixada Santista). Apesar de pertencer a uma drenagem costeira, tem suas nascentes na região de planalto da Serra do Mar e possui um traçado bastante complexo. Inicialmente flui no sentido Sul – Norte, onde faz uma curva de 130°. Depois de alguns quilômetros desvia seu curso e passa a fluir de Oeste para Leste, e por fim, próximo da antiga Estação de Evangelista de Souza, sofre um desvio passando a fluir no sentido Norte – Sul. Logo após este último desvio, recebe as águas do ribeirão dos Monos e passa a chamar-se Rio Capivari – Monos (Ab'Saber, 2007). No Rio Capivari foram selecionados quatro trechos para estudo: CAP 1 que está localizado dentro do Parque Estadual da Serra do Mar, onde predomina a mata nebulosa, e CAP 2, CAP 3 e CAP 4 (trecho médio), onde o entorno apresenta as maiores proporções de mata de toda a APA (> 80 %) e alta concentração de chácaras. O trecho CAP 4 localiza-se à jusante de um reservatório da SABESP. A distância entre a nascente CAP 1 e CAP 4 é de 10,0 km, com altitudes variando entre 782m e 737m.

O Rio Embu-Guaçu faz parte da Sub-Bacia Cotia - Guarapiranga (Alto Tietê). Flui no sentido noroeste, e é um dos formadores da represa Guarapiranga. A estação EMB 1 está localizada próximo à nascente, dentro do Parque Estadual da Serra do Mar, apresentando vegetação preservada característica de mata nebulosa. As estações EMB 2 e EMB 3 situam-se nos trechos médio e inferior respectivamente, apresentando as maiores porcentagens de vegetação nativa dentre as sub-bacias da Bacia do Guarapiranga, além de extensas e preservadas áreas de várzea e áreas de

mineração (São Paulo, 2011). A distância entre os pontos EMB 1 e EMB 3 é de 10,7 km., com altitude variando entre 785m e 751m.

O Rio Taquacetuba faz parte da Sub-Bacia da Billings (Alto Tietê), fluindo no sentido nordeste com drenagem para a represa Billings. A estação TAQUA 1 está localizada próximo à nascente, à jusante de um represamento, em uma área com predomínio de chácaras. Os trechos médio e inferior (TAQUA 2 e 3) situam-se dentro de um clube campestre, onde existem loteamentos. A distância entre TAQUA 1 e TAQUA 3 é de 2,03 km, com altitudes variando entre 768m e 739m.

Para o presente trabalho foram selecionados diferentes trechos no curso d'água principal de cada uma das três sub-bacias hidrográficas que compõem a APA (Fig. 1). Os trechos de nascente dos três rios foram classificados como sendo de primeira ordem e os demais de terceira.

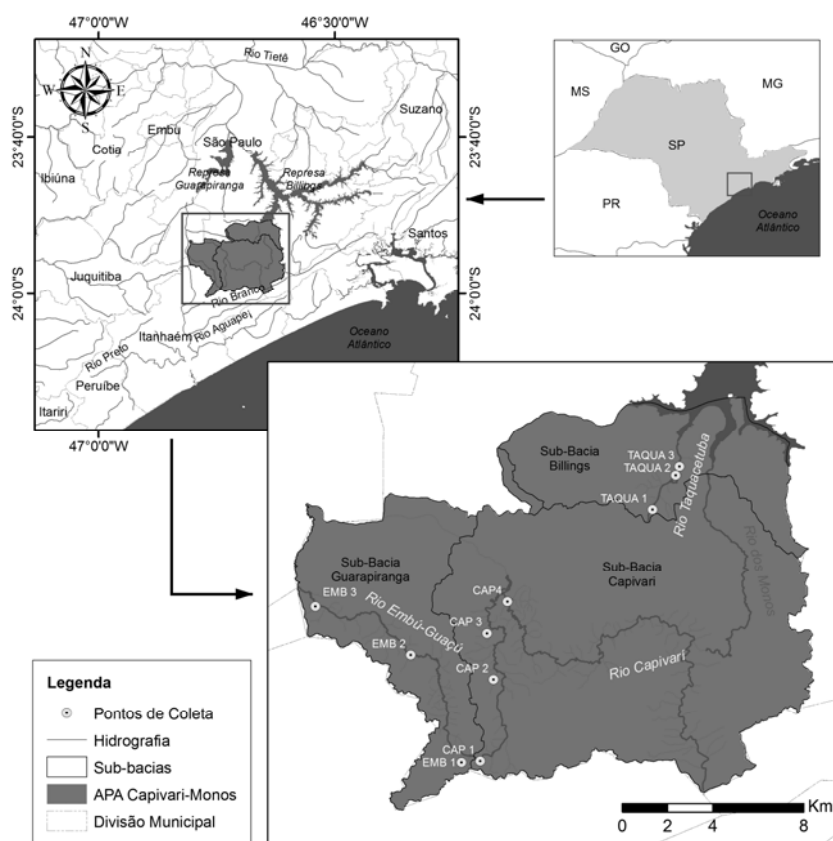


Figura 1 – Localização da área de estudo no estado de São Paulo e limites da APA Capivari-Monos (Bacia do Alto Tietê) indicando a localização dos rios e trechos amostrados.

Coleta de dados

As coletas foram realizadas nos períodos chuvoso (dezembro/2009) e seco (julho/2010). Os peixes foram coletados com equipamento de pesca elétrica, utilizando-se um gerador Motomil MG950 (800w, 220v, 3,6A), com saídas para dois puçás, de acordo com Penczak (1981). Em cada estação de coleta, foram realizadas três remoções sucessivas em trechos de 50 m, seguindo metodologia proposta por Mazzoni *et al.* (2000). Os exemplares capturados foram fixados em formol 10%, e após duas semanas transferidos para álcool 70%. As espécies foram identificadas por especialistas do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo e chaves de identificação de Britski (1972) e Britski *et al.* (1986). Exemplares testemunho foram depositados na Coleção de Peixes do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, recebendo os números de tombo de 108577 a 108679.

Variáveis ambientais

Variáveis físicas e químicas da água como temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}), condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), turbidez (NTU), sólidos totais dissolvidos – STD (g.l^{-1}) e pH, foram registradas em campo utilizando-se uma multissonda Horiba U-22. Para as demais análises, as amostras de água foram coletadas, mantidas no gelo e a seguir analisadas em laboratório. Foram determinados o fósforo total (mg.l^{-1}), ortofosfato (mg.l^{-1}), nitrogênio total (mg.l^{-1}), amônia (mg.l^{-1}), nitrito (mg.l^{-1}) e nitrato (mg.l^{-1}), de acordo com APHA (2005).

No campo foram realizadas medidas da velocidade da água utilizando-se um fluxômetro General Oceanics 2030R6 para posterior cálculo da vazão, de acordo com Santos *et al.* (2001). Com a finalidade de avaliar o nível de preservação das condições ecológicas nas diferentes estações de coleta, aplicou-se um protocolo de avaliação rápida (Índice de Qualidade de Habitat – IQH). A metodologia aplicada seguiu o protocolo proposto por Callisto *et al.* (2002), que avalia as características dos trechos através de dois conjuntos de atributos. O primeiro conjunto avalia o nível de impacto decorrente de atividades antrópicas através dos seguintes atributos: tipo de ocupação das margens do corpo d'água; erosão próxima e/ou nas margens do rio e

assoreamento em seu leito; alterações antrópicas; cobertura vegetal no leito; odor, oleosidade e transparência da água; referente ao substrato qualidade do fundo, além da oleosidade e odor. Já o segundo busca avaliar as condições do habitat e nível de conservação das condições naturais através da quantidade e diversidade de substrato; extensão e frequência de rápidos; tipo de substrato; deposição de lama; depósitos sedimentares; alteração do canal do rio; características do fluxo d'água; presença e extensão da mata ciliar; estabilidade das margens e presença de plantas aquáticas. A somatória das notas atribuídas a cada parâmetro fornece a pontuação final de cada trecho. A pontuação varia de 0 a 100, sendo os valores de 0 a 40 representam trechos "impactados"; de 41 a 60 trechos "alterados"; e acima de 61 trechos "naturais".

Foram também registradas a profundidade (m), largura (m) e cobertura vegetal (%), avaliada visualmente. O substrato também foi classificado visualmente e categorizado percentualmente em frações de silte (<0,063 mm), areia (0,063mm – 2 mm), cascalho (2 – 16mm), seixos (16 – 64 mm) e matacões (64 – 128 mm), seguindo escala de Wentworth (Allan, 1995). A área total de cada trecho amostrado foi calculada através do somatório de subáreas obtidas a cada dez metros.

Análise de dados

Para a ordenação das características ambientais foi realizada uma Análise de Componentes Principais (ACP). Os dados da matriz ambiental foram testados quanto à normalidade, e aqueles que não seguiram este pressuposto, transformados em $\log(x+1)$. As variáveis quantificadas em porcentagem foram transformadas em arcoseno (Zar, 2010).

Os seguintes atributos da comunidade foram analisados para as duas épocas do ano: diversidade de Shannon (Krebs, 1989), diversidade α -Fisher (Fisher *et al.*, 1943), riqueza de Margalef (Ludwig & Reynolds, 1988), e equitatividade (Pielou, 1989). Os dados foram processados no programa PAST, versão 1.90 (Hammer *et al.*, 2001).

A estruturação quantitativa e dos atributos da comunidade foi avaliada através de uma análise de redundância (RDA). Esta análise é uma extensão

canônica da Análise de Componentes Principais (ACP) e representa uma forma de análise direta de gradiente que descreve a variação de dois conjuntos de dados. Para estas análises foi utilizada a mesma matriz ambiental transformada na ACP. Os dados de densidade foram transformados na distância de Hellinger, que reduz os efeitos de abundância nula inerente a pesquisas biológicas e melhor resolve as semelhanças proporcionais entre as espécies menos comuns e as abundantes (Legendre & Gallagher, 2001). A significância de cada variável para cada eixo foi determinada utilizando-se matrizes nulas obtidas por permutação de Monte Carlo (Hope, 1968) com 9999 permutações, a um nível de significância de $P = 0,05$. Para analisar a relação dos atributos com as variáveis ambientais, inicialmente foi realizada uma RDA para cada atributo individualmente. A partir destes resultados foram selecionadas as variáveis ambientais significativas ($p < 0.05$), utilizadas na análise conjunta dos atributos da comunidade. Todas as análises foram processadas no programa CANOCO (versão 4.5) (ter Braak & Smilauer, 2002).

Resultados

Características ambientais

A precipitação total mensal para o Município de São Paulo durante o período de estudo variou de 9.2 mm (estação seca) a 74.4 mm (estação chuvosa), e a temperatura média de 19.5 °C (seca) a 24.5 °C (chuvosa) (São Paulo, 2011).

Conforme indica a Tabela 1, a temperatura, condutividade, sólidos totais dissolvidos, pH, amônio, nitrato e nitrogênio total, de modo geral, foram mais elevados no Rio Taquacetuba do que nos rios Capivari e Embu-Guaçu. De modo geral, as variáveis físicas e químicas variaram pouco ao longo do gradiente longitudinal, com exceção do nitrogênio total e turbidez.

Considerando-se as características do habitat, a cobertura vegetal foi a única variável que apresentou valores crescentes no sentido cabeceira-foz no Rio Taquacetuba, enquanto que no Rio Capivari esta diminuiu. O Rio Embu-Guaçu diferenciou-se dos demais quanto ao substrato, composto

predominantemente por matacões e troncos, enquanto que no Rio Capivari predominaram areia e silte, e no Taquacetuba folhiço e areia. Os resultados do IQH indicaram que todos os rios apresentaram condições preservadas (> 61 pontos), exceto o trecho médio do Rio Capivari (CAP 2) e os trechos inferiores dos rios Taquacetuba (TAQUA 3) e Embu-Guaçu (EMB 3) que foram classificados como alterados com 53, 59 e 60 pontos respectivamente.

A ACP realizada para as variáveis ambientais (Fig. 2) indicou que o pH, temperatura e IQH foram as principais variáveis que contribuíram para a formação do eixo 1, explicando 35.3 % da variação, enquanto que o oxigênio dissolvido e areia contribuíram para a formação do eixo 2. O eixo 1 separou os trechos amostrais em função da época do ano, sendo que de modo geral todos os trechos do período seco alocaram-se do lado positivo. Já os trechos do período chuvoso, foram alocados do lado negativo do eixo, estando associados à maiores valores de condutividade, pH e temperatura. O eixo 2 separou os diferentes trechos do Taquacetuba dos demais rios, indicando uma associação à maiores valores de condutividade e pH, baixo oxigênio dissolvido e substrato pouco arenoso. Os Rios Capivari e Embu-Guaçu caracterizaram-se por apresentar condições mais semelhantes, com IQH e oxigênio dissolvido mais elevado e baixa condutividade.

Tabela 1 – Ordem, localização e valores médios dos parâmetros físicos e químicos da água e descritores do habitat (estações chuvosa e seca) dos dez trechos amostrados na APA Capivari-Monos. Rio Capivari (Cap 1, 2, 3 e 4); Embu-Guaçu (Emb 1, 2 e 3) e Taquacetuba (Taqua 1, 2 e 3). \bar{x} média; DP – desvio padrão; OD – oxigênio dissolvido; STD – sólidos totais dissolvidos; IQH – índice de qualidade do habitat.

Estações de coleta	Nascente			Trecho Médio					Trecho Inferior		Rio \bar{x} e DP		
	Cap1	Emb1	Taqua1	Cap2	Cap3	Cap4	Emb2	Taqua2	Emb3	Taqua3	Capivari	Embu-Guaçu	Taquacetuba
Ordem	1 ^a	1 ^a	1 ^a	3 ^a	3 ^a	3 ^a	3 ^a	3 ^a	3 ^a	3 ^a			
Latitude (sul)	23°59'	23°59'	23°53'	23°57'	23°56'	23°55'	23°56'	23°52'	23°55'	23°52'			
Longitude (oeste)	46°44'	46°44'	46°40'	46°43'	46°44'	46°43'	46°45'	46°39'	46°48'	46°39'			
Altitude (m)	782	785	768	748	739	737	760	761	751	739			
Temperatura (°C)	20.50	21.60	23.45	21.95	21.60	22.55	20.60	21.75	20.80	24.60	21.77 ± 2.41	21.20 ± 1.50	23.27 ± 3.73
OD (mg.L ⁻¹)	7.81	8.63	6.94	8.93	8.79	9.07	8.88	8.95	8.49	8.46	8.64 ± 0.72	8.67 ± 0.43	8.11 ± 1.24
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	22.50	18.00	33.00	20.50	23.00	24.00	17.50	24.00	19.50	27.50	22.50 ± 2.93	18.33 ± 1.21	28.17 ± 4.26
Turbidez (NTU)	31.35	36.10	72.30	191.00	115.00	33.25	122.85	110.50	75.35	68.05	92.65 ± 85.20	78.10 ± 73.07	83.62 ± 32.51
STD (g.L ⁻¹)	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01 ± 0.01	0.01 ± 0.00	0.02 ± 0.00
pH	4.34	4.57	5.73	5.35	5.66	5.35	4.84	5.24	5.15	5.69	5.50 ± 0.55	4.85 ± 0.27	5.55 ± 0.51
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0.002	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.004	0.003	0.003	0.003	0.003 ± 0.001	0.003 ± 0.00	0.002 ± 0.001
Amônio (mg.L ⁻¹)	0.34	0.33	0.57	0.33	0.37	0.43	0.28	0.32	0.31	0.37	0.34 ± 0.12	0.30 ± 0.09	0.42 ± 0.16
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0.08	0.07	0.11	0.07	0.10	0.10	0.06	0.11	0.05	0.07	0.08 ± 0.03	0.06 ± 0.01	0.10 ± 0.03
Nitrogênio total (mg.L ⁻¹)	0.58	0.48	0.64	0.60	0.63	0.65	0.60	0.81	0.79	0.73	0.61 ± 0.32	0.70 ± 0.35	0.73 ± 0.33
Ortofosfato (mg.L ⁻¹)	0.04	0.01	0.03	0.02	0.02	0.03	0.03	0.04	0.02	0.02	0.01 ± 0.02	0.03 ± 0.01	0.03 ± 0.01
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	0.06	0.04	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.07	0.06	0.06	0.06 ± 0.02	0.06 ± 0.03	0.06 ± 0.03
Vazão (m ³ .s ⁻¹)	0.001	0.01	0.03	0.13	0.07	1.22	0.40	0.04	0.62	0.22	0.35 ± 0.68	0.34 ± 0.39	0.10 ± 0.15
IQH	98	89	65	53	87	88	67	61	60	59	82 ± 18	72 ± 14	62 ± 3
Profundidade média (m)	0.49	0.17	0.28	0.34	0.36	0.37	0.76	0.45	0.89	0.60	0.35 ± 0.11	0.60 ± 0.35	0.44 ± 0.27
Cobertura vegetal (%)	92.5	80.0	50.0	20.0	65.0	15.0	35.0	83.0	70.0	90.0	48.1 ± 35.1	61.7 ± 23.2	74.2 ± 24.2
Largura média (m)	0.71	1.2	1.7	2.3	1.7	7.5	1.4	2.7	2.1	3.0	3.1 ± 3.0	3.7 ± 1.7	2.1 ± 1.0
Cascalho (%)	10.0	22.5	0.0	10.0	37.5	18.5	0.0	0.0	2.5	2.5	19.0 ± 23.0	8.3 ± 13.7	0.9 ± 2.04
Matacão(%)	32.5	52.5	0.0	0.0	0.0	4.5	30.0	0.0	30.0	0.0	9.3 ± 20.8	37.5 ± 29.6	0 ± 0
Tronco (%)	2.5	3.5	12.5	7.5	10.0	2.0	32.5	7.5	17.5	8.5	5.5 ± 4.1	17.8 ± 13.9	9.5 ± 6.9
Areia (%)	50.0	6.5	10.0	77.5	47.5	15.0	12.5	35.0	15.0	47.5	47.5 ± 30.2	11.3 ± 13.0	30.8 ± 29.0
Seixo (%)	2.5	12.5	0.0	5.0	2.5	60.0	0.0	0.0	0.0	0.0	17.5 ± 28.5	4.2 ± 8.0	0 ± 0.0
Folhido (%)	2.5	2.5	50.0	0.0	2.5	0.0	2.5	32.5	5.0	26.5	1.3 ± 2.3	3.3 ± 4.1	36.3 ± 20.3
Silte (%)	0.0	0.0	28.0	0.0	0.0	0.0	22.5	25.0	30.0	15.0	0.0 ± 0.0	17.5 ± 21.8	22.5 ± 24.0

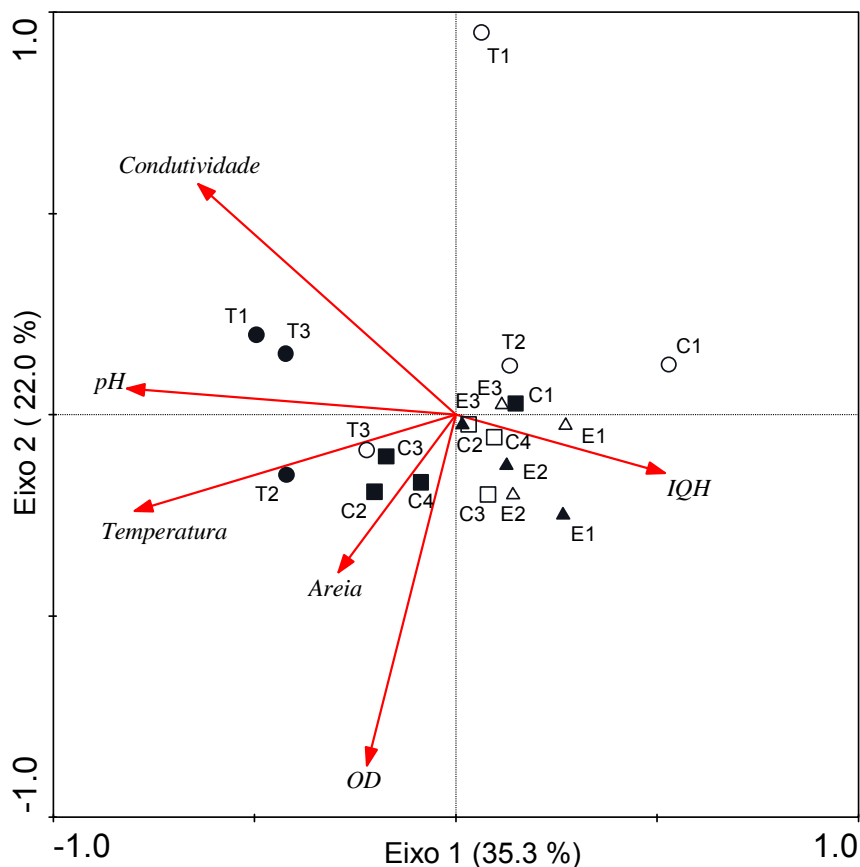


Figura 2 – Diagrama de ordenação pela ACP das unidades amostrais nos períodos chuvoso e seco dos rios da APA Capivari-Monos. Variáveis ambientais indicadas pelos vetores. Rio Embu-Guaçu - \triangle (E1, E2 e E3); Rio Capivari - \square (C1, C2, C3 e C4); Rio Taquacetuba - \circ (T1, T2 e T3). Período seco – símbolos vazados; período chuvoso – símbolos preenchidos; IQH – índice de qualidade de habitat, OD – oxigênio dissolvido.

Ictiofauna

Nas duas campanhas foram coletados 1107 exemplares, totalizando 2.702,8 g em termos de biomassa. Foram registradas 25 espécies de peixes nos três rios amostrados, das quais duas ocorreram exclusivamente no período chuvoso e nove no período seco (Tabela 2). Foram identificadas seis ordens e 12 famílias, sendo Characidae a mais representativa, com oito espécies, seguida de Loricariidae e Gymnotidae, ambas com três espécies (Tabela 2).

As espécies que apresentaram maior abundância relativa foram *Phalloceros* spp., *Gymnotus pantherinus* e *Pseudotocinclus tietensis* (Tabela 2). Algumas espécies tais como *Characidium oiticicai*, *Hyphessobrycon*

reticulatus, *Gymnotus pantherinus*, *Gymnotus* spp., *Phalloceros* spp. e *Geophagus brasiliensis* apresentaram ampla distribuição ao longo dos rios. A maior contribuição em termos de biomassa na nascente e no trecho médio foi de *G. pantherinus* e no trecho inferior de *G. brasiliensis* (Tabela 2).

Com relação aos atributos da comunidade (Tabela 2), o Rio Embu-Guaçu apresentou valores mais elevados de diversidade de Shannon (H'), diversidade α -Fisher, Equitatividade (E) e Riqueza de Margalef, seguido pelo Capivari e Taquacetuba.

O diagrama de ordenação da densidade das espécies (RDA) (Fig. 3) explicou aproximadamente 49% das variações dos dados para os quatro primeiros eixos. Destes, 18,6% dos dados foram explicados pelo eixo 1 e 11,1% pelo eixo 2. O eixo 1 ordenou as espécies com maior densidade do lado positivo do eixo tais como *Phalloceros* spp., *Hyphessobrycon reticulatus*, *Geophagus brasiliensis* e *Pseudocorynopoma heterandria*, que estiveram associadas a maiores valores de silte, fósforo total, temperatura da água e condutividade. O trecho inferior do Rio Taquacetuba, no período seco, distinguiu-se dos demais trechos amostrados por apresentar elevada densidade de *P. heterandria*, *G. brasiliensis* e *Phalloceros* spp., além de maiores valores de silte, temperatura e fósforo total. Os trechos amostrais do período seco do Rio Embu-Guaçu alocaram-se do lado positivo do eixo 2, aos quais estiveram associados *Imparfinis mirini*, *Gymnotus* spp., *C. oiticicai*, *Hoplias malabaricus* e *Astyanax bockmanni*. Já os trechos do Rio Capivari agruparam-se em função do substrato, dominado por matacões e baixos valores de fósforo total. Os trechos do Taquacetuba estiveram associados a maiores valores de temperatura, condutividade e nitrogênio total.

Tabela 2 – Composição taxonômica e abundância total de espécimens amostrados nos rios Capivari (Cap 1, 2, 3 e 4), Embu-Guaçu (Emb 1, 2 e 3) e Taquacetuba (Taqua 1, 2 e 3) e biomassa e abundância relativa - N (%), nos trechos de nascente (N), médio (M) e inferior (I); * ocorreram somente na estação chuvosa e ** somente estação seca.

Ordem /Família	Espécie	Nascente			Trecho Médio					Trecho Inferior		N (%)			N (%)	Biomassa (%)				
		Cap1	Emb1	Taqua 1	Cap 2	Cap 3	Cap 4	Emb 2	Taqua 2	Emb 3	Taqua 3	N	M	I	TOTAL	N	M	I		
CHARACIFORMES																				
Crenuchidae	<i>Characidium oiticicai</i> (Choi)		3							3		1		1.09	0.48	0.47	0.63	0.84	0.06	0.11
Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i> (Homa)							1	1	1					0.48		0.27		7.40	
Characidae	<i>Astyanax altiparanae</i> (Asal) **											1				0.47	0.09			0.42
	<i>Astyanax fasciatus</i> (Asfa)											5				2.35	0.45			15.35
	<i>Astyanax paranae</i> (Aspa)		4		10	5		1	1					1.46	2.74		1.90	4.21	4.97	
	<i>Astyanax cf. bockmanni</i> (Asbo)							1	10	1		2			1.94	0.94	1.26		0.49	0.11
	<i>Glandulocauda melanopleura</i> (Glme)	10										1		3.65		0.47	0.99	1.61		0.03
	<i>Hyphessobrycon reticulatus</i> (Hyre)		13	1						4	1	2	12	5.11	0.81	6.57	2.98	3.79	1.13	3.95
	<i>Hyphessobrycon duragenys</i> (Hydu) **														0.16		0.18		0.06	
	<i>Pseudocorynopoma heterandria</i> (Pshe) **												27			12.68	2.44			17.49
SILURIFORMES																				
Loricariidae	<i>Hypostomus ancistroides</i> (Hyan) *											2				0.94	0.18			0.06
	<i>Pseudotocinclus tietensis</i> (Psti)				15	15	14	10	3			10			9.19	4.69	6.05		4.51	1.89
	<i>Hisonotus depressicauda</i> (Hide) **											4				1.88	0.36			0.40
Callichthyidae	<i>Corydoras aeneus</i> (Coae) **											1	4			2.35	0.45			2.94
Heptapteridae	<i>Imparfinis mirini</i> (Immi) **									4			13		0.65	6.10	1.53		0.20	3.53
Trichomycteridae	<i>Trichomycterus paolence</i> (Trpa) **	1												0.36			0.09	1.07		
	<i>Trichomycterus iheringi</i> (Trih) **									1						0.16	0.09			0.15
GYMNOTIFORMES																				
Gymnotidae	<i>Gymnotus pantherinus</i> (Gypa)		24		25	29	63	13				7		8.76	20.97	3.29	14.53	63.41	57.94	8.20
	<i>Gymnotus carapo</i> (Gyca) **											1				0.47	0.09			3.93
	<i>Gymnotus</i> spp. (Gysp)		1			1		8				5		0.36	1.45	2.35	1.35	2.05	17.19	16.01
CYPRINODONTIFORMES																				
Rivulidae	<i>Rivulus santensis</i> (Risa)		11		1	2		3						4.01	0.97		1.53	1.64	0.09	
Poeciliidae	<i>Phalloceros</i> spp. (Phsp)		3	188	97	49	54	28	138		19	69		69.71	59.03	41.31	58.21	5.54	3.43	1.86

continuação da Tabela 2 - Composição taxonômica e abundância total de espécimens amostrados nos rios Capivari (Cap 1, 2, 3 e 4), Embu-Guaçu (Emb 1, 2 e 3) e Taquacetuba (Taqua 1, 2 e 3) e biomassa e abundância relativa - N (%), nos trechos de nascente (N), médio (M) e inferior (I); * ocorreram somente na estação chuvosa e ** somente estação seca.

Ordem /Família	Espécie	Nascente			Trecho Médio					Trecho Inferior		N (%)			N (%)	Biomassa (%)		
		Cap 1	Emb1	Taqua 1	Cap 2	Cap 3	Cap4	Emb2	Taqua2	Emb3	Taqua3	N	M	I	TOTAL	N	M	I
SYNBRANCHIFORMES																		
Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i> (Syma)			1						1		0.36		0.47	0.18	0.83		3.19
PERCIFORMES																		
Cichlidae	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Gebr)			5	2		1		3	26		1.82	0.97	12.21	3.34	14.82	3.38	20.51
	<i>Tilapia rendalli</i> (Tire) *			9								3.28			0.81	0.18		
	Número de indivíduos	11	59	204	150	101	135	85	149	65	148							
	Número de espécies	2	7	5	6	6	7	11	8	11	10							
	Diversidade (H')	0.18	1.32	0.44	0.92	1.05	0.96	1.77	0.30	1.65	1.25							
	Dominância (D)	0.90	0.32	0.78	0.49	0.43	0.48	0.23	0.88	0.26	0.41							
	Equitatividade (E)	0.25	0.78	0.28	0.65	0.74	0.60	0.84	0.26	0.82	0.66							
	Riqueza Margalef	0.23	1.34	0.49	0.83	0.88	0.95	1.99	0.79	1.89	1.27							
	Diversidade α - Fisher	0.80	2.04	0.73	1.10	1.20	1.25	3.32	0.58	3.18	1.77							

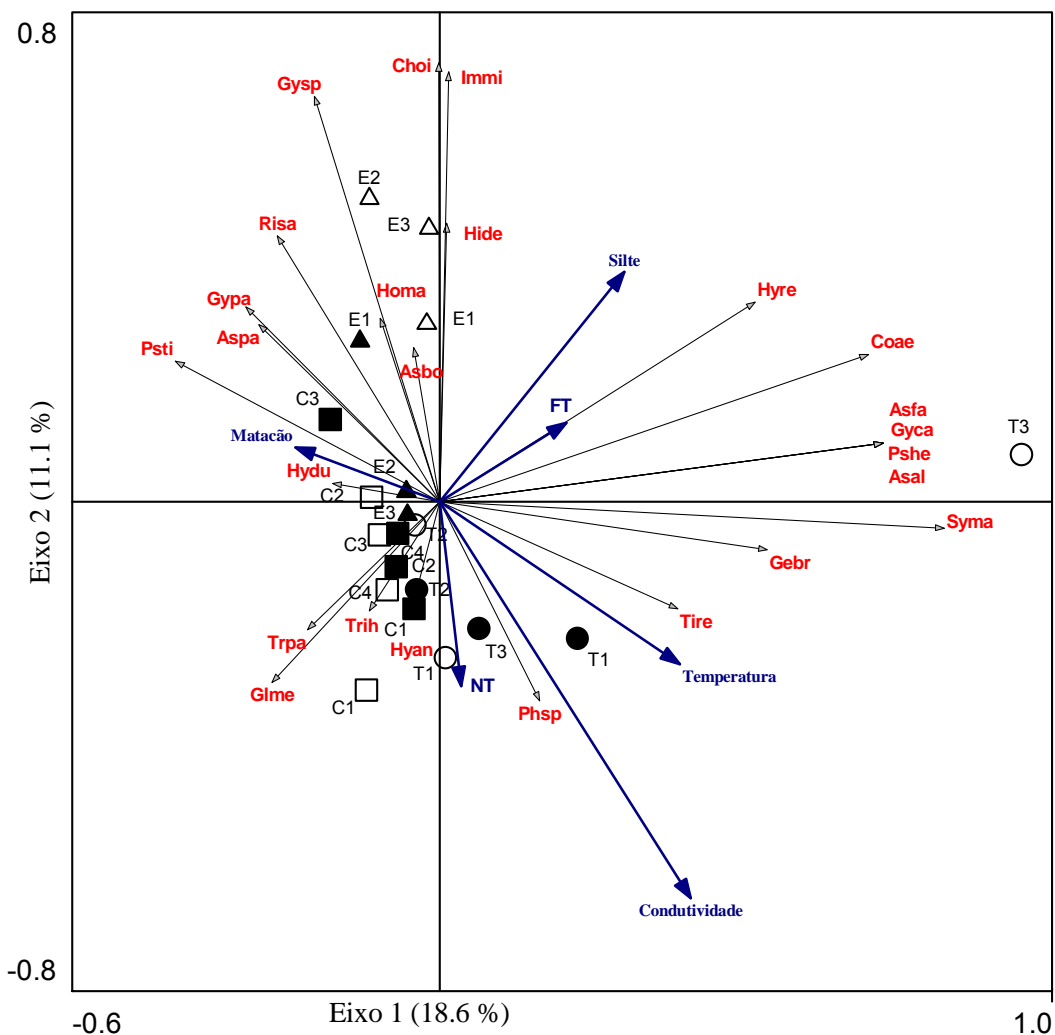


Figura 3 – Triplot do primeiro e segundo eixos da RDA, baseado na densidade das espécies dos rios da APA Capivari-Monos. Variáveis ambientais significativas indicadas pelos vetores azuis; espécies pelos vetores pretos; Rio Embu-Guaçu - Δ (E1, E2 e E3); Rio Capivari - \square (C1, C2, C3 e C4); Rio Taquacetuba - \circ (T1, T2 e T3). Período seco – símbolos vazados; período chuvoso – símbolos preenchidos; NT – nitrogênio total, FT – fósforo total. Vide tabela (2) para acrônimos das espécies.

O diagrama de ordenação (RDA) dos atributos da comunidade (Fig. 4) explicou 64.5% da variação dos dados para os quatro primeiros eixos, sendo 46.5% explicados pelo eixo 1 e 10.3% pelo eixo 2. A biomassa, diversidade de Shannon, diversidade α -Fisher e equitatividade dos trechos do Rio Embu-Guaçu alocaram-se do lado positivo do eixo 1, indicando uma associação com valores mais elevados de oxigênio dissolvido e de folhiço. Do lado negativo alocaram-se os trechos de nascente dos rios Capivari e Taquacetuba que

estiveram associados a maiores valores de dominância e condutividade, nitrogênio total, temperatura, silte e troncos. O eixo 2 esteve relacionado à sazonalidade, alocando os trechos do período seco no lado positivo, associados a maiores valores da riqueza de Margalef, diversidade α -Fisher e biomassa, além de maiores teores de oxigênio dissolvido. O trecho médio do Rio Taquacetuba, no período seco, distinguiu-se dos demais, mostrando associação com maiores valores de riqueza de Margalef e baixos valores de folhiço, nitrogênio total e temperatura.

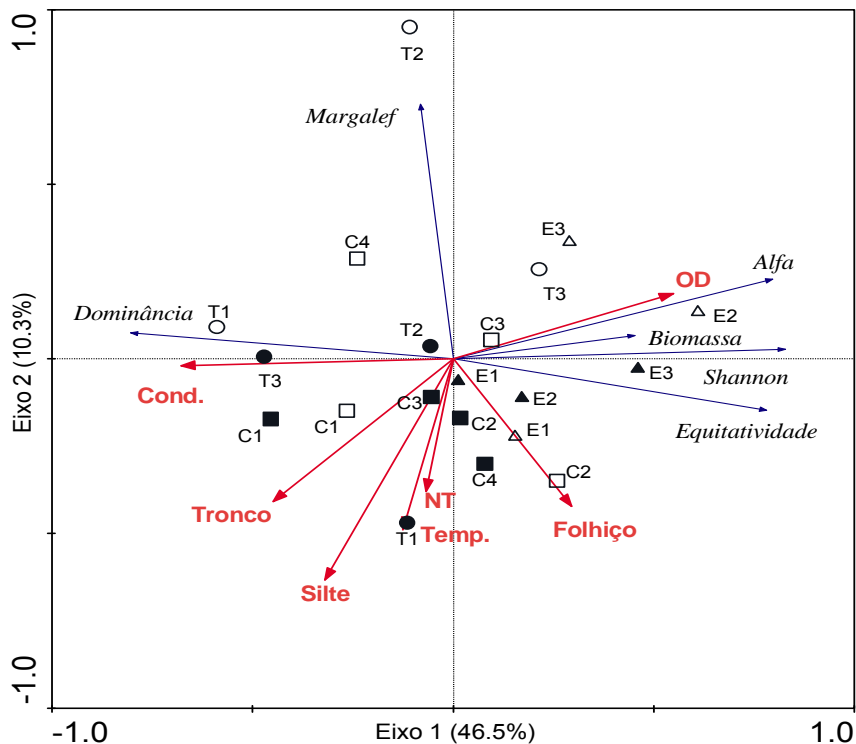


Figura 4 – Triplot do primeiro e segundo eixos da RDA, baseado nos atributos da comunidade de peixes da APA Capivari-Monos; variáveis ambientais significativas indicadas pelos vetores vermelhos; atributos da comunidade vetores azuis; Rio Embu-Guaçu - Δ (E1, 2 e 3); Rio Capivari - \square (C1, 2, 3 e 4); Rio Taquacetuba - \circ (T1, 2 e 3). Período seco – símbolos vazados; período chuvoso – símbolos preenchidos; OD – oxigênio dissolvido; Cond. – condutividade; NT – nitrogênio total; Temp. – temperatura.

Discussão

Características ambientais

A APA Capivari-Monos foi criada com o objetivo de proteger os recursos hídricos e a biodiversidade de uma parte da Bacia do Alto Tietê que tem importância crítica para o abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo. Com relação à qualidade da água, o Plano de Manejo da APA (São Paulo, 2011), indica que a qualidade das diferentes bacias variou de péssima, próximo aos setores mais urbanizados, a satisfatória na bacia mais preservada do Rio Capivari. Das três bacias delimitadas para o local, a Bacia da Billings foi a que apresentou a pior qualidade de água em relação às demais.

Considerando-se os resultados obtidos no presente estudo, a qualidade da água dos diferentes rios pode ser considerada boa, sendo que os diversos parâmetros limnológicos, com exceção do pH, apresentaram valores dentro dos limites estabelecidos pela Resolução do CONAMA 375/05 para águas do tipo Classe 1. Isto pode ser atribuído ao fato de que foram amostradas áreas localizadas em regiões mais preservadas do que aquelas amostradas pelo Plano de Manejo (São Paulo, 2011), onde foram amostrados locais em regiões mais antropizadas e sem tratamento de esgoto.

A ACP indicou uma variação sazonal dos parâmetros limnológicos, com maiores valores de temperatura, pH e condutividade no período chuvoso. Neste período, segundo Maier (1978), as chuvas parecem influenciar o aumento dos valores de alguns parâmetros limnológicos tais como nutrientes, íons, sólidos dissolvidos, dentre outros. Resultados semelhantes foram encontrados em nascentes pertencentes à Bacia hidrográfica do Mogi-Guaçu e no Alto Paraná, onde foram encontrados valores mais elevados de fósforo total, cor, nitrogênio e DBO no período chuvoso (Donadio *et al.*, 2005; Casatti *et al.*, 2006).

As variações encontradas entre os três rios estudados podem ser atribuídas às características específicas de cada trecho. A nascente do Taquacetuba caracterizou-se por apresentar menores valores de profundidade, vazão, largura e cobertura vegetal, e um substrato com predominância de silte

na época seca. Os menores valores de cobertura vegetal, segundo Esteves (1998), podem favorecer o aumento da temperatura, ocasionando perdas de oxigênio para a atmosfera.

Já a semelhança das características limnológicas dos rios Capivari e Embu-Guaçu pode ser atribuída à predominância de mata nativa (70%) e chácaras (10%) nas Áreas de Preservação Permanente destas. Apesar do predomínio de mata nativa na APA, o Plano de Manejo indica que a qualidade da água no trecho do Rio Capivari à jusante dos diversos trechos de coleta deste estudo já está comprometida. Este local situa-se em uma área preservada protegida de ações antrópicas, porém alumínio, bário, cromo e ferro já foram registrados na água, e a sua presença foi atribuída à precipitação atmosférica, presumivelmente originária do pólo industrial de Cubatão (São Paulo, 2011).

No presente estudo, de modo geral, foram encontrados altos valores de IQH, indicando que os ecossistemas estudados possuem condições preservadas. Isto se deve possivelmente ao uso do solo da APA, onde predominam áreas naturais com 76,84% de Mata Atlântica, campos e capoeira (São Paulo, 2011).

Comunidade de peixes

Das 25 espécies registradas na APA, *Characidium oiticicai*, *Glandulocauda melanopleura*, *Hyphessobrycon duragenys*, *Hisonotus depressicauda*, *Imparfinis mirini*, *Trichomycterus iheringi* e *T. paolence* foram registradas pela primeira vez para o Município de São Paulo, quando considerada a lista elaborada por Mattox (2008), que utilizou dados da coleção do Museu de Zoologia da USP (MZUSP) entre os anos de 1894 e 2008, registrando um total de 63 espécies.

A Bacia do Alto Tietê é considerada uma região com elevado grau de endemismo e numerosos registros de espécies ameaçadas de extinção (BIOTA-FAPESP, 2006). Segundo a lista nacional da fauna ameaçada de extinção (Rosa & Lima, 2008) e a do Estado de São Paulo (Oyakawa *et al.*, 2009), *Glandulocauda melanopleura*, *Pseudocorynopoma heterandria* e

Pseudotocinclus tietensis foram consideradas “vulnerável” e *Trichomycterus paolence* e *Hyphessobrycon duragenys* como “em perigo”. Espécies endêmicas e ameaçadas tendem a ser levadas à extinção por ocorrerem em locais geograficamente restritos e requererem habitats específicos, sendo a urbanização uma das causas destas perdas de habitats (Meador *et al.*, 2005).

O número de espécies do presente estudo foi superior a trabalhos realizados no Alto Tietê, como o rio Biritiba-Mirim (Silva *et al.*, 2006), Paraitinga (Esteves *et al.*, 2008) e rio Grande (Furlan, 2010), todos com 22 espécies. Esta diferença pode ser atribuída ao fato de que, além de terem sido estudados três rios de diferentes microbacias, estes se localizam em áreas preservadas. Uma correlação positiva entre a riqueza de espécies e densa vegetação ripária já foi observada em diversos estudos (Smith *et al.*, 1995; Abes & Agostinho, 2001; Cetra, 2003).

Com relação à composição específica não foram encontradas diferenças entre as assembléias de peixes dos períodos chuvoso e seco indicando uma persistência e estabilidade da comunidade ao longo do tempo, conforme sugerido por Connell & Sousa (1983). Situação semelhante foi encontrada por Becker (2002) para a ictiofauna de corredeiras da bacia do rio Maquiné (RS), Furlan (2010) para o Rio Grande (Alto Tietê) e Santos & Caramaschi (2011) em riacho perene da região do semi-árido brasileiro.

Em uma análise conjunta entre os trechos de nascente, médio e inferior dos três rios estudados, verificou-se um aumento na riqueza específica ao longo do eixo longitudinal. Estas observações seguem o Conceito do Rio Contínuo (Vannote *et al.*, 1980), segundo o qual é esperado um aumento gradual na riqueza de espécies no sentido montante-jusante. Na região tropical, estudos feitos em alguns riachos relativamente íntegros demonstraram a adição de espécies neste sentido, acompanhando o incremento da complexidade física e estrutural dos ambientes (Casatti, 2005; Suárez & Petrere Jr., 2006, Sarmiento-Soares *et al.*, 2009).

Das 12 espécies que ocorreram nos trechos de nascente, *Glandulocauda melanopleura*, *Rivulus santensis* e *Hyphessobrycon reticulatus*

foram as mais abundantes, sendo que *G. melanopleura* ocorreu preferencialmente no Rio Capivari, em locais com menores valores de fósforo total e predominância de matacões. Já *R. santensis* e *H. reticulatus* ocorreram no Rio Embu-Guaçu e estiveram associadas à menores valores de temperatura e condutividade, e maior quantidade de matacões. Ingenito *et al.* (2004) também encontraram a espécie *G. melanopleura* e indivíduos do gênero *Hyphessobrycon* em nascentes da bacia do Iguaçu, indicando a preferência destas por cursos superiores dos riachos.

Glandulocauda melanopleura, *Astyanax paranae* e *Pseudotocinclus tietensis* ocorreram nos rios pertencentes à Bacia do Alto Tietê (Embu-Guaçu e Taquacetuba), bem como no Capivari, pertencente a uma drenagem costeira. Por outro lado, *Rivulus santensis*, que é considerada endêmica de drenagens costeiras, foi encontrada nos rios Embu-Guaçu e Capivari. Estas ocorrências reforçam a idéia de que em um passado recente o Rio Capivari fazia parte da bacia do Alto Tietê (Brito & Ribeiro 1975). No entanto, Lundberg *et al.* (1998) e Ribeiro (2006) comentam sobre a importância de se combinar informações filogenéticas e geológicas para melhor compreender esses padrões biogeográficos.

De acordo com a RDA o trecho inferior do Rio Taquacetuba no período seco distinguiu-se dos demais trechos e rios por apresentar elevadas densidades de *Pseudocorynopoma heterandria*, *Corydoras aeneus*, *Astyanax fasciatus*, *Gymnotus carapo* e *A. altiparanae*. Possivelmente, este trecho, por se localizar próximo ao reservatório Billings, poderia sofrer influência do mesmo. Situação semelhante foi verificada no Rio Grande (Alto Tietê, SP), onde um aumento da diversidade e abundância foi atribuído ao efeito ecótono, que pode resultar em um aumento da diversidade (Carvalho *et al.*, 2003). Já a associação de *Gymnotus pantherinus*, *Characidium oiticicai*, *Hoplias malabaricus*, *Astyanax bockmanni*, *Imparfinis mirini* e *Hisonotus depressicauda* aos trechos do Rio Embu-Guaçu no período seco, parecem indicar uma preferência destas espécies por locais com melhor qualidade da água, conforme indicaram os dados limnológicos registrados neste rio. *C. oiticicai* e *H. depressicauda* são consideradas bentônicas, o que segundo Hughes & Oberdorff (1999) sugere boas condições de preservação do ambiente, pois

geralmente espécies bentônicas são mais sensíveis à degradação do ambiente.

O loricarídeo *P. tietensis*, considerado endêmico das cabeceiras do rio Tietê (Takako *et al.*, 2005), ocorreu nos trechos médio e inferior dos três rios e esteve associado à menor cobertura vegetal, sendo encontrado sobre troncos e folhas. A ocorrência desta espécie nestes locais pode ser explicada pela maior abundância relativa e biomassa de perífiton em trechos com maior radiação solar (Bojsen & Barriga, 2002).

A RDA dos atributos da comunidade indicou valores mais elevados de diversidade, biomassa e equitatividade no Rio Embu-Guaçu, o que possivelmente pode ser atribuído à maior complexidade do substrato neste local, composto por folhiço, silte e troncos. Segundo Casatti *et al.* (2006), quanto maior a complexidade de habitats maior a diversidade encontrada. Outros autores como Pusey *et al.* (1995) e Vieira & Shibata (2007) observaram que além da complexidade de habitats, a cobertura vegetal também influencia a diversidade e riqueza de espécies em riachos tropicais.

A APA Capivari-Monos foi considerada um “hotspot” para conservação da biodiversidade por estar localizada em uma área de Mata Atlântica (MMA, 2000). Este órgão designou medidas para proteger esta área, indicando a necessidade de monitoramento e restabelecimento dos gradientes naturais. As APPs - Áreas de Proteção Permanentes, inseridas na APA Capivari-Monos e que compreendem as três bacias hidrográficas dos rios estudados foram consideradas prioritárias para conservação e recuperação dos recursos hídricos (São Paulo, 2011). Segundo Cetra *et al.* (2010) a ictiofauna de riachos mantém um estreito vínculo com a floresta e a sua sobrevivência depende da preservação da Mata Atlântica e da conservação da qualidade e da quantidade das águas. Desta forma, os resultados aqui obtidos enquadram-se dentro das propostas do plano de manejo da área, e sugerem que a manutenção da qualidade ambiental é fundamental para a preservação da diversidade da ictiofauna.

Agradecimentos

Agradecemos ao Instituto de Pesca (APTA/SAA); à equipe de campo composta por João Marcos Miragaia Schmgielow, Beatriz Sasaki, Cainã Rodrigues Romero, Renato dos Santos Pegoretti, Luiz Claudio dos Santos Evangelista e Alberto Hossoda; Osvaldo T. Oyakawa pela identificação das espécies de peixes; Renan Ribeiro pela confecção dos mapas; ao Beto, Leandro e Leo, gestores da APA Capivari-Monos; Thales, Gestor do Núcleo Curucutu do Parque Estadual da Serra do Mar, pela acolhida e alojamento da equipe de campo e ao Instituto Florestal pela licença de amostragem (Processo nº 260108 – 015.793/2009).

Referências Bibliográficas

- Abes, S. S. & A. A. Agostinho. 2001. Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Água Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil *Hydrobiologia*, 445: 217–227.
- Ab'Saber, A. N. 2007. O que é ser geógrafo: memórias profissionais de Aziz Nacib Ab'Saber em depoimento a Cynara Menezes. – Rio de Janeiro: Record.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz & L. C. Gomes. 2005. Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. *Conservation Biology*, 19 (3): 646-652.
- Allan, J. D. 1995. Stream ecology: structure and function of running waters. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 388p.
- Apha. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington: American Public Health Association, 1286p.
- Barrela, W., M. Petreire Jr. 2003. M. Fish community alterations due to pollution and damming in Tietê and Paranapanema rivers (Brazil). *River Research and Applications*, (19): 59–76.
- Barreto, A. P. & J. M. R. Aranha. 2005. Assembléia de peixes de um riacho da Floresta Atlântica: composição e distribuição espacial (Guaraqueçaba, PR, Brasil). *Acta Scientiarum - Biological Sciences*, 27(2): 153-160.

- Becker, F. G. 2002. Avaliação da ictiofauna da bacia hidrográfica do rio Maquiné e a influência da ação antrópica na paisagem das microbacias e o reflexo sobre a assembléia de peixes. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- Bellenzani, M.L.R. 2001. A APA municipal do Capivari-Monos como uma estratégia para a proteção dos mananciais da região Metropolitana de São Paulo. Dissertação de Mestrado. USP. Programa de Pós Graduação em Ciência Ambiental.
- Bojsen, B.H. & R. Barriga. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, 47: 2246-2260.
- Brito, I. M. & F. A. M. Ribeiro. 1975. Ocorrência de lepidópteros nos folhetos de Tremembé e algumas considerações sobre a Bacia Geológica do Paraíba, Estado de São Paulo. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 47: 105-111.
- Britski, H. A. 1972. Peixes de água doce do Estado de São Paulo – Sistemática. In: Comissão Interestadual da Bacia Paraná – Uruguai. *Poluição e Piscicultura*. SP.
- Britski, H. A., S. Sato, A. B. S. Rosa. 1986. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias (com chaves de identificação para os peixes da Bacia do São Francisco). 2.a ed. Brasília: CODEVASF 115p.
- Callisto, M., W. Ferreira, P. Moreno, M. D. C. Goulart & M. Petrucio. 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 13: 91-98.
- Carvalho, E.D., R.J. de Castro, V.F.B. da Silva & A.P. Vidotto. 2003. A estrutura das assembléias de peixes nas zonas de ecótono da represa de Jurumirim (Alto rio Paranapanema, SP), p. 249-278. In R. Henry (ed.). *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. RiMA, São Carlos, Brasil.
- Casatti, L. 2005. Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality and microhabitat diversity. *Biota Neotropica*, 5 (1): 1-9.
- Casatti, L.; Langeani, F.; Silva, A. M.; Castro, R. M. C. 2006. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66 (2): 681-696.

- Casatti, L., R. M. Romero, F. B. Teresa, J. Sabino & F. Langeani. 2010. Stream ichthyofauna reflecting conservation gradient in the Bodoquena plateau, Central West of Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(1): 50-59.
- Castro, R. M. C. & N. A. Menezes. 1998. Estudo Diagnóstico da Diversidade de Peixes do Estado de São Paulo. In: Joly, C.A., Bicudo, C.E.M. (Eds.). Biodiversidade do Estado de São Paulo: síntese do conhecimento ao final século XX, São Paulo: FAPESP. : 3-13.
- Castro, R. M. C., L. Casatti, H. F. Santos, K. M. Ferreira, A. C. Ribeiro, R. C. Benine, G. Z. P. Dardis, A. L. A. Melo, R. Stopiglia, T. X. Abreu, F. A. Bockmann, M. Carvalho, F. Z. Gibran & F. C. T. Lima. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, Brasil. *Biota Neotropica*, 3(1): 1-31.
- Cetra, M. 2003. Caracterização das assembléias de peixes da bacia do rio Corumbataí (SP). Tese de Doutorado não publicada. Universidade de São Paulo. Escola de Engenharia de São Carlos, Ciências da Engenharia Ambiental, São Paulo, 90p.
- Cetra, M, L. M. Sarmiento-Soares & R. F. Martins-Pinheiro. 2010. Peixes de riachos e novas Unidades de Conservação no sul da Bahia. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(1): 11-21.
- Connell, J.H. & W. Sousa. 1983. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *American Naturalist*, 121 (6): 789-824.
- Donadio, N. M. M.; J. A. Galbiatti & R. C. de Paula. 2005. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. *Engenharia Agrícola*, 25 (1): 115-125.
- Esteves, K. E., A. V. P. Lobo & M. D. R. Faria. 2008. Trophic structure of a fish community along environmental gradients of a subtropical river (Paraitinga River, Upper Tietê River basin, Brazil). *Hydrobiologia*, 598 (1): 737-387.
- Esteves, F. A. 1998. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Interciência, 602p.
- Fisher, R.A., A. S. Corbert, C. B. Williams. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology*, 12: 42-58.
- Furlan, N. 2010. Distribuição da Ictiofauna do Rio Grande (Alto Tietê, SP) e Níveis da Exposição ao Mercúrio (Hg) ao longo de seu eixo e na zona de influência da Represa Billings. Dissertação de Mestrado. Instituto de pesca. São Paulo, 82p.

- Gerhard, P. 2005. Comunidades de peixes de riachos em função da paisagem da Bacia do Rio Corumbataí, Estado de São Paulo. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, 239p.
- Gerhard, P., R. Moraes & S. Molander. 2004. Stream fish communities and their associations to habitat variables in a rain forest reserve in Southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 71: 321-340.
- Hammer, O, D. A. T. Harper & P. D. Ryan. 2001. PAST: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 1-9.
- Hope, A. C. A. 1968. A simplified Monte Carlo significance test procedure. *Journal of the Royal Statistical Society*, 30: 582–598.
- Hughes, R. M. & T. Oberdorff. 1999, Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada, pp. 79-93. In: T. P. Simon (ed.), *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, Boca Raton, 672p.
- Ingenito, L. F. S.; L. F. Duboc & V. Abilhoa. 2004. Contribuição ao conhecimento da ictiofauna da bacia do alto Rio Iguazu, Paraná, Brasil. *Arquivo de Ciências Veterinárias*. UNIPAR, 7(1): 23-36.
- Jacinto, L. R. C. 2003. Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto como Ferramentas na Gestão Ambiental de Unidades de Conservação: o Caso da Área de Proteção Ambiental (APA) do Capivari-Monos, São Paulo-SP. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. 121p.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological methodology*. New York: Harper Collins, 574p.
- Langeani, F. 1989. Ictiofauna do Alto curso do rio Tietê (SP): Taxonomia. Dissertação de Mestrado, Zoologia, Universidade de São Paulo, 231p.
- Legendre, P. & E. D. Gallagher. 2001. Ecologically meaningful transformations of ordinations of species data. *Oecologia*, 129: 271-280.
- Lobo, A. V. P. 2006. Avaliação da Comunidade de peixes do Rio Paraitinga (Alto Tietê, SP) em um mosaico de condições ambientais. Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesca, São Paulo, 125p.
- Ludwig, A. & F. Reynolds. 1988. *Statistical ecology: A primer on methods and computing*. New York, John Wiley & Sons, 337p.
- Lundberg, J. G., L. G. Marshall, J. Guerrero, B. Horton, M. C. S. L. Malabarba & F. Wesselingh. 1998. The stage for neotropical fish diversification: A history of tropical South America rivers. Pp.13-48. In: Malabarba, L. R., R. E. Reis, R. P. Vari, Z. M. S. Lucena & C. A. S. Lucena (Eds.). *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes*. Porto Alegre, Edipucrs, 603p.

- Maier, M. H. 1978. Considerações sobre características limnológicas de ambientes lóticos. *Boletim do Instituto de Pesca*, 5 (2): 75-90.
- Manna de Deus J.R., S. A. Nicolau, R. Martins, M. R. Frizzera-Borges, L. Cortez, R. Iartelli, F. S. D. Silva. 2003. Biodiversidade do Alto Curso do Rio Tietê . Relatório Geral. Centro de Monitoramento Ambiental da Serra do Itapety – Cemasi. Universidade Braz Cubas & Universidade de Mogi das Cruzes, Mogi das Cruzes, SP, Brasil.
- Mattox, G. M. T. 2008. Peixes do município de São Paulo: passado, presente e futuro 180 – 203p. in *Além do concreto : contribuições para a proteção da biodiversidade paulistana / organização Leo R. Malagoli, Fernanda Blauth Bajesteiro, Marussia Whately*. -São Paulo : Instituto Socioambiental.
- Mazzoni, R., N. Fenerich-Veraniz & E. P. Caramaschi. 2000. Electrofishing as a sampling technique for coastal stream fish populations and communities in the Southeast of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 60: 205-216.
- Meador, M. R., J. F. Coles & H. Zappia. 2005. Fish assemblage responses to urban intensity gradients in contrasting metropolitan areas: Birmingham, Alabama and Boston, Massachusetts. Pages 409–423. in L. R. Brown, R. H. Gray, R. M. Hughes, and M. R. Meador, editors. *Effects of urbanization on stream ecosystems*. American Fisheries Society, Symposium 47, Bethesda, Maryland. and Boston, Massachusetts
- Mello-Théry, N. A. 2009. Pressão urbana em áreas de florestas: história e conflitos políticos da proteção ambiental. *Mercator - Revista de Geografia da UFC*, 8 (16).
- Ministério do Meio Ambiente. 2000. Avaliação e ações prioritárias para conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e campos sulinos. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, Brasil (<http://www.conservation.org.br/ma/mapas/peixes.htm>).
- Oliveira, L. C. 2007. Padrões espaciais e temporais na abundância de peixes em riachos da microbacia do rio São Francisco Verdadeiro. Dissertação de Mestrado. Engenharia Agrícola, Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola Cascavel-PR, 81p.
- Penczac, T. 1981. Ecological fish production in two small lowland rivers in Poland. *Oecologia*, 48: 107-111.
- Pielou, E. C. 1989. *Mathematical Ecology*. Akademie-Verlag, Berlin, 181p.
- Pusey, B. J., A. H. Arthington and M. G. Read. 1995. Species richness and spatial variation in fish assemblage structure in two rivers of the Wet Tropics of northern Queensland, Australia. *Environmental Biology of Fishes*, 42: 181-199.

- Ribeiro, A. C. 2006. Tectonic history and the biogeography of the freshwater fishes from the coastal drainages of eastern Brazil: an example of faunal evolution associated with a divergent continental margin. *Neotropical Ichthyology*, 4(2): 225-246.
- Richter, E. M.; A. Fornaro; C. L. Lago & L. Angnes. 2007. Avaliação da composição química de águas do sistema Guarapiranga: estudo de caso nos anos 2002 e 2003. *Química Nova*, 30 (5): 1147-1152.
- Rosa, R. S. & F. C. T. Lima. 2008. Peixes. In: Machado, A. B., C. S. Martins & G. M. Drummond (Eds.). Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Biodiversitas, Belo Horizonte. 1ª ed. Ministério do Meio Ambiente; Fundação Biodiversitas, Brasília, 1420 p.
- SANTOS, I.; Fill, H. D.; Sugai, M. R. V. B.; Buba, H.; Kishi, R. T.; Marone, D.; Lautert, L. F. 2001. Hidrometria Aplicada. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o desenvolvimento. 372p.
- Santos, A. C. A. & E. P. Caramaschi. 2011. Temporal variation in fish composition and abundance in a perennial tributary of the rio Paraguaçu, a little-known drainage in the Brazilian semi-arid region. *Neotropical Ichthyology*, 9(1): 153-160.
- São Paulo (Governo do Estado). 2011. Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas. <http://www.ciiagro.sp.gov.br/>
- São Paulo (Prefeitura). 1998. Área de proteção ambiental municipal do Capivari-Monos - Caracterização Sócio-ambiental - Relatório Preliminar. Secretaria Municipal do Verde e Meio Ambiente. São Paulo, 66p.
- São Paulo (Prefeitura). 2011. Plano de Manejo – Área de Proteção Ambiental Capivari-Monos. Secretaria do Verde e Meio Ambiente. São Paulo, 346p.
- Sarmiento-Soares, L. M., R. Mazzoni & R. F. Martins-Pinheiro. 2009. A fauna de peixes na bacia do Rio Jucuruçu, leste de Minas Gerais e extremo Sul da Bahia. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 4(2): 193-207.
- Silva, F. S. D., J. R. M. Deus & A. W. Hilsdorf. 2006. The upper reached ichthyofauna of the Tietê River, São Paulo, Brazil: aspects of their diversity and conservation. *Biodiversity and Conservation*, 15(11): 3569-3577.
- Smith, W. S.; M. Petrere Jr., & W. Barrella. 1995. Estrutura das comunidades de peixes do rio Sorocada (SP Brasil). Relatório Científico Processo FAPESP 95/1311-0, Sorocaba, 87 p.
- Súarez, Y. R. & M. Petrere Jr. 2006. Gradientes de diversidade nas comunidades de peixes da bacia do rio Iguatemi, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, Porto Alegre, 96 (2):197-204.

- Takako, A. K., C. Oliveira, O. T. Oyakawa. 2005. Revision of the genus *Pseudotocinclus* (Siluriformes: Loricariidae: Hypoptopomatinae), with descriptions of two new species. *Neotropical Ichthyology*, 3(4):499-508.
- Tarifa, J. R.; G. Armani. 2001. Os Climas Urbanos. In TARIFA, J. R.; AZEVEDO, T.R. Os Climas na Cidade de São Paulo. GEOUSP 4, Pró-Reitoria de Cultura e Extensão Universitária. Universidade de São Paulo, 199 p.
- ter Brak, C. J. F. & P. Smilauer. 2002. CANOCO erence Manual and CanoDraw for Windows User's Guide, Software for Canonical Community Ordination (version 4.5), Biometris, Wageningen and Česke Budějovice, Netherlands, 500 p.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K.W. Cummins, J. R. Sedell & C. E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Vieira, D. B.; O. A. Shibatta. 2007. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, 7(1): 57-66.
- Zar, J. H. 2010. *Bioestatistical analysis*. New Jersey: Prentice Hall, 944p.

CAPITULO 2 - Peixes como bioindicadores em rios de uma Unidade de Conservação da Mata Atlântica (APA Capivari-Monos, São Paulo, SP – Brasil).

Peixes como bioindicadores em rios de uma Unidade de Conservação da Mata Atlântica (APA Capivari-Monos, São Paulo, SP – Brasil).

João Alberto P. dos Santos¹, Katharina E. Esteves²

¹ Programa de Pós-Graduação em Aqüicultura e Pesca do Instituto de Pesca, Secretaria da Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, Av. Francisco Matarazzo, 455, 05001-900 São Paulo, SP, Brasil. joao@unisanta.br

² Centro de Pesquisa e Desenvolvimento em Recursos Hídricos, Instituto de Pesca, APTA, Secretaria da Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo.

Resumo

Este estudo visou identificar espécies indicadoras para os principais rios da APA Capivari-Monos, bem como para diferentes trechos ao longo do eixo longitudinal (nascente, trecho médio e inferior). Foram coletados peixes em 10 pontos em três rios nos períodos chuvoso (dezembro – 2009) e seco (julho – 2010) utilizando-se pesca elétrica. Registrou-se um total de 25 espécies, sendo 12 no Rio Capivari, 14 no Rio Embu-Guaçu e 16 no Rio Taquacetuba. As principais diferenças encontradas entre os rios estiveram relacionadas ao substrato e aos mesohabitats predominantes. A ordenação dos valores de densidade dos peixes através de uma Análise de Correspondência (CA) indicou que o Rio Taquacetuba foi alocado do lado positivo do eixo 1 (64,7%) estando associados a este rio *Geophagus brasiliensis*, *Tilapia rendalli*, *Astyanax fasciatus*, *Pseudocorynopoma heterandria*, *Gymnotus carapo*, *Synbranchus marmoratus*, *Hypostomus ancistroides* e *Hyphessobrycon duragenys*. *Imparfinis mirini*, *Hisonotus depressicauda*, *Astyanax bockmanni*, *Gymnotus* spp. e *Characidium oiticicai* estiveram associadas ao Rio Embu-Guaçu., enquanto que *Corydoras aeneus* e *G. brasiliensis* estiveram associadas aos trechos inferiores dos rios. A análise de espécies indicadoras mostrou que *Gymnotus pantherinus*, *Gymnotus* spp., *Rivulus santensis* e *C. oiticicai* foram indicadoras do Rio Embu-Guaçu, estando associadas à maior correnteza, maior quantidade de poções, substrato rochoso e matacões. Já *G. brasiliensis* foi indicadora do Rio Taquacetuba e sua presença parece estar relacionada à presença de pequenos corpos d'água nas adjacências do rio. A análise das espécies indicadoras por trecho mostrou que *Pseudotocinclus tietensis* foi a única espécie indicadora do trecho “médio”, enquanto que *Hyphessobrycon reticulatus* e *C. aeneus* foram indicadoras dos trechos “inferiores”. Sugere-se que esta análise deva complementar, em uma escala regional, ações governamentais para preservação e conservação dos recursos hídricos desta Unidade de Conservação.

Palavras-chave: Riachos neotropicais, Represa Billings, Represa Guarapiranga, Região Metropolitana de São Paulo, ictiofauna.

Abstract

This study aimed to identify indicator species from the main rivers of the Capivari-Monos environmental protection area, and different sections along the longitudinal axis of these rivers (headwaters, middle and lower sections). Fish were collected at 10 sites in three rivers in the rainy (December/2009) and dry (July/2010) seasons using electrofishing. Twenty five species were recorded - 12 in the Capivari River, 14 in the Embu-Guaçu River and 16 in the Taquacetuba River. Main differences between rivers were related to the predominant substrate and kind of mesohabitats. The ordination of the density values by a Correspondence Analysis (CA) indicated that the Taquacetuba River was associated to the positive side of Axis 1 (64.7%), and to the species *Geophagus brasiliensis*, *Tilapia rendalli*, *Astyanax fasciatus*, *Pseudocorynopoma heterandria*, *Gymnotus carapo*, *Synbranchus marmoratus*, *Hyphessobrycon duragenys* and *Hypostomus ancistroides*. *Imparfinis mirini*, *Hisonotus depressicauda*, *Astyanax bockmanni*, *Gymnotus* spp. and *Characidium oiticica* were associated with the Embu-Guaçu River, while *Corydoras aeneus* and *G. brasiliensis* occurred in the lower stretch of the three rivers. The indicator species analysis showed that *Gymnotus pantherinus*, *Gymnotus* spp., *Rivulus santensis* and *C. oiticica* were indicators of the Embu-Guaçu river, being associated with higher water flow, and greater amount of pools, bedrocks and boulders. *Geophagus brasiliensis* was an indicator of Taquacetuba River, and its presence may be related to the presence of small water bodies in the vicinity of the river. The indicator species analysis also showed that *Pseudotocinclus tietensis* was the only indicator species of the "middle" stretch, while *Hyphessobrycon reticulatus* and *C. aeneus* were indicative of the "lower" stretches. These analysis may complement in a regional scale, preservation and conservation measures of the aquatic resources of this conservation area.

Key words: Neotropical streams, Billings Dam, Guarapiranga Dam, Metropolitan Region of São Paulo, ichthyofauna.

Introdução

Existe atualmente uma grande preocupação com o efeito das alterações antrópicas sobre os sistemas aquáticos e sua biota associada, uma vez que a perda de espécies e deterioração da qualidade da água, nos últimos anos tem ocorrido em ritmo crescente. Indicadores ecológicos têm sido cada vez mais utilizados para medir as respostas dos ecossistemas a distúrbios antrópicos, podendo também ser úteis para prever modificações futuras do ambiente ou identificar tendências das espécies indicadoras (Niemi & McDonald, 2004).

A criação de Unidades de Conservação (UC) tem sido uma estratégia adotada por muitos países como forma de garantir a proteção da flora, fauna e de recursos hídricos, bem como o manejo de recursos naturais. Todavia, poucas destas áreas foram inventariadas com relação à sua biota, sendo que nos trópicos, estimativas indicam que apenas 5% destes levantamentos foram realizados (Haksworth, 1995). Segundo Agostinho *et al.* (2005), levantamentos em apenas 10% de áreas de conservação do Alto Paraná, por exemplo, mostram que foram registradas 50% das espécies de peixes registradas para o bioma como um todo, o que demonstra a importância destas áreas para a proteção da biodiversidade. Este poderia ser o caso de peixes de água doce, o grupo mais ameaçado de vertebrados após os anfíbios, pois a menos que as espécies de peixes do mundo sejam protegidas, 20%, poderão ser extintas nos próximos 25-50 anos (Saunders *et al.*, 2002).

Um dos principais objetivos da utilização de bioindicadores é identificar espécies ou unidade taxonômicas que indiquem distúrbios do ambiente, refletindo também a resposta de outras espécies com requerimentos ecológicos semelhantes e que possuam tolerâncias ambientais específicas (Niemi & McDonald, 2004). Por ser uma ferramenta simples, a análise de espécies indicadoras é útil para indicar o grau da qualidade de um ecossistema desconhecido (De Cáceres *et al.*, 2010). Isso significa, por exemplo, que espécies indicadoras podem ser usadas para classificar ecossistemas inexplorados ou mesmo para monitorar a sucessão de um determinado habitat ou de um gradiente ambiental ao longo do tempo (De Cáceres *et al.*, 2010).

Diversas são as aplicações de análise de espécies indicadoras, incluindo a conservação, mapeamento da paisagem, ou delineamento de reservas

naturais. Petry & Schulz (2006) utilizaram a assembléia de peixes para identificar quais espécies poderiam ser indicadoras de diferentes trechos de um rio da Mata Atlântica. Outros trabalhos que visam atividades de conservação e gestão tem utilizado espécies-alvo ou espécies focais com base em seus endemismos regionais, ou espécies especializadas em alguns requisitos ambientais (Roux *et al.*, 2008).

Na Bacia do Alto Paraná, na qual se insere a Bacia do Alto Tietê, ainda é grande o número de espécies desconhecidas (Galves *et al.*, 2009). Esta região é também considerada um “hotspot” para a conservação de peixes pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2000), o que a torna uma região de grande interesse quanto ao conhecimento da biodiversidade de peixes e das condições ambientais associadas.

No extremo sul do Município de São Paulo predominam áreas naturais que, além de proteger mananciais de água importantes para o abastecimento da cidade de São Paulo, conservam o pouco do que resta da paisagem natural na capital paulista. Nos anos de 2001 e 2006 a Prefeitura do Município de São Paulo criou respectivamente as APAs Capivari-Monos e Bororé Colônia com o objetivo de promover o desenvolvimento sustentável da área, compatibilizando o desenvolvimento econômico e a conservação dos recursos naturais (São Paulo, 2011). Cabe ressaltar que estas Unidades de Conservação estão inseridas na região declarada pela UNESCO como Reserva da Biosfera do Cinturão Verde do Município de São Paulo (Jacintho, 2003).

Considerando a expansão da área urbanizada do Município de São Paulo e a escassez de informações que existe sobre os rios e riachos desta região, o presente trabalho objetivou verificar a distribuição da ictiofauna da APA Capivari-Monos, identificando as espécies indicadoras dos três principais rios da APA e seu potencial como bioindicadores da região. Procurou também identificar espécies indicadoras para diferentes regiões (nascente, trecho médio e inferior) dos rios estudados.

Material e Métodos

Área de estudo

A APA Capivari–Monos está situada no extremo sul do Município de São Paulo, na área de Proteção aos Mananciais, integrando a Reserva da Biosfera do Cinturão Verde da Cidade de São Paulo entre as coordenadas 23°50' e 24°00' S; 46°37' e 46°49' W. Com 251 km², que correspondem à aproximadamente um sexto do território do Município de São Paulo, seus limites a leste, oeste e sul, coincidem com os do município (Fig. 1). Ao norte sua delimitação é definida pelo ribeirão Vermelho, formador da Represa Guarapiranga, e pela presença da Cratera do Colônia. A área protegida envolve parte das Bacias Hidrográficas dos reservatórios Guarapiranga (Oeste) e Billings (Nordeste), além de toda a bacia dos rios Capivari e Monos (Jacintho, 2003).

Abriga significativos remanescentes de Mata Atlântica (Floresta Ombrófila Densa), sendo 65,13% da área total da APA composta por esta formação vegetal, que contribui para a proteção das cabeceiras dos principais cursos d'água que abastecem a região metropolitana de São Paulo (São Paulo, 2011). Na região ocorrem duas principais formações vegetais: Mata Ombrófila Densa Montana, encontrada em manchas pequenas próximas à represa Billings e na Cratera do Colônia, e Mata Nebular. Esta está sujeita à alta umidade do ar proveniente dos ventos úmidos que sopram do mar, sobem a serra e se resfriam, provocando precipitação na forma de nevoeiro ou chuva. É encontrada nas cristas da Serra do Mar, em uma região de solos pobres e rasos, sujeitos a longos períodos de neblina (Jacintho, 2003). Segundo dados do Plano de Manejo da APA Capivari-Monos (São Paulo 2011), 77% do território da APA é composta por vegetação nativa, sendo as Bacias Hidrográficas da Billings e Guarapiranga as regiões mais antropizadas, onde os loteamentos correspondem à cerca 4% da área (Bellenzani, 2001; Mello-Thery, 2009).

O limite altitudinal da APA estende-se das colinas do planalto à linha de cumeada da Serra do Mar, com altitudes variando entre 747m às margens da

represa Billings e 890m na Serra do Mar, no limite entre os municípios de São Paulo e Itanhaém. O clima é caracterizado como tropical sub-oceânico super-úmido do reverso do Planalto Atlântico nas sub-bacias da Billings e Guarapiranga, com temperatura média anual de 18°C e pluviosidade total anual média entre 1400 e 1800 mm (Tarifa & Armani, 2001). Na bacia do Capivari o clima predominante é o tropical oceânico super-úmido da fachada oriental do Planalto Atlântico, onde existe elevada influência oceânica, com índice pluviométrico atingindo uma média anual de 2200 mm (Tarifa & Armani, 2001).

O Rio Capivari faz parte da Bacia Hidrográfica do Rio Branco (Baixada Santista). Apesar de pertencer a uma drenagem costeira, tem suas nascentes na região de planalto da Serra do Mar e possui um traçado bastante complexo. Inicialmente flui no sentido Sul – Norte, onde faz uma curva de 130°. Depois de alguns quilômetros desvia seu curso e passa a fluir de Oeste para Leste, e por fim, próximo da antiga Estação de Evangelista de Souza, sofre um desvio passando a fluir no sentido Norte – Sul. Logo após este último desvio, recebe as águas do Ribeirão dos Monos e passa a chamar-se Rio Capivari – Monos (Ab’Saber, 2007). No Rio Capivari foram selecionados quatro trechos para estudo: CAP 1 - localizado dentro do Parque Estadual da Serra do Mar, onde predomina a mata nebulosa; CAP 2, CAP 3 e CAP 4 (trecho médio), onde o entorno apresenta as maiores proporções de mata de toda a APA (> 80 %) e alta concentração de chácaras e CAP 4 - localizado à jusante de um reservatório da SABESP. A distância entre a nascente (CAP 1) e (CAP 4) é de 10,0 km, com altitudes variando entre 782m e 737m.

O Rio Embu-Guaçu faz parte da Sub-Bacia Cotia - Guarapiranga (Alto Tietê). Flui no sentido noroeste, e é um dos formadores da represa Guarapiranga. A estação EMB 1 está localizada próximo à nascente, dentro do Parque Estadual da Serra do Mar, apresentando vegetação preservada característica de mata nebulosa. As estações EMB 2 e EMB 3 situam-se nos trechos médio e inferior respectivamente, apresentando as maiores porcentagens de vegetação nativa dentre as sub-bacias da Bacia do Guarapiranga, além de extensas e preservadas áreas de várzea e áreas de mineração (São Paulo, 2011). A distância entre os pontos EMB 1 e EMB 3 é de 10,7 km, com altitude variando entre 785m e 751m.

O Rio Taquacetuba faz parte da Sub-Bacia da Billings (Alto Tietê), fluindo no sentido nordeste com drenagem para represa Billings. Ocorrem represamentos ao longo do seu eixo. A estação TAQUA 1 está localizada próximo a nascente, à jusante de um represamento, em uma área com predomínio de chácaras. Os trechos médio e inferior (TAQUA 2 e 3) situam-se dentro de um clube campestre, onde existem loteamentos. A distância entre TAQUA 1 e TAQUA 3 é de 2,0 km, com altitudes variando entre 768m e 739m.

Para o presente trabalho foram selecionados diferentes trechos no curso d'água principal de cada uma das três sub-bacias hidrográficas que compõem a APA (Fig. 1). Os trechos amostrados próximos às nascentes dos rios foram agrupados como “nascente”, os trechos intermediários como “trecho médio” e os mais a jusante como “trechos inferiores”. Devido ao fato dos quatro trechos amostrados do Rio Capivari terem sido realizados na região de Planalto, antes de descer a Serra do Mar, considerou-se os três trechos mais a jusante como “trecho médio”. Os trechos de nascente dos três rios foram classificados como sendo de primeira ordem e os demais de terceira.

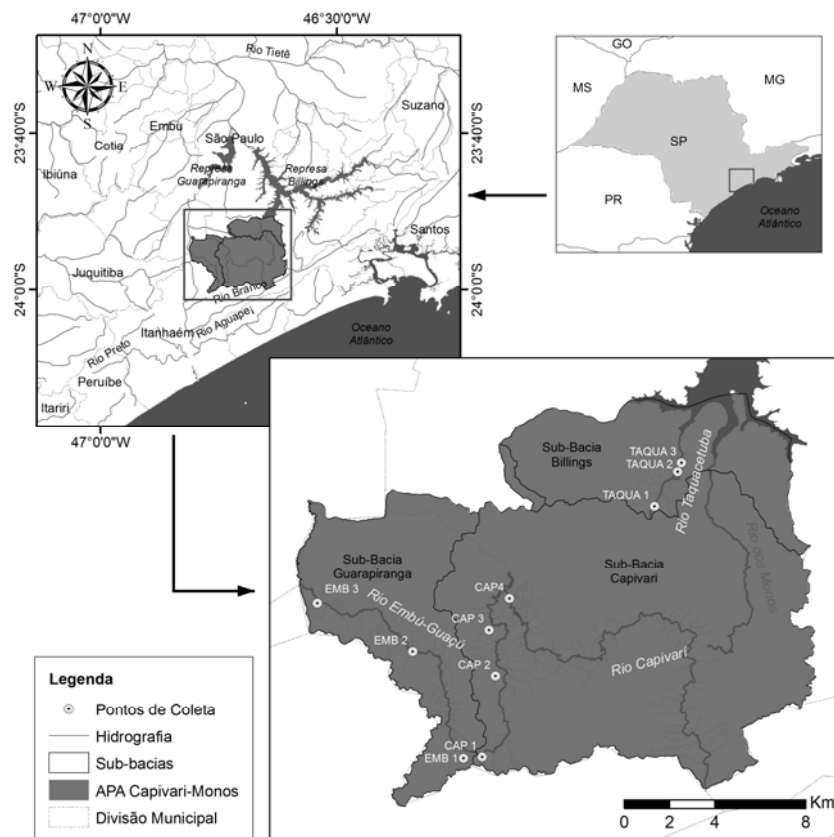


Figura 1 – Localização da área de estudo no estado de São Paulo e limites da APA Capivari-Monos (Bacia do Alto Tietê) indicando a localização dos rios e trechos amostrados.

Coleta de dados

Características ambientais

Variáveis físicas e químicas da água como temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}), condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), turbidez (NTU), sólidos totais dissolvidos – STD (g.l^{-1}) e pH foram registradas em campo utilizando-se uma multissonda Horiba U-22. No campo foram realizadas medidas da velocidade da água utilizando-se um fluxômetro General Oceanics 2030R6 para posterior cálculo da vazão, de acordo com Santos *et al.*, (2001). Foram também registradas a profundidade (m), largura (m) e cobertura vegetal (%), esta última avaliada visualmente. O substrato foi classificado visualmente e categorizado percentualmente em frações de silte (<0,063 mm), areia (0,063 – 2 mm), cascalho (2 – 16mm), seixos (16 – 64 mm) e matacões (64 – 128 mm), seguindo escala de Wentworth (Allan, 1995).

A caracterização do mesohabitat foi definida visualmente, considerando-se três tipos de ambientes: corredeira, rápidos e poções, de acordo com a definição de Rincón (1999).

Amostragem de peixes

As coletas foram realizadas no período chuvoso (dezembro/2009) e seco (julho/2010). Os peixes foram coletados com equipamento de pesca elétrica, utilizando-se um gerador Motomil MG950 (800w, 220v, 3,6A), com saída para dois puçás, de acordo com Penczak (1981). Em cada estação de coleta, foram realizadas três remoções sucessivas em trechos de 50m, seguindo metodologia proposta por Mazzoni *et al.* (2000). Os exemplares capturados foram fixados em formol 10%, e após duas semanas transferidos para álcool 70%. As espécies foram identificadas por especialistas do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo e chaves de identificação de Britski (1972) e Britski *et al.* (1986). Exemplares testemunho foram depositados na Coleção de Peixes do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, recebendo os números de tombo de 108577 a 108679.

Análise de dados

Para verificar os padrões da estrutura da comunidade (composição e abundância) por rio e por trecho, foi realizada uma Análise de Correspondência (AC) sobre a média dos valores das densidades dos períodos seco e chuvoso, por trecho e por rio. Como foram consideradas três amostras para cada uma das análises, foram produzidos apenas dois eixos, sendo que o segundo eixo foi considerado como resíduo. Os dados foram previamente transformados na distância de Hellinger, que reduz os efeitos da abundância nula inerente a pesquisas biológicas, demonstrando melhor as semelhanças proporcionais entre as espécies raras e as abundantes (Legendre & Gallagher, 2001). As análises foram processadas no programa CANOCO (versão 4.5) (ter Braak & Smilauer, 2002).

A Análise de Espécies Indicadoras combina informações sobre a abundância de uma espécie em um determinado grupo e a sua fidelidade a este. O método resulta em valores de indicação de cada espécie em cada grupo, baseado nos padrões de uma indicação perfeita (Dufrêne & Legendre, 1997). Esta análise produz um índice que alcança o valor máximo (100%) quando todos os indivíduos de uma determinada espécie são encontrados em um único grupo de pontos de coleta, ou quando a espécie ocorre em todos os pontos de coleta deste grupo (Rezende *et al.*, 2010). Os valores de indicação foram determinados estatisticamente através de matrizes nulas obtidas por permutação de Monte Carlo, utilizando-se 9999 permutações por amostra e considerando-se significativos os valores de indicação com $p < 0.05$. A análise foi realizada no programa PC-ORD (versão 6) (McCune & Mefford, 2011).

Resultados

As principais características que distinguiram o Rio Capivari dos demais foram a composição do substrato, composto por areia e matacões e a predominância de corredeiras. O Rio Embu-Guaçu diferiu dos demais rios por apresentar maior profundidade e largura, predominância de matacões e silte, e presença de poções. O Rio Taquacetuba foi o que apresentou maior cobertura vegetal, bem como valores mais elevados de nitrogênio total, além de

predominância de folhiço e areia. Também foram registrados os menores valores de vazão e predominância de rápidos (Tabela 1).

O nitrogênio total, assim como as características físicas do ambiente tais como largura, profundidade e vazão aumentaram no sentido cabeceira-foz. A cobertura vegetal foi maior na nascente no trecho inferior. O trecho de nascente caracterizou-se pela dominância de matacões e areia, o trecho médio pela predominância de cascalho, areia e seixos, e o inferior por troncos e silte. Com relação ao mesohabitat, no trecho de nascente ocorreu predominância de corredeiras e rápidos, no trecho médio rápidos, e no inferior a dominância de poções (Tabela 1).

Durante o estudo foram coletados 1107 exemplares, distribuídos em 25 espécies, seis ordens e 12 famílias. Do total, 12 espécies ocorreram no Rio Capivari, 14 no Rio Embu-Guaçu e 16 no Rio Taquacetuba. Considerando-se o número de espécies por trecho dos três rios agrupados, foram registradas 12 espécies na nascente, 14 no trecho médio e 18 no inferior (Tabela 2).

A Análise de Correspondência (CA) dos dados de densidade das espécies por rio (Fig. 2) explicou 100% da variação dos dados nos dois primeiros eixos, sendo 64,7% explicada pelo eixo 1 e 35,3% pelo eixo 2. O eixo 1 ordenou as espécies *Gymnotus carapo* (Linnaeus, 1758), *Pseudocorynopoma heterandria* (Eigenmann, 1914), *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824), *Synbranchus marmoratus* (Bloch, 1795), *Tilapia rendalli* (Boulenger, 1897), *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819), *Astyanax altiparanae* (Garutti & Britski, 2000), *Hypostomus ancistroides* (Ihering, 1911) e *Hyphessobrycon duragenys* (Ellis, 1911) do lado positivo do eixo, estando estas associadas ao Rio Taquacetuba.

Tabela 1 - Valores médios dos parâmetros físicos e químicos da água e descritores do habitat (estações chuvosa e seca) dos trechos (Nascente, Médio e inferior) dos rios Capivari, Embu-Guaçu e Taquacetuba amostrados na APA Capivari-Monos. \bar{x} – média; DP – desvio padrão.

	Trechos						Rios					
	Nascente		Médio		Inferior		Capivari		Embu-Guaçu		Taquacetuba	
	\bar{x}	DP	\bar{x}	DP	\bar{x}	DP	\bar{x}	DP	\bar{x}	DP	\bar{x}	DP
Profundidade média (m)	0.31	0.2	0.46	0.2	0.75	0.2	0.39	0.1	0.61	0.4	0.44	0.3
Largura média (m)	1.20	0.5	2.14	0.6	2.55	0.6	3.19	2.7	3.72	1.7	2.09	1.0
Cobertura vegetal (%)	74.17	21.8	43.60	29.4	80.00	14.1	48.13	35.0	61.67	23.2	74.17	24.2
Vazão (m ³ .s ⁻¹)	0.01	0.02	0.16	0.18	0.69	0.72	0.35	0.68	0.34	0.39	0.10	0.14
Corredeiras (%)	17.3	28.3	14.0	25.8	0.0	0.0	16.8	28.9	16.7	28.9	1.7	2.9
Poços (%)	40.0	43.6	29.0	25.6	80.0	0.0	33.8	39.0	53.3	37.9	43.3	32.1
Rápidos (%)	42.7	36.1	57.0	36.0	20.0	0.0	49.5	46.8	30.0	10.0	55.0	31.2
Condutividade (μS.cm ⁻¹)	24.50	7.7	21.80	2.8	23.50	5.7	22.50	2.9	18.33	1.2	28.17	4.3
Nitrogênio total (mg.L ⁻¹)	0.57	0.1	0.66	0.1	0.76	0.0	0.61	0.3	0.62	0.3	0.73	0.3
Ortofosfato (mg.L ⁻¹)	0.03	0.0	0.03	0.0	0.02	0.0	0.03	0.0	0.02	0.0	0.03	0.0
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	0.05	0.0	0.06	0.0	0.06	0.0	0.06	0.0	0.06	0.0	0.06	0.0
Cascalho (%)	10.83	11.3	13.20	15.6	2.50	0.0	19.00	22.8	8.33	13.7	0.83	2.0
Matacão(%)	28.33	26.5	6.90	13.1	15.00	21.2	9.25	20.8	37.50	29.6	0.00	0.0
Troncos (%)	6.17	5.5	11.90	11.9	13.00	6.4	5.50	4.1	17.83	13.9	9.50	6.9
Areia (%)	22.17	24.2	37.50	26.6	31.25	23.0	47.50	30.2	11.33	13.0	30.83	29.1
Seixos (%)	5.00	6.6	13.50	26.1	0.00	0.0	17.50	28.5	4.17	8.0	0.00	0.0
Folhiço (%)	18.33	27.4	7.50	14.0	15.75	15.2	1.25	2.3	3.33	4.1	36.33	20.3
Silte (%)	9.33	16.2	9.50	13.0	22.50	10.6	0.00	0.0	17.50	21.9	22.50	24.0

Tabela 2 - Composição taxonômica e densidade média (período seco e chuvoso) (indivíduos/ha) das espécies amostradas nos rios Capivari (Cap1, 2, 3 e 4), Embu-Guaçu (Emb 1, 2 e 3) e Taquacetuba (Taqua 1, 2 e 3).

Ordem /Família	Espécie	Nascente			Trecho Médio					Trecho Inferior	
		Cap 1	Emb1	Taqua 1	Cap 2	Cap 3	Cap4	Emb 2	Taqua 2	Emb 3	Taqua 3
CHARACIFORMES											
Crenuchidae	<i>Characidium oiticica</i> (Choi)		356					138		34	
Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i> (Homa)						24	46	90		
Characidae	<i>Astyanax altiparanae</i> (Asal)										74
	<i>Astyanax fasciatus</i> (Asfa)										372
	<i>Astyanax paranae</i> (Aspa)		478		646	526		46	90		
	<i>Astyanax cf. bockmanni</i> (Asbo)						24	454		75	
	<i>Glandulocauda melanopleura</i> (Glme)	2572								38	
	<i>Hyphessobrycon reticulatus</i> (Hyre)		1585	55				182	90	72	833
	<i>Hyphessobrycon duragenys</i> (Hydu)								180		
	<i>Pseudocorynopoma heterandria</i> (Pshe)										2007
SILURIFORMES											
Loricariidae	<i>Hypostomus ancistroides</i> (Hyan)										109
	<i>Pseudotocinclus tietensis</i> (Psti)				1004	1631	332	457	278	354	
	<i>Hisonotus depressicauda</i> (Hide)									138	
Callichthyidae	<i>Corydoras aeneus</i> (Coae)									34	297
Heptapteridae	<i>Imparfinis mirini</i> (Immi)							183		448	
Trichomycteridae	<i>Trichomycterus paolence</i> (Trpa)	289									
	<i>Trichomycterus iheringi</i> (Trih)						24				
GYMNOTIFORMES											
Gymnotidae	<i>Gymnotus pantherinus</i> (Gypa)		2821		1618	3436	1491	593		241	
	<i>Gymnotus carapo</i> (Gyca)										74
	<i>Gymnotus</i> spp. (Gysp)		112			105		367		178	
CYPRINODONTIFORMES											
Rivulidae	<i>Rivulus santensis</i> (Risa)		1255		65	211		136			
Poeciliidae	<i>Phalloceros</i> spp. (Phsp)		337	75759	6337	5350	1279	1271	12533	686	4086
SYNBRANCHIFORMES											
Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i> (Syma)			55							74
PERCIFORMES											
Cichlidae	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Gebr)			275	129		24		269		1697
	<i>Tilapia rendalli</i> (Tire)			496							

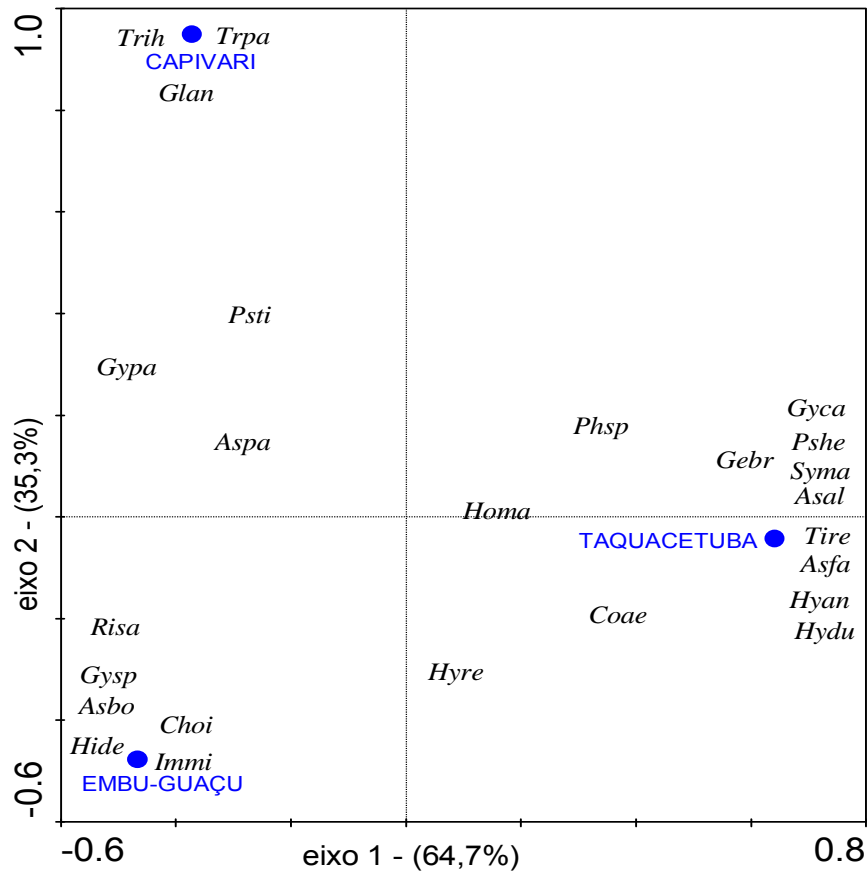


Figura 2 – Análise de Correspondência (CA) dos dados de densidade das espécies de peixes nos Rios Capivari, Embu-Guaçu e Taquacetuba da APA Capivari-Monos, São Paulo (SP), considerando-se os dados do período chuvoso e seco. Vide Tabela 2 para acrônimos das espécies.

A Análise de Correspondência (CA) da densidade das espécies por trecho amostrado (Fig. 3), explicou 100% da variação, sendo 65,4% explicado pelo eixo 1 e 34,6% pelo eixo 2. *Gymnotus carapo*, *Hisonotus depressicauda* (Miranda Ribeiro, 1918), *Astyanax fasciatus*, *Hypostomus ancistroides*, *Astyanax altiparanae*, *Pseudocorynopoma heterandria*, *Corydoras aeneus* (Gill, 1858), *Imparfinis mirini* Haseman 1911 e *Geophagus brasiliensis* foram alocadas do lado positivo do eixo 1 e estiveram associadas ao trecho inferior dos três rios. Por outro lado, *G. pantherinus* (Steindachner, 1908), *Phalloceros* spp., *Astyanax bockmanni* Vari & Castro, 2007, *Hyphessobrycon reticulatus* Ellis, 1911, *Synbranchus marmoratus*, *Pseudotocinclus tietensis* (Ihering, 1907) e *Rivulus santensis* Köhler, 1906 apresentaram ampla distribuição.

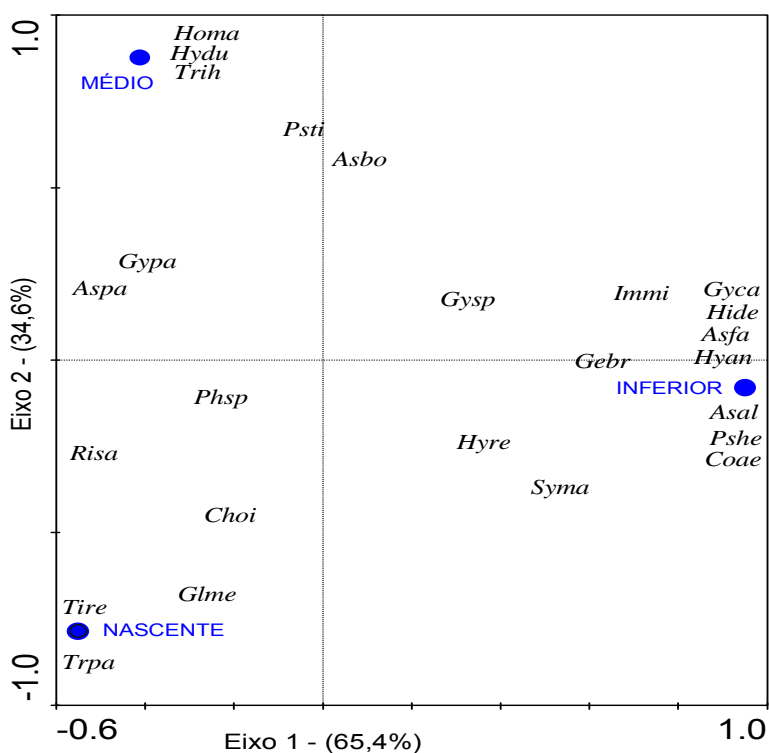


Figura 3 – Análise de Correspondência (CA) dos dados de densidade das espécies de peixes nos trechos de nascente, médio e inferior dos rios Capivari, Embu-Guaçu e Taquacetuba na APA Capivari-Monos (São Paulo, SP), considerando-se os dados do período seco e chuvoso. Vide Tabela 2 para acrônimos das espécies.

A Análise de Espécies Indicadoras (Tabela 3) mostrou que *G. pantherinus*, *Gymnotus* spp., *R. santensis* e *Characidium oiticicai* Travassos, 1967 foram consideradas indicadoras do Rio Embu-Guaçu, enquanto que *G. brasiliensis* foi indicadora do Rio Taquacetuba. Na análise realizada por trecho verificou-se que *P. tietensis* foi a única espécie indicadora do trecho médio, enquanto que *H. reticulatus* e *Corydoras aeneus* (Gill, 1858) foram indicadoras do trecho inferior.

Tabela 3 - Valores das espécies Indicadoras (IV) (% de identificação perfeita), para os rios Capivari, Embu-Guaçu e Taquacetuba e por trecho (nascente, médio e inferior), indicando os resultados de significância do teste de Monte Carlo (P). Valores de P<0.05 considerados significativos (*). Vide Tabela 2 para acrônimos das espécies.

Espécies	Rio			P	Trecho			P
	Capivari	Embu-Guaçu	Taquacetuba		Nascente	Médio	Inferior	
Glme	60	40	0	0.74	57	0	43	0.39
Psti	43	38	19	0.60	0	67	33	0.00*
Phsp	29	32	39	0.70	20	40	40	0.16
Gypa	47	53	0	0.05*	24	58	18	0.11
Aspa	27	55	18	0.44	45	55	0	0.69
Gysp	16	84	0	0.02*	19	23	58	0.33
Risa	27	73	0	0.04*	45	55	0	0.69
Homa	27	36	36	1.00	0	100	0	0.21
Asbo	16	63	21	0.09	0	55	45	0.66
Choi	0	100	0	0.00*	49	15	37	0.78
Hyre	0	56	44	0.08	20	18	61	0.03*
Gebr	27	0	73	0.04*	17	31	52	0.47
Tire	0	0	100	0.60	100	0	0	0.51
Syma	0	0	100	0.15	40	0	60	0.69
Hyan	0	0	100	0.61	0	0	100	0.20
Asal	0	0	100	0.59	0	0	100	0.20
Asfa	0	0	100	0.59	0	0	100	0.20
Hydu	0	0	100	0.61	0	100	0	1.00
Pshe	0	0	100	0.59	0	0	100	0.20
Hide	0	100	0	0.60	0	0	100	0.21
Coae	0	20	80	1.00	0	0	100	0.03*
Immi	0	100	0	0.15	0	29	71	0.55
Trpa	100	0	0	1.00	100	0	0	0.50
Trih	100	0	0	1.00	0	100	0	1.00
Gyca	0	0	100	0.59	0	0	100	0.20

Discussão

Características ambientais

A qualidade da água dos diferentes rios da APA Capivari-Monos pode ser considerada boa (Santos & Esteves, em prep.), sendo que os diversos parâmetros limnológicos, com exceção do pH, apresentaram valores dentro dos limites estabelecidos pela Resolução do CONAMA 375/05 para águas do tipo Classe 1.

Segundo Welcomme (1985), rios que atravessam áreas florestadas tendem a apresentar melhor qualidade da água, com menor quantidade de íons e baixa condutividade. Resultados semelhantes também foram encontrados por Vieira & Esteves (2002) em uma Área de Conservação da Serra do Mar, que registraram valores de condutividade entre 22 e 32 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, e Richter *et al.* (2007) que encontraram valores entre 35 a 43 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ para um trecho do Embu-Guaçu localizado à jusante dos trechos amostrados no presente estudo. Os valores de condutividade encontrados nos três rios da APA (18-28 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) foram mais baixos dos que os encontrados por Sendacz *et al.* (2005), que avaliaram alguns tributários de três represas da Bacia do Alto Tietê, o que indica que os rios em questão encontram-se em condições bastante preservadas.

Os três principais rios da APA Capivari-Monos apresentaram valores elevados do Índice de Qualidade de Habitat (IQH) (Santos & Esteves, em prep.), uma medida que avalia as características dos trechos através do nível de impacto decorrente de atividades antrópicas e da manutenção das condições naturais. De acordo com estes resultados, o Rio Capivari foi o que apresentou as melhores condições, enquanto que o Rio Taquacetuba está sob uma condição mais antropizada. Este último pertence à Bacia da Represa Billings, e resultados obtidos à jusante do trecho inferior do presente trabalho, indicaram baixa qualidade da água (São Paulo, 2011), explicando os menores valores de IQH observados por Santos & Esteves (em prep.).

Composição de espécies e bioindicadores

Trabalhos realizados em rios da região do Alto Tietê registraram uma riqueza de 22 espécies nos rios Grande (Furlan, 2010) e Paraitinga (Lobo, 2006), sendo que no presente estudo fora encontrado 25 espécies. Outros estudos realizados nesta bacia registraram 42 e 56 espécies respectivamente (Langeani, 1989; Marцениuk, 2011). Todavia deve se considerar que estes dois últimos estudos compreenderam uma área maior do que a amostrada no presente estudo, sugerindo que o número de espécies registrado para a APA Capivari-Monos foi relativamente alto.

A pequena diferença na riqueza de espécies verificada entre o Rio Taquacetuba e os demais rios, pode possivelmente, ser explicada pela proximidade deste com a Represa Billings, bem como ao efeito ecótono, comumente observado entre ambientes lóticos e lênticos (Willis & Magnuson, 2000) e entre trechos superior e inferiores em diversas bacias hidrográficas (Toham & Teugels, 1998; Shibatta *et al.* 2002; Hoeinghaus *et al.*, 2004), resultando em um aumento da diversidade (Carvalho *et al.*, 2003, Braga & Andrade, 2005).

A análise de espécies indicadoras combina a abundância relativa das espécies e sua frequência de ocorrência (Dufrêne & Legendre, 1997), indicando quais as espécies estão mais associados a habitats específicos, de modo não aleatório. É também utilizada, de maneira geral, para se referir ao uso de uma ou mais espécies que "indicam" a condição ou a resposta ao estresse, que pode ser aplicado a outras espécies com requerimentos ecológicos semelhantes (Niemi & McDonald, 2004).

Os resultados obtidos mostraram que as espécies indicadoras refletiram as diferentes condições ambientais, e que o tamanho do corpo, forma e estratégias de alimentação diferem entre as espécies indicadoras dos rios e os trechos estudados. Resultados semelhantes foram obtidos por outros autores tais como Petry & Schulz (2006), estudando a variação longitudinal e as espécies indicadoras do rio dos Sinos, RS, Brasil, e Leclerc & Desgranges

(2005) estudando a assembléia de peixes e os habitats do baixo Rio St. Lawrence no Canadá.

A combinação de pequena quantidade de corredeiras e maior de poções no rio Embu-Guaçu resultou no registro de espécies indicadoras características de ambos ambientes. Assim, *Characidium oiticicai* esteve associado a locais de maior correnteza e substrato rochoso, conforme também verificado por Sabino & Castro (1990); Aranha *et al.* (1998) e Sabino & Silva (2004). A utilização destes mesohabitats pode ser atribuída à presença de nadadeiras peitorais expandidas, ao pequeno porte (Braga, 2004), bem como ao comportamento alimentar desta espécie, considerada como insetívora com tendência à larvofagia (Barreto & Aranha 2006, Rolla *et al.*, 2009). Esta espécie também utiliza a tática de forrageamento do tipo “senta-e-espera” (Sazima, 1986).

Rivulus santensis é considerada uma espécie originária de riachos costeiros litorâneos, sendo considerada introduzida na Represa de Guarapiranga (Mattox, 2008). No Embu-Guaçu esteve associada à maior quantidade de matações e locais mais profundos, ocupando a região litorânea e locais com predominância de rápidos. Espécies deste gênero têm sido encontradas ocupando ambientes rasos e lênticos (Bührnheim, 1999), bem como em diferentes estratos da coluna d’água como regiões próximas ao substrato e com elevada cobertura vegetal (Shibatta & Bennemann, 2003; Costa, 2008; Couto & Aquino, 2011).

Já *Gymnotus pantherinus* e *Gymnotus* spp. neste mesmo rio, estiveram associados à vegetação marginal, conforme já verificado em outros estudos (Esteves & Lóbon-Cerviá, 2001; Esteves *et al.*, 2007; Ferreira & Petrere Jr., 2009). Os Gymnotidae possuem hábitos noturnos, ficando associados à vegetação marginal durante o dia (Oyakawa *et al.*, 2006). Segundo estes autores seu habitat é caracterizado por um substrato composto por pedras e rochas, águas límpidas, temperaturas relativamente baixas e alta concentração de oxigênio, características estas que foram também registradas mais frequentemente no Rio Embu-Guaçu.

Em comparação com os demais rios, o Rio Taquacetuba caracterizou-se pela elevada cobertura vegetal, substrato composto predominantemente por areia e folhiço, rápidos e menor vazão em relação aos demais rios (Santos & Esteves, em prep.). O registro de *Geophagus brasiliensis* como espécie indicadora, no entanto, parece estar relacionada à presença de pequenos lagos de pesca que apresentam comunicação direta com o rio. *G. brasiliensis* é característica de ambientes lênticos, encontrando-se amplamente distribuída em rios, riachos e reservatórios brasileiros, onde comumente torna-se uma espécie abundante devido à elevada plasticidade trófica (Abelha & Goulart, 2004). Segundo Tundisi (1986) reservatórios causam transformações no ambiente aquático original, modificando as condições físicas e químicas da massa d'água e, causando profundas diferenças na estrutura e composição das comunidades biológicas. Assim verifica-se que diversas influências antrópicas ocorrem nos rios da APA, que por ser uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável permite a ocupação humana.

Uma das teorias mais importantes sobre a organização dos sistemas fluviais é o Conceito de Contínuo Fluvial (Vannote *et al.*, 1980). Segundo este conceito, rios apresentam gradientes físicos conectados longitudinalmente ao longo de um “continuum”, sendo que a distribuição de organismos é estabelecida em conformidade com as condições físicas do canal (Peres-Neto *et al.*, 1995). Outro estudo mais recente refere-se aos conceitos de zonação através das características hidrológicas e geomorfológicas, que são responsáveis por formar manchas hidrogeomórficas (Thorp *et al.*, 2006). Evidências demonstram que as espécies exploram habitats específicos, apresentando padrões de distribuição característicos conforme as condições locais (Gatz, 1979; Uieda, 1984).

De acordo com estes conceitos, ocorrem mudanças na profundidade da água, vazão, morfologia do canal, temperatura, radiação solar e substrato ao longo do eixo longitudinal dos rios (Schlosser, 1982). Assim, os aspectos físicos podem ser considerados relativamente previsíveis da cabeceira à foz, resultando em padrões de organização das comunidades ao longo dos rios

(Garuti, 1988; Matthews, 1998), representando fatores-chave que controlam a estrutura das assembléias de peixes (Cowx & Welcomme, 1998).

Com relação à distribuição ao longo dos rios, *Pseudotocinclus tietensis* foi considerado como indicadora de trecho “médio”, caracterizado pela predominância de rápidos, cascalho, areia e seixo e baixa cobertura vegetal. A baixa cobertura vegetal poderia estar relacionada ao fato desta espécie ter sido considerada indicadora deste trecho, uma vez que todas as espécies de Loricariidae se alimentam de perifiton, principalmente algas, raspadas da superfície de rochas do fundo, ou a partir da superfície de galhos submersos, folhas e raízes da vegetação marginal (Casatti & Castro, 1998). Os resultados também corroboram o encontrado por Bojsen & Barriga (2002) e Buck & Sazima (1995) que verificaram que a ocorrência de espécies desta família em locais com menor cobertura vegetal esteve relacionada à maior abundância relativa e biomassa de perifiton devido à maior radiação solar. *P. tietensis* também apresenta características morfológicas adaptadas à alta velocidade da corrente, como um corpo hidrodinâmico compacto e grandes nadadeiras peitorais, as quais auxiliam na fixação ao substrato, além de bocas em posição inferior e bexiga natatória reduzida (de Pinna, 1998; Armbruster, 2004; Petry & Schulz, 2006).

Já *Hyphessobrycon reticulatus* e *Corydoras aeneus* foram indicadoras de trecho “inferior”. Estes locais foram caracterizados principalmente por apresentar maior largura, profundidade e cobertura vegetal, além de predominância de poções. Estas características poderiam explicar o fato de *H. reticulatus* ser indicadora deste trecho, uma vez que espécies deste gênero têm sido registradas em ambientes lênticos (Buckup, 1999; Esteves & Lóbon-Cerviá, 2001; Furlan, 2010). Mazzoni & Lóbon-Cerviá (2000) encontraram esta última espécie somente em trechos inferiores em um riacho da Serra do Mar no sudeste brasileiro. Os poções são ambientes mais estáveis, e atenuam os efeitos de variações temporais, ou seja, têm menor variabilidade em suas características de correnteza, profundidade e substrato (Schlosser, 1982). Deve se considerar também que espécies da família Characidae possuem uma estratégia alimentar do tipo "cata itens arrastados pela corrente", preferindo

habitats fundos e lênticos, para forragear com menor gasto energético (Bühnheim, 2002).

Corydoras aeneus esteve associada a um substrato arenoso, conforme também verificado por outros estudos com esta mesma espécie (Casatti, 2002; Ferreira & Casatti, 2006; Terra & Sabino, 2007). Esta espécie apresenta comportamento de forrageio diurno do tipo “escava enquanto se move” (Sazima, 1986). Casatti (2005) encontrou esta espécie nos trechos inferiores em riachos de primeira ordem no sudeste brasileiro, enquanto que Valério *et al.* (2007) estudando trechos de cabeceiras de riachos na bacia do Alto Paraná-Paraguai, verificaram que a espécie esteve relacionada a locais de pequena largura e baixa velocidade da água. Segundo estes autores, *C. aeneus* é normalmente encontrada em ambientes relativamente preservados, porém sua presença em áreas que já apresentam certas degradações do habitat e da qualidade da água pode ser indicativa de que a espécie possa ser resistente a impactos de pequena ordem. Casatti *et al.* (2010) também registraram esta espécie como indicadora de ambientes mais urbanizados e com baixo oxigênio dissolvido.

Considerando que espécies indicadoras mostram a associação das espécies a determinados habitats, esta análise deve complementar em uma escala regional, ações governamentais para preservação e conservação dos recursos hídricos desta Unidade de Conservação, principalmente por se tratar de área sob intensa pressão urbana, utilizada também para o abastecimento de água da Região Metropolitana de São Paulo.

Pseudotocinclus tietensis além de ter sido considerada uma espécie indicadora é, juntamente com *Glandulocauda melanopleura* e *Pseudocorynopoma heterandria*, considerada “vulnerável” segundo as listas da fauna ameaçada de extinção da fauna brasileira (Rosa & Lima, 2008) e do Estado de São Paulo (Oyakawa *et al.*, 2009). *Trichomycterus paolence* e *Hyphessobrycon duragenys* são consideradas “em perigo”.

A conservação destas espécies, além das consideradas indicadoras, está relacionada à preservação dos riachos que formam os mananciais que

abastecem a Grande São Paulo, e uma estratégia de conservação que vincule as duas causas poderiam resultar em benefícios mútuos.

Desta forma as análises realizadas podem ser vistas como uma ferramenta para avaliação da qualidade ambiental e para a proposta de medidas de conservação das espécies de peixes da APA Capivari-Monos.

Agradecimentos

Agradecemos ao Instituto de Pesca (APTA/SAA); à equipe de campo composta por João Marcos Miragaia Schmgielow, Beatriz Sasaki, Cainã Rodrigues Romero, Renato dos Santos Pegoretti, Luiz Claudio dos Santos Evangelista e Alberto Hossoda; Osvaldo T. Oyakawa pela identificação das espécies de peixes; Cleto Kaveski Peres pela ajuda com as análises estatísticas; Renan Ribeiro pela confecção dos mapas; ao Beto, Leandro e Leo, gestores da APA Capivari-Monos; Thales, Gestor do Núcleo Curucutu do Parque Estadual da Serra do Mar, pela acolhida e alojamento da equipe de campo e ao Instituto Florestal pela licença de amostragem (Processo nº 260108 – 015.793/2009).

Referências Bibliográficas

- Ab'Saber, A. N. 2007. O que é ser geógrafo: memórias profissionais de Aziz Nacib Ab'Saber em depoimento a Cynara Menezes. – Rio de Janeiro: Record, 2007.
- Abelha, M. C. & E.Goulart. 2004. Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* (26): 37-45.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz & L. C. Gomes. 2004. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrology and Hydrobiology* 4: 255-268.
- Agostinho, A. A., Thomaz. & L. C. Gomes. 2005. Conservation of the Biodiversity of S. M. Brazil's Inland Waters. *Conservation Biology*, 19 (3): 646-652.
- Allan, J.D. 1995. Stream ecology: structure and function of running waters. Chapman & Hall, London. 388p.
- Apone, F., A. K Oliveira. & J. C Garavello. 2008. Composição da ictiofauna do rio Quilombo, tributário do rio Mogi-Guaçu, bacia do alto rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 8 (1): 93-107.
- Aranha, J.M.R.; E.P. Caramaschi & U. Caramaschi. 1993. Ocupação espacial, alimentação e época reprodutiva de duas espécies de *Corydoras* Lacépède (Siluroidei, Callichthyidae) coexistentes no rio Alambari (Botucatu, São Paulo). *Revista Brasileira de Zoologia*. 10 (3): 453- 466.
- Armbruster, J. W. 2004. Phylogenetic relationships of the suckermouth armoured catfishes (Loricariidae) with emphasis on the Hypostominae and Ancistrinae. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 141: 1-80.
- Barreto, A.P. & J.M.R. Aranha. 2006. Alimentação de quatro espécies de Characiformes de um riacho da Floresta Atlântica, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23(3): 779-788. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752006000300023>
- Bellenzani, M.L.R. 2001. A APA municipal do Capivari-Monos como uma estratégia para a proteção dos mananciais da região Metropolitana de São Paulo. Dissertação de Mestrado. USP. Programa de Pós Graduação em Ciência Ambiental.
- Bojsen, B.H. & R. Barriga. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, 47: 2246-2260.

- Braga, F. M. S. & P. M. Andrade. 2005. Distribuição de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira Oriental, São Paulo, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 95: 121-126.
- Braga, F. M. S. 2004. Habitat, distribuição e aspectos adaptativos de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Estado de São Paulo, Brasil. *Acta Scientiarum*, 26: 31-36.
- Britski, H. A. 1972. Peixes de água doce do Estado de São Paulo – Sistemática. In: Comissão Interestadual da Bacia Paraná – Uruguai. *Poluição e Piscicultura*. SP.
- Britski, H. A., S. Sato, A. B. S. Rosa. 1986. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias (com chaves de identificação para os peixes da Bacia do São Francisco). 2.a ed. Brasília: CODEVASF 115p.
- Buck, S. & I. Sazima. 1995. An assemblage of mailed catfishes (Loricariidae) in southeastern Brazil: distribution, activity, and feeding. *Ichthyol. Explor. Freshw.* 6: 325–332.
- Buckup, P. A. 1999. Introdução à sistemática de peixes neotropicais. Rio de Janeiro: UFRJ.
- Buckup, P.A. 1999. Sistemática e biogeografia de peixes de riachos. In: Caramaschi, E.P.R. & Peres-Neto, P.R. (eds.) *Ecologia de peixes de riachos. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.* p.91-138.
- Carvalho, E. D., R. J. Castro, V. F. B. Silva & A. P. Vidotto. 2003. A estrutura das assembléias de peixes nas zonas de ecótonos da represa de Jurumirim (alto do rio Paranapanema, São Paulo). In: Henry, R. (org.) *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. RIMA, São Carlos. p. 249-278.
- Casatti, L.. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do parque estadual morro do diabo, bacia do alto rio paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 2 (14).
- Casatti, L. 2005. Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. *Biota Neotropica* 5 (1).
- Casatti, L. & R. M. C. Castro. 1998. A fish community of the São Francisco River headwater riffles, southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 9: 229-242.
- Casatti, L., R. M. Romero, J. Sabino, F. B. Teresa & F. Langeani. 2010. Fish community structure along a conservation gradient in Bodoquena Plateau

streams, central West of Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2010, vol. 22, no. 1, p. 50-59

- Castro, R. M. C., L. Casatti, H. F. Santos, K. M. Ferreira, A. C. Ribeiro, R. C. Benine, G. Z. P. Dardis, A. L. A. Melo, R. Stopiglia, T. X. Abreu, F. A. Bockmann, M. Carvalho, F. Z. Gilbran & F. C. T. Lima. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, Brasil. *Biota Neotropica*, 3 (1): 1-31.
- Chytrý, M., A. Exner, R. Hriynák, K. Ujházy, M. Valachoyié & W. Willner. 2002. Context-dependence of diagnostic species: A case study of the central European Spruceforests. *Folia Geobotanica* (37): 403-417.
- Costa, W. J. E. M. 2008. Monophyly and taxonomy of the Neotropical seasonal killifish genus *Leptolebias* (Teleostei: Aplocheiloidei: Rivulidae), with the description of a new genus. *Zoological Journal of the Linnean Society*, Londres, 153: 147–160.
- Couto, T. B. d'A. & P. P. U. Aquino. 2011. Structure and integrity of fish assemblages in streams associated to conservation units in Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 9 (2): 445-454
- Cowx, I. G. & R. L. Welcomme, 1998. Rehabilitation of rivers for fish. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 260 p.
- De Cáceres, M., P. Legendre & M. Moretti. 2010. Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos* (119): 1674–1684.
- Dufrêne, M. & P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*. (67) 345-366.
- Esteves, K. E. & J. Lobón-Cerviá. 2001. Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 62: 429- 440.
- Esteves, K. E., A. V. P. Lobo & M. D. R. Faria. 2007. Trophic structure of a fish community along environmental gradients of a subtropical river (Paraitinga River, Upper Tietê River Basin, Brazil). *Hydrobiologia* (2008) 598:373–387.
- Ferreira, C. de P. & L. Casatti. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica* 6: 1 – 25.
- Ferreira, F. C. & M. Petrere-Jr. 2009. The fish zonation of the Itanhaém river basin in the Atlantic Forest of southeast Brazil. *Hydrobiologia*, 636 (1): 11-34.

- Furlan, N. 2010. Distribuição da Ictiofauna do Rio Grande (Alto Tietê, SP) e Níveis da Exposição ao Mercúrio (Hg) ao longo de seu eixo e na zona de influência da Represa Billings. Dissertação de Mestrado. Instituto de pesca. São Paulo, 82p.
- Galves, W., O. A. Shibatta & F. C. Jerep. 2009. Estudos sobre diversidade de peixes da bacia do alto rio Paraná: uma revisão histórica. Ciências Biológicas e da Saúde, Londrina. 30 (2): 141-154.
- Garutti, V. 1988. Distribuição longitudinal da ictiofauna de um córrego na região noroeste do Estado de São Paulo, Bacia do Rio Paraná. Revista Brasileira de Biologia, 48: 747-759.
- Gatz Jr., A. J. 1979. Community organization in fishes as indicated by morphological features. Ecology, 60: 711-718.
- Hoeinghaus, D. J., K. O. Winemiller & D. C. Taphorn. 2004. Compositional change in fish assemblages along the Andean piedmont – Llanos floodplain gradient of the río Portuguesa, Venezuela. Neotropical Ichthyology, 2 (2): 85-92.
- Ingenito, L. F. S., L. F. Duboc & V. Abilhoa. 2004. Contribuição ao conhecimento da ictiofauna da Bacia do Alto rio Iguaçu, Paraná, Brasil. Arquivos de Ciências Veterinária e Zoologia. 7 (1): 23-36.
- Jacinto, L. R. C. 2003. Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto como Ferramentas na Gestão Ambiental de Unidades de Conservação: o Caso da Área de Proteção Ambiental (APA) do Capivari-Monos, São Paulo-SP. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. 121p.
- Karr, J. R., K. D. Fausch, P. L. Angermeier, P. R. Yant, and I. J. Schlosser. 1986. Assessment of biological integrity in running waters: a method and its rationale. Special Publication 5. Illinois Natural History Survey, Urbana, Illinois.
- Langeani, F. 1989. Ictiofauna do Alto curso do rio Tietê (SP): Taxonomia. Dissertação de Mestrado, Zoologia, Universidade de São Paulo. 231p.
- Leclerc, J. & J. L. Desgranges. 2005. Exploratory multiscale analysis of the fish assemblages and habitats of the lower St. Lawrence River, Quebec, Canada. Biodiversity and Conservation 14, 1153–1174.
- Legendre, P. & E. D. Gallagher. 2001. Ecologically meaningful transformations of ordinations of species data. Oecologia, 129: 271-280.
- Lobo A. V. P. 2006. Avaliação da Comunidade de peixes do Rio Paraitinga (Alto Tietê, SP) em um mosaico de condições ambientais. Dissertação de Mestrado, Biotecnologia, Universidade Mogi das Cruzes. 125p.

- Marceniuk, A. P., A. W. da S. Hilsdorf & F. Langeani. 2011. A ictiofauna de cabeceiras do rio Tietê, São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*. 11(3): 1-20.
- Matthews, W.J. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman and Hall, Norwell, Mass.
- Mattox, G. M. T. 2008. Peixes do município de São Paulo: passado, presente e futuro 180 – 203p. in *Além do concreto : contribuições para a proteção da biodiversidade paulistana / organização Leo R. Malagoli, Fernanda Blauth Bajesteiro, Marussia Whately*. -São Paulo : Instituto Socioambiental.
- Mazzoni, R. & J. Lobón-Cerviá. 2000. Longitudinal structure, density and production rates of a neotropical stream fish assemblage: the river Ubatiba in the Serra do Mar, southeast Brazil. *Ecography* 23: 588–602.
- Mazzoni, R., N. Fenerich-Veraniz & E. P. Caramaschi. 2000. Electrofishing as a sampling technique for coastal stream fish populations and communities in the Southeast of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 60: 205-216.
- McCune, B. & M. J. Mefford. 2011. *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 6.0 MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Mello-Théry, N. A. 2009. Pressão urbana em áreas de florestas: história e conflitos políticos da proteção ambiental. *Mercator - Revista de Geografia da UFC*, 8 (16).
- Menezes, N. A. 1996. Padrões de distribuição da biodiversidade dos da mata atlântica do sul e sudeste brasileiro: peixes de água doce. In: Workshop “Padrões de biodiversidade da mata atlântica do sudeste e sul do Brasil”. Campinas, São Paulo. Base de dados tropical: <http://www.bdt.org.br/workshop/mata.atlantica>.
- Ministério do Meio Ambiente. 2000. Avaliação e ações prioritárias para conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e campos sulinos. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, Brasil (<http://www.conservation.org.br/ma/mapas/peixes.htm>). Acesso em 03.06.2011.
- Niemi, G. J. & M. E. McDonald. 2004. Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, (35): 89-111.
- Oyakawa, O. T., A. Akama, K. C. Mautari & J. C. Nolasco. 2006. Peixes de riachos da Mata Atlântica nas Unidades de Conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo. São Paulo: *Neotrópica*. 201p.
- Oyakawa, O. T., N. A. Menezes, O. A. Shibatta, F. T. C. Lima, F. Langeani, C. Pavanelli, D. T. B. Nielsen & A. W. S. Hildorf. 2009. Peixes de água doce. In *Fauna Ameaçada de Extinção no Estado de São Paulo* (P.M. Bressan, M.C.M. Kierulff & A.M. Sugieda, coord.). Governo do Estado de São Paulo,

Secretaria de Meio Ambiente, Fundação Parque Zoológico de São Paulo, p.349-424.

- Penczac, T. 1981. Ecological fish production in two small lowland rivers in Poland. *Oecologia*, 48: 107-111.
- Peres-Neto, P. R.; C. R. S. F. Bizerril & R. Iglesias. 1995. An overview of some aspects of river ecology: a case study on fish assemblages distribution in an eastern Brazilian coastal river. *Oecologia Brasiliensis* 1: 317-334.
- Petry, A. C. & U. H. Schulz. 2006. Longitudinal changes and indicator species of the fish fauna in the subtropical Sinos River, *Brazilian Journal of Fish Biology*, 69: 272-290.
- de Pinna, M. C. C. 1998. Phylogenetic relationships of Neotropical Siluriformes (Teleostei: Ostariophysi): historical overview and synthesis of hypotheses. Pp. 279-330. In: Malabarba, L. R., R. E. Reis, R. P. Vari, Z. M. S. Lucena & C. A. S. Lucena (Eds.). *Phylogeny and classification of neotropical fishes*. Porto Alegre, Edipurs, 603p.
- Pino-Del-Carpio, A., R. Miranda & J. Pig. 2010. Non-Native freshwater fish management in Biosphere Reserves *Management Biology Invasions*, (1): 13-33.
- Richter, E. M.; A. Fornaro; C. L. Lago & L. Angnes. 2007. Avaliação da composição química de águas do sistema Guarapiranga: estudo de caso nos anos 2002 e 2003. *Química Nova*, 30 (5): 1147-1152.
- Rincón, P. A. 1999. Uso do micro-habitat em peixes de riachos: métodos e perspectivas. In: Caramaschi, E. P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P. R. eds. *Ecologia de peixes de riachos*. Série *Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ. p.23-90.
- Rolla, A. P. P. R., K. E. Esteves & A. O. Ávila-da-Silva. 2009. Feeding ecology of a stream fish assemblage in an Atlantic Forest remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). *Neotropical Ichthyology*, 7(1): 65-76.
- Rosa, R. S. & F. C. T. Lima. 2008. Peixes. In: Machado, A. B., C. S. Martins & G. M. Drummond (Eds.). *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção*. Biodiversitas, Belo Horizonte. 1ª ed. Ministério do Meio Ambiente; Fundação Biodiversitas, Brasília, 1420 p.
- Roux, D. J., J. L. Nel, P. J. Ashton, A. R. Deacon, F. C. De Moor, D. Hardwick, L. Hill, C. J. Kleynhans, G. A. Maree, J. Moolman & R. J. Scholes. 2008. Designing protected areas to conserve riverine biodiversity: Lessons from a hypothetical redesign of the Kruger National Park. *Biological Conservation* (141): 100-117.

- Sabino, J. & R. M. C. Castro. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). *Revista brasileira de Biologia*. 50: 23-36.
- Sabino, J. & C. P. D. Silva. 2004. História Natural de Peixes da Estação Ecológica Juréia-Itatins. In: Estação Ecológica Juréia-Itatins: Ambiente, flora e fauna. O.A.V. Marques & W. Duleba (eds.). Holos Editora. Ribeirão Preto, São Paulo, p.230-242.
- Sabino, J. & J. Zuanon, 1998. A stream fish assemblage in Central Amazonia: Distribution, activity patterns and feeding behavior. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, Munich, 8 (3): 201-210.
- Saunders, D. L., J. J. Meeuwig. & A. C. J. Vicent. 2002. Freshwater protected areas: Strategies for conservation. *Conservation Biology*, 16(1): 30-41.
- São Paulo (Prefeitura). 2011. Plano de Manejo – Área de Proteção Ambiental Capivari-Monos. Secretaria do Verde e Meio Ambiente. São Paulo, 346p.
- Sazima, I. 1986. Similarities in feeding behaviour between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. *Journal of Fish Biology*, 29: 53-65.
- Schlosser, I. J., 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs*. 52: 395–414.
- Sendacz, S., A. J. Monteiro-Junior, C. T. J. Mercante, L. B. C. Menezes. 2005. Cargas de nutrientes (nitrogênio e fósforo) na bacia do Alto Tietê (Cabeceiras e Guarapiranga). Projeto Negowat. <http://www.negowat.org>.
- Shibatta, O. A. & S. T. Bennemann. 2003. Plasticidade alimentar em *Rivulus pictus* Costa (Osteichthyes, Cyprinodontiformes, Rivulidae) de uma pequena lagoa em Brasília, Distrito Federal, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*., 20: 615-618.
- Shibatta, O.A., M. L. Orsi, S. T. Bennemann & A. T. Silva-Souza. 2002. Diversidade e distribuição de peixes na bacia do rio Tibagi. In: a bacia do Rio Tibagi (Medri, M. E., E. Bianchini, O. A. Shibatta & J. A. Pimenta, Eds), Londrina. Eduel: 403-423.
- Tarifa, J. R. & G. Armani. 2001. Os Climas Urbanos. In Tarifa, J. R.; Azevedo, T. R. Os Climas na Cidade de São Paulo. GEOUSP 4, Pró-Reitoria de Cultura e Extensão Universitária. Universidade de São Paulo, 199 p.
- ter Brak, C. J. F. & P. Smilauer. 2002. CANOCO erence Manual and CanoDraw for Windows User's Guide, Software for Canonical Community Ordination (version 4.5), Biometris, Wageningen and Česke Budějovice, Netherlands, 500 p.

- Terra L. C. C. & J. Sabino. 2007. Composição da ictiofauna de dois riachos, com diferentes graus de conservação, na bacia do rio Formoso, município de Bonito, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Ensaios e Ciência* 1(1): 49-58.
- Thorp, J. H., M. C. Thoms & M. D. DeLong. 2006. The riverine ecosystem synthesis? Biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications* 22: 123–147.
- Toham, A. K. & G. G. Teugels. 1998. Diversity patterns of fish assemblages in the Lower Ntem River Basin (Cameroon), with notes on potential effects of deforestation. *Archiv für Hydrobiologie* 141, 421–446.
- Trindade, M. E. J., M. Cetra, & R. Jucá-Chagas. 2010. Ictiofauna do Ribeirão Limoeiro, Bacia do Rio Cachoeira, BA. *Biota Neotropica*. 10 (4).
- Tundisi, J. G. 1986. Limnologia de represas artificiais. *Boletim de hidráulica e saneamento*. 11: 1-46.
- Uieda.V.S. 1984. Ocorrência e distribuição dos peixes em um riacho de água doce. *Revista Brasileira de Biologia*, 44(2): 203-213.
- Valério, S.B., Suárez, Y.R., Felipe, T.R.A., Tondato, K.K. & Ximenes, L.Q.L. 2007. Organization patterns of headwater-stream fish communities in the Upper Paraguay-Paraná basins. *Hydrobiologia*. 583(1):241-250.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K.W. Cummins, J. R. Sedell & C. E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Vieira, D. B. & Shibatta, O. A. 2007. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, 7(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n1/pt/abstract?article+bn01407012007>. Acesso em 03/06/11.
- Vieira, M. da S. & Esteves, K.E. 2002 Limnology of coastal clear-water stream of the Atlantic Rain Forest, Southeast Brazil. *Archiv für Hydrobiologie, Stuttgart*, 154(2): 275-291.
- Welcomme, R. L. 1985. River Fisheries. *FAO Fisheries Technical Papers* 260, 1–330.
- Willis, T. V. & Magnuson, J. J. 2000. Patterns in fish species composition across the interface between streams and lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57, 1042–1052.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerações Finais

- Os rios estudados apresentaram boa qualidade de água, com poucas variações entre rios e ao longo do gradiente longitudinal. No Rio Taquacetuba ocorreram os maiores valores de condutividade, sólidos totais dissolvidos, pH, amônio, nitrato e nitrogênio total, o que poderia ser um indicativo de um possível início de processo de eutrofização.
- Os rios estudados apresentaram condições preservadas quanto ao habitat, conforme indicaram os valores do IQH. As exceções foram os trechos Cap 2, Taqua 3 e Emb 3, que foram classificados como alterados, entretanto com valores próximos de serem classificados como preservados.
- Foram registradas 25 espécies, dentre as quais *Glandulocauda melanopleura*, *Pseudocorynopoma heterandria*, *Pseudotocinclus tietensis*, *Trichomycterus paolence* e *Hyphessobrycon duragenys* são espécies com algum grau de vulnerabilidade nas listas das espécies ameaçadas de extinção.
- As espécies que apresentaram ampla distribuição ao longo dos rios foram *Characidium oiticicai*, *Hyphessobrycon reticulatus*, *Gymnotus pantherinus*, *Phalloceros* spp. e *Geophagus brasiliensis*.

- A proximidade do trecho inferior do Rio Taquacetuba com a Represa Billings poderia explicar as maiores densidades de *Pseudocorynopoma heterandria*, *Corydoras aeneus*, *Astyanax fasciatus*, *Gymnotus carapo* e *Astyanax altiparanae*.
- O Rio Embu-Guaçu apresentou os maiores valores de diversidade, biomassa e equitatividade, diferenciando-se dos demais rios conforme mostrado pela RDA. Este fato pode estar relacionado à maior complexidade do substrato, que poderia também explicar o maior número de espécies indicadoras encontradas (*G. pantherinus*, *Gymnotus* sp., *R. santensis* e *C. oiticica*). *Geophagus brasiliensis* foi indicadora do Rio Taquacetuba, o que poderia ser explicado pela elevada quantidade de pequenos reservatórios nas proximidades do rio.
- *Pseudotocinclus tietensis* (considerada “vulnerável”) foi indicadora do trecho “médio”, enquanto que *Hyphessobrycon reticulatus* e *Corydoras aeneus* foram indicadoras de trecho “inferior” e estiveram associadas à elevada quantidade de poções e substrato arenoso.
- Embora em condições ainda relativamente preservadas, os resultados obtidos indicam que devido à presença de várias espécies vulneráveis e ameaçadas de extinção, medidas de preservação dos ecossistemas aquáticos da APA Capivari-Monos devem ser tomadas, uma vez que 20% das espécies registradas sofrem algum risco de ameaça.

ANEXOS

ANEXO 1 – Espécies coletadas nos rios Capivari, Embu-Guaçu e Taquacetuba da APA Capivari-Monos no Município de São Paulo.

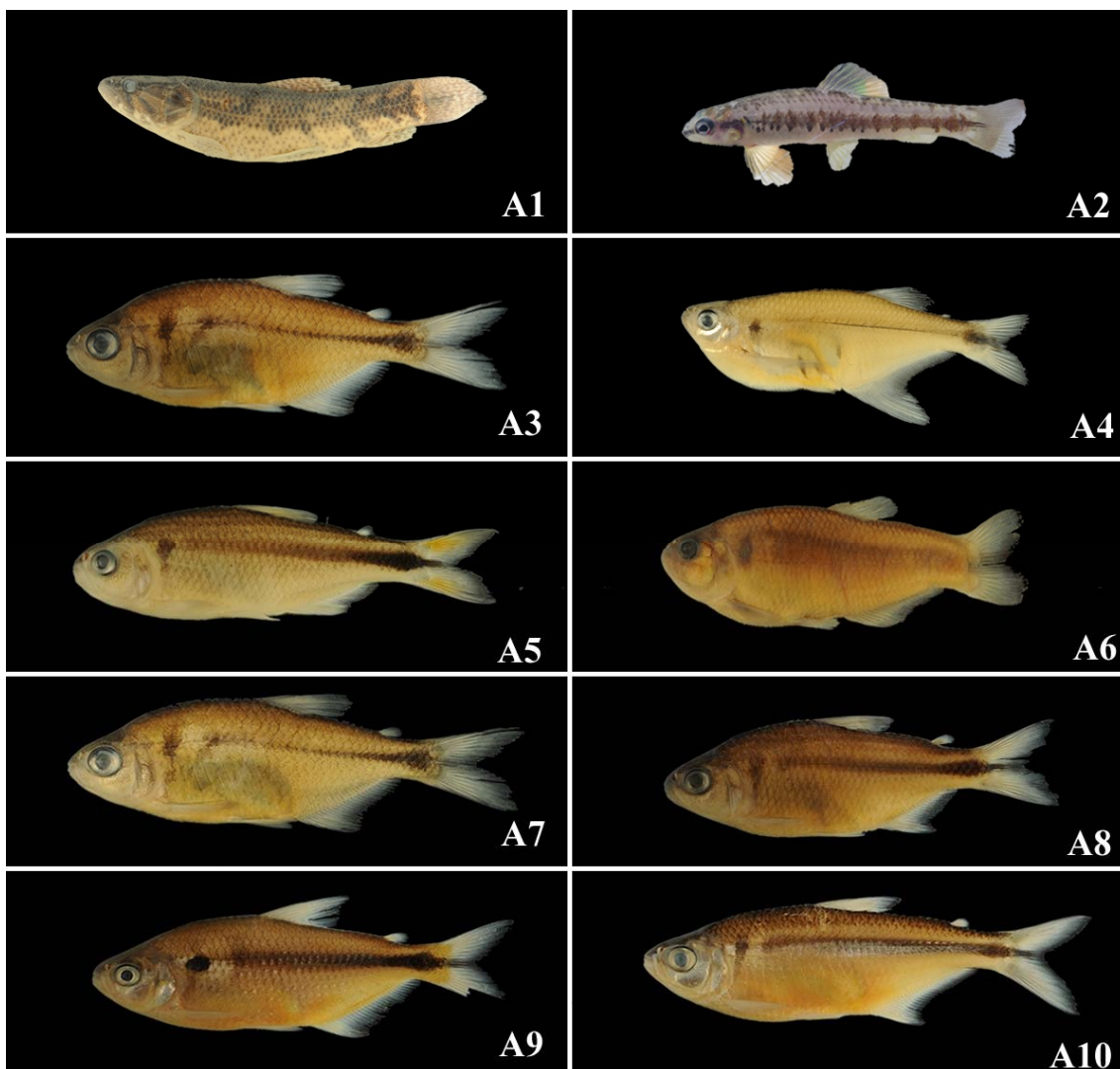


Figura 1. Espécies coletadas na APA Capivari-Monos. Ordem Characiformes: A1 - *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794); A2 - *Characidium oiticicai* Travassos, 1967; A3 - *Hyphessobrycon duragenys* Ellis, 1911; A4 - *Pseudocorynopoma heterandria* Eigenmann, 1914; A5 - *Astyanax paranae* Eigenmann, 1914; A6 - *Glandulocauda melanopleura* Ellis, 1911; A7 - *Hyphessobrycon reticulatus* Ellis, 1911; A8 - *Astyanax bockmanni* Vari & Castro, 2007; A9 - *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000; A10 - *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819)

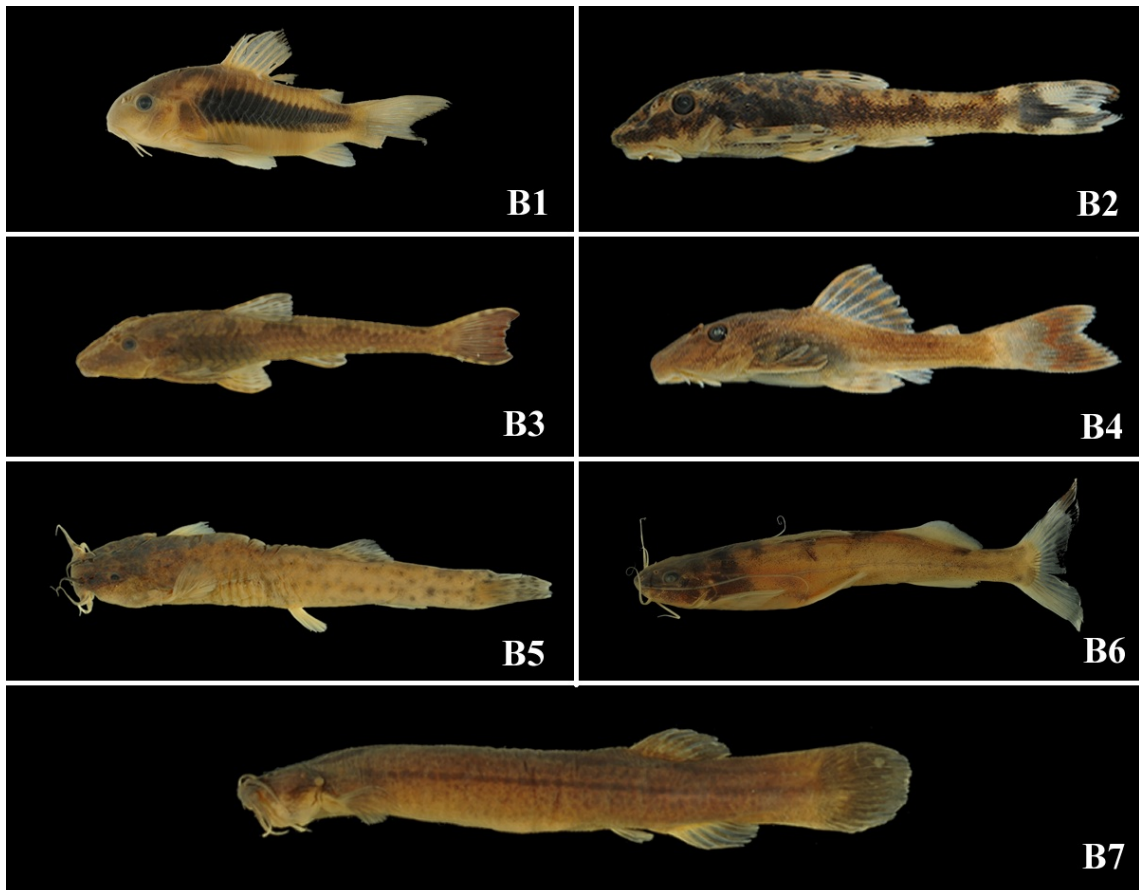


Figura 2. Ordem Siluriformes: B1 - *Corydoras aeneus* (Gill, 1858); B2 – *Hisonotus depressicauda* (Miranda Ribeiro, 1918); B3 - *Pseudotocinclus tietensis* (Ihering, 1907); B4 - *Hypostomus ancistroides* (Ihering, 1911); B5 *Trichomycterus iheringi* (Eigenmann, 1917), B6 - *Imparfinis mirini* Haseman, 1911; B7 - *Trichomycterus paolence* (Eigenmann, 1917).

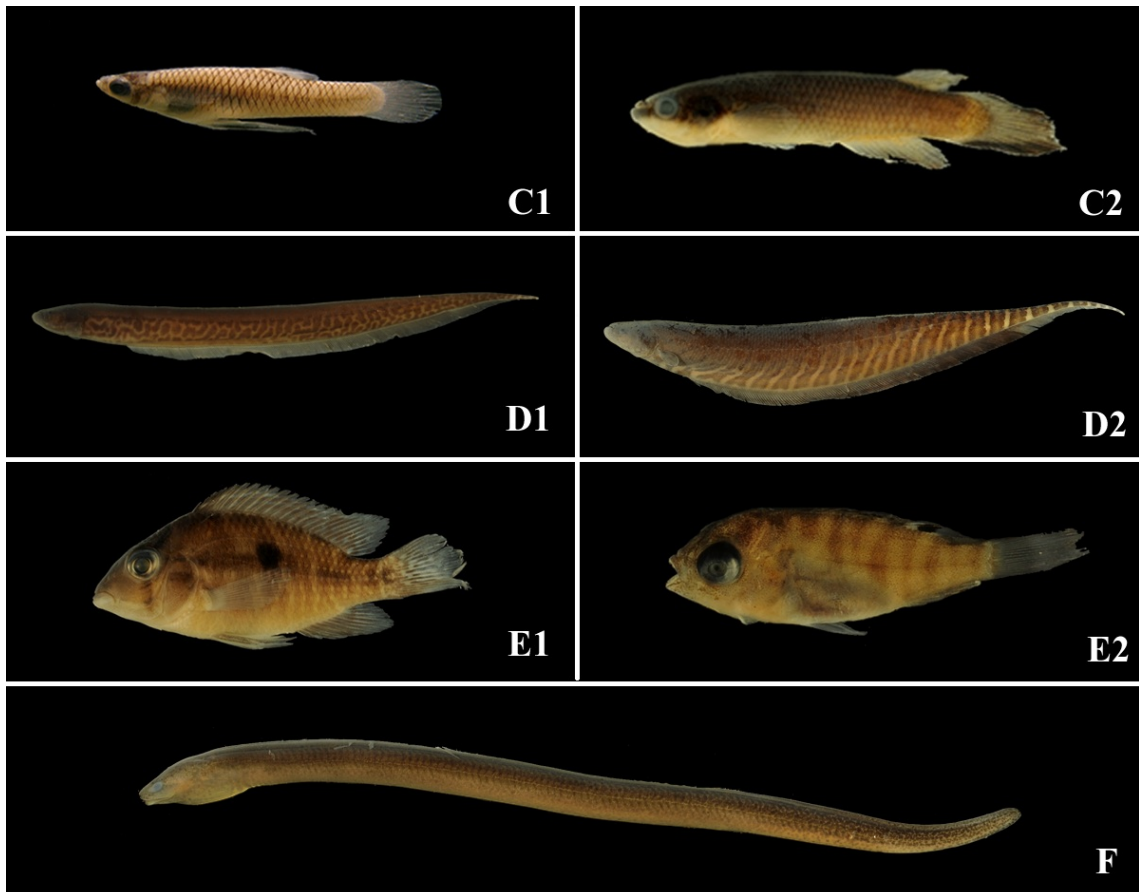


Figura 3. Ordem Cyprinodontiformes: C1 – *Phalloceros* spp.; C2 - *Rivulus santensis* Köhler, 1906; Ordem Gymnotiformes: D1 – *Gymnotus pantherinus* (Steindachner, 1908); D2 – *Gymnotus carapo* Linnaeus, 1958; Ordem Perciformes: E1 – *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824); E2 – *Tilapia rendalli* (Boulenger, 1897); Ordem Synbranchiformes: F – *Synbranchus marmoratus* Bloch, 1975.