



MÍRIAM APARECIDA DE CASTRO

**FATORES ESTRUTURANTES E POSSÍVEIS
ESPÉCIES INDICADORAS DA ASSEMBLEIA
DE PEIXES DE RIACHOS AFLUENTES DO
RESERVATÓRIO DE TRÊS MARIAS - MG**

LAVRAS – MG

2012

MÍRIAM APARECIDA DE CASTRO

**FATORES ESTRUTURANTES E POSSÍVEIS ESPÉCIES
INDICADORAS DA ASSEMBLEIA DE PEIXES DE RIACHOS
AFLUENTES DO RESERVATÓRIO DE TRÊS MARIAS - MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Paulo dos Santos Pompeu

Coorientador

PhD. Robert M. Hughes

LAVRAS – MG

2012

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Divisão de Processos Técnicos
da Biblioteca da UFLA**

Castro, Miriam Aparecida de.

Fatores estruturantes e possíveis espécies indicadoras da assembléia de peixes de riachos afluentes do reservatório de Três Marias, MG / Miriam Aparecida de Castro. – Lavras : UFLA, 2012.

111 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2012.

Orientador: Paulo dos Santos Pompeu.

Bibliografia.

1. Ecologia de riachos. 2. Ictiofauna. 3. Habitat físico. 4. Bacia do Alto São Francisco. 5. Índice de Integridade Biótica. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 574.526323

MÍRIAM APARECIDA DE CASTRO

**FATORES ESTRUTURANTES E POSSÍVEIS ESPÉCIES
INDICADORAS DA ASSEMBLEIA DE PEIXES DE RIACHOS
AFLUENTES DO RESERVATÓRIO DE TRÊS MARIAS, MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 23 de fevereiro de 2012.

Dr. Jansen Alfredo Sampaio Zuanon	INPA
Dra. Alessandra Angélica de Pádua Bueno	UFLA

Dr. Paulo dos Santos Pompeu
Orientador

**LAVRAS – MG
2012**

Aos meus pais, José e Maria
Minha irmã Solange
Minha tia Zilma
E a todos que estiveram comigo nesse período

DEDICO

AGRADECIMENTOS

De todo coração eu agradeço

A Deus toda honra e toda glória, sempre. Obrigada por dar - me a resposta que buscava, e a certeza nos momentos incertos.

À Universidade Federal de Lavras (UFLA), ao Setor de Ecologia e Conservação e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada (PPGEco), por toda infraestrutura e apoio técnico e aos professores do PPGEco por toda a formação acadêmica e amizade compartilhadas ao longo desses anos.

À Cemig, através do Programa Peixe Vivo, pelo financiamento do projeto e parte da bolsa e ao CNPq (processo 153694/2010-6), pela concessão de bolsa. Sem esse auxílio esse trabalho jamais poderia ser realizado.

À minha família; meus pais José e Maria pelo amor, compreensão, por serem meus maiores incentivadores e o motivo de toda essa luta; à minha irmã Solange (Sol), por estar sempre comigo e tentar fazer - me enxergar o lado otimista da vida, por torcer por mim, por sempre me ouvir, por me dar bronca, por acreditar no meu potencial e por ser uma das pilas que me sustentam; à minha tia Zilma, por dar - me força e estar presente nos momentos mais difíceis. A todos os meus tios, tias, primos, primas e meus avós por acreditarem e torcerem por mim, mesmo não entendendo o porquê desse trabalho. E também ao Marcelo por ser um verdadeiro irmão pra mim e pra Sol. Obrigada por apoiar a Sol nos momentos que não consigo e me apoiar nos momentos em que finjo não precisar.

A todos os meus colegas da 5ª turma de mestrado do PPGEco, pelos momentos compartilhados, sendo eles bons ou ruins, principalmente quando temos que colocar em prática o “plano B”. Agradeço especialmente ao Ivo e a Thais Yumi, colegas de mestrado, que juntos tivemos a responsabilidade de enlouquecer o Paulo, principalmente na reta final dos nossos mestrados.

A todos os meus colegas do Laboratório de Ictiologia da UFLA, pela ajuda, pela amizade, por me levarem para coletar, por me fazerem rir e tornar um trabalho árduo em diversão. Principalmente a Lud e ao Fábio por toda a amizade, a Lud pelos conselhos que muitas vezes finjo não ouvir mas sempre guardo, ao Fábio por me deixar dirigir a caminhonete e o barco conquistando assim, minhas metas do mestrado. Aprendi muito com vocês dois, obrigada!

Um agradecimento especial também ao Lêle (Francisco Alexandre) por sua grande amizade e por simplesmente ser “o bunitão”.

A todas as pessoas que possibilitaram as coletas desse projeto, especialmente aos coordenadores. A todos que participaram do reconhecimento, Nara e Lucas aqui de Lavras, Diego, Lilian, Rafael Ligeiro, Déborah e Wander da UFMG, ao Projeto Manuelzão por ceder à caminhonete e o motorista, o Sr. Cassius, para finalizarmos o reconhecimento e ao Cacá que possibilitou esse

empréstimo, obrigada por dividirem comigo um momento tão cansativo e estressante e por, apesar de tudo, termos conseguido os 40 pontos amostrais.

A todos que me ajudaram em campo, sem exceção, mil vezes meu obrigada, especialmente ao Rafael Souza e a Nara, por toda a ajuda ao longo de toda a campanha e por serem meus braços direito e esquerdo (às vezes foram um pouquinho do bolso também, ajudando - me na parte financeira), ao Ivo e ao Lucas, por terem se “disponibilizado” a dirigir a nossa caminhonete diminuindo suma das minhas preocupações.

Obrigada também a todas as pessoas da UFMG, da PUC e do CEFET que foram essenciais em campo dividindo conosco essa grande tarefa.

Às pessoas que ajudaram - me na triagem em laboratório: Débora Reis, Alexandre, Marcos e principalmente a Dani que, além de me ajudar nas férias sempre me dava um novo animo quando, eu frustrada por não saber identificar os peixes, ela perguntava: “E os peixinhos?”. A Ciça e ao Lêle, por serem meus conselheiros de plantão quando eu tinha eternas dúvidas em relação à obscura identidade dos peixes e ao Paulo, por escutar os meus inúmeros: “Você tem um tempinho para olhar um peixe?”. À Marcela, por ter tabulado todos os protocolos, sem essas informações com certeza essa dissertação não teria uma análise estatística.

Aos membros da banca por todas as contribuições, que com certeza melhorarão esse trabalho. Ao Jansen Zuanon, por vir de Manaus ate Lavras, não se importando com as horas de voo, descobri que as empresas aéreas acham que Manaus é quase outro país pela quantidade de escalas que fazem ate lá. À Alessandra, por encarar uma área que não é a sua, mas que também é o ambiente aquático. Ao Rodrigo Lopes, que mesmo sendo suplente, tenho que agradecer pela amizade e disponibilidade.

Agradeço ao Bob e Phil, pela parceria e por sempre estarem dispostos a nos auxiliar na adaptação dos protocolos, vocês são exemplo para todos nós. E ao Bob, obrigada por gostar tanto do Brasil e da nossa equipe.

Enfim, agradeço ao meu orientador, por tudo o que ele possibilitou ao meu crescimento profissional e pessoal (finalmente conheci o mar!!) durante esses anos, mas, agradeço especialmente por sua humanidade, poucas pessoas têm a capacidade de acreditar nas outras como você, que consegue enxergar potencial onde ninguém mais consegue. Obrigada por ser uma pessoa apaixonada pelo que faz e por transmitir isso a todos que te conhecem. Obrigada por sua calma nos momentos em que nada parece fazer sentido. Obrigada por ser um exemplo de profissional. Durante esses anos de UFLA você construiu mais do que um grupo de pesquisa, construiu uma família, obrigada por me permitir fazer parte dela. Finalizando, agradeço ao Paulo e ponto.

Lembra do dia em que você pensou Biologia
Nada mais era que uma ideia pro vestibular
Mas passou num instante
E quem era estudante vai formar

Comigo também foi assim e me lembro do medo
Tudo era tão novo, mas vou contar um segredo
Pra quem faz o que quis
O sucesso é inevitável
E é feliz

Paulo Pompeu

*(aula da saudade da 5ª turma de formandos em
Bacharel em Ciências Biológicas da UFLA)*

RESUMO

Analisando-se a fauna de 38 riachos afluentes do reservatório de Três Marias, Rio São Francisco, buscou-se avaliar quais fatores estruturam a comunidade de peixes e determinar possíveis espécies de peixes indicadoras de qualidade ambiental. Avaliou-se fatores relacionados à estrutura física do riacho, como morfologia do canal, tipos de substratos e suas predominâncias, presença de abrigos para peixes e de pedaços de madeira no leito, estrutura da vegetação ripária e distúrbios humanos nas margens. Determinou-se, também, a importância da qualidade da água e do uso do solo na bacia de drenagem do riacho. A similaridade entre os riachos foi determinada em termos quantitativos (índice de Bray-Curtis) e em termos qualitativos (índice de Jaccard). Construíram-se modelos explicativos utilizando associação entre as variáveis e as matrizes de similaridade. As possíveis espécies indicadoras foram determinadas pela análise de espécies indicadoras (*Indicator species analysis* – IndVal) com o teste de associação de Monte Carlo. A influência de fatores geográficos sobre a fauna foi avaliada através da relação da distância entre os pontos e sua similaridade, o qual não apresentou efeitos significativos. Em relação à similaridade quantitativa, os grupos de variáveis que melhor explicaram a estrutura foram uso do solo (11,6%), morfologia do canal (9,5%) substrato (8,7%) e vegetação ripária (8,0%). No modelo geral com todas as variáveis a explicação foi de 42,56%. Para a análise qualitativa da comunidade, os grupos de variáveis mais importantes foram morfologia do canal (12,6%), substrato (9,2%), uso do solo (9,2%) e vegetação ripária (5,4%), que no modelo geral explicaram 31,5% da variação. Das 32 espécies analisadas como possíveis indicadoras de qualidade ambiental, 20 foram consideradas generalistas, oito potencialmente tolerantes (*Astyanax* aff. *eigenmanniorum*, *Astyanax bimaculatus*, *Astyanax fasciatus*, *Gymnotus carapo*, *Hemigrammus marginatus*, *Hisonotus* sp.1, *Hyphessobrycon santae* e *Pimelodella lateristriga*) e quatro potencialmente intolerantes (*Bryconamericus stramineus*, *Harttia* sp., *Hasemania nana* e *Knodus moenkhausii*). A porcentagem de substrato fino, o índice de impacto humano e a vegetação lenhosa são as variáveis com maior número de associações significativas com as espécies. As variáveis de qualidade da água pouco disseram sobre a tolerância ou intolerância das espécies.

Palavras-chave: Substratos em riachos. Córregos. Análise de espécies indicadoras. Impacto humano.

ABSTRACT

Analyzing the fauna of 38 tributary streams of the Três Marias reservoir, we aimed to assess which factors explain the fish community structure, as well as to evaluate fish species indicators of environmental quality. We evaluated factors related to the physical structure of the stream, such as channel morphology, substrate and their predominance, cover fish and woody, structure of riparian vegetation and human disturbance in the margins. It was also determined, the importance of the water quality and land use in drainage of the stream. The similarity between the streams was determined by quantitative (Bray-Curtis) and qualitative (Jaccard) indexes. We constructed models using association between explanatory variables and the similarity matrices. Possible indicator species were determined by the analysis of Indicator species analysis (IndVal) with the association test of Monte Carlo. The influence of geographical factors on the fauna was assessed by the ratio of the distance between the points and their similarity, which had no significant effect. Regarding the quantitative similarity groups of variables that best explained the structure were land use (11.6%), channel morphology (9.5%) substrate (8.7%) and riparian vegetation (8.0%). In the general model with all variables explanation was 42.56%. For the quantitative analysis of community groups were the most important variables of channel morphology (12.6%), substrate (9.2), land use (9.2%) and riparian vegetation (5.4%), which the overall model explained 31.5% of the variation. Of the 32 species analyzed as possible indicators of environmental quality, 20 were considered generalists eight potentially tolerant (*Astyanax* aff. *eigenmanniorum*, *Astyanax bimaculatus*, *Astyanax fasciatus*, *Gymnotus carapo*, *Hemigrammus marginatus*, *Hisonotus* sp.1, *Hyphessobrycon santae e Pimelodella lateristriga*) e quatro potencialmente intolerantes (*Bryconamericus stramineus*, *Harttia* sp., *Hasemania nana* e *Knodus moenkhausii*). The percentage of fine substrate, the rate of woody vegetation and human impact are the variables with the most significant association with the species. The water quality variables have said little about tolerance or intolerance of the species.

Keywords: Substrates in streams. Analysis of indicator species. Human impact. Habitat Physical.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 2

Figura 1	Mapa da rede amostral dos 38 riachos pertencentes à bacia de drenagem do Reservatório de Três Marias - MG, setembro de 2010.....	35
Figura 2	Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Bray-Curtis, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo da morfologia do canal.....	55
Figura 3	Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Bray-Curtis, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo do substrato.....	55
Figura 4	Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Bray-Curtis, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo do abrigo para peixes e pedaços de madeira no leito.....	56
Figura 5	Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Bray-Curtis, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo da vegetação ripária.....	56
Figura 6	Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Bray-Curtis, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo da qualidade da água.....	57
Figura 7	Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Bray-Curtis, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo do uso do solo.....	57
Figura 8	Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Jaccard, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo da morfologia do canal.....	62
Figura 9	Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Jaccard, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo do substrato.....	62
Figura 10	Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Jaccard, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo do abrigo para peixes e pedaços de madeira no leito.....	63
Figura 11	Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Jaccard, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo da vegetação ripária.....	63

Figura 12	Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Jaccard, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo da qualidade da água.....	64
Figura 13	Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Jaccard, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo do uso do solo.....	64
CAPÍTULO 3		
Figura 1	Mapa da rede amostral dos 38 riachos pertencentes à bacia de drenagem do Reservatório de Três Marias, MG, setembro de 2010.....	82
Figura 2	Número de espécies em função do número de associações significativas que apresentaram; os valores negativos indicam relações com características associadas a degradação, e os positivos se referem a categorias que indicam uma boa qualidade ambiental.....	90

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 2

Tabela 1	Variáveis do habitat físico avaliadas nos 38 riachos da bacia de drenagem do reservatório de Três Marias, setembro de 2010.....	37
Tabela 2	Lista taxonômica das 58 espécies de peixes coletadas em 38 riachos pertencentes à bacia de drenagem do reservatório de Três Marias, MG, com dados da distribuição das espécies nos riachos. N = número de indivíduos de cada espécie, FO = porcentagem de riachos em que a espécie foi registrada.....	41
Tabela 3	Distribuição das variáveis do habitat físico, qualidade da água e uso do solo, dos 38 riachos da área de influência do reservatório de Três Marias.....	50
Tabela 4	Grupos de variáveis com os valores de significância (p) de cada variável, proporção de explicação individual (Prop), proporção de explicação residual da variável no modelo (Prop. residual), correlação de cada variável com o primeiro eixo da dbRDA (Cor. dbRDA1), modelo para cada grupo de variáveis, proporção de explicação do modelo (R^2 e R^2 ajustado) e porcentagem de variação do primeiro eixo da dbRDA para o modelo, utilizando a similaridade de Bray-Curtis.....	51
Tabela 5	Variáveis com seus valores de significância (p), proporção da explicação individual (Prop), proporção da explicação residual no modelo (Prop. residual), correlação com o primeiro eixo da dbRDA (Cor. dbRDA1), modelo geral, proporção de explicação do modelo (R^2 e R^2 ajustado) e porcentagem de variação do primeiro eixo da dbRDA para o modelo, utilizando a similaridade de Bray-Curtis.....	53
Tabela 6	Grupos de variáveis com os valores de significância (p) de cada variável, proporção de explicação individual (Prop), proporção de explicação residual da variável no modelo (Prop. residual), correlação de cada variável com o primeiro eixo da dbRDA (Cor. dbRDA1), modelo para cada grupo de variáveis, proporção de explicação do modelo (R^2 e R^2 ajustado) e porcentagem de variação do primeiro eixo da dbRDA para o modelo, utilizando a similaridade de Jaccard.....	58

Tabela 7	Variáveis com seus valores de significância (p), proporção da explicação individual (Prop), proporção da explicação residual no modelo (Prop. residual), correlação com o primeiro eixo da dbRDA (Cor. dbRDA1), modelo geral, proporção de explicação do modelo (R^2 e R^2 ajustado) e porcentagem de variação do primeiro eixo da dbRDA para o modelo, utilizando a similaridade de Jaccard.....	60
Tabela 8	Valores das correlações de Pearson entre as classes de uso do solo na bacia de drenagem e as variáveis físicas e de qualidade da água de cada riacho, os valores em negrito representam correlações significativas no nível de 5%.....	66
CAPÍTULO 3		
Tabela 1	Lista taxonômica das 58 espécies de peixes coletadas em 38 riachos pertencentes à bacia de drenagem do reservatório de Três Marias, MG, com dados da distribuição das espécies nos riachos. N = número de indivíduos de cada espécie, FO = porcentagem de riachos em que a espécie foi registrada.....	87
Tabela 2	Categorias das variáveis ambientais e seus respectivos intervalos.....	89
Tabela 3	Possíveis espécies indicadoras com os grupos pertencentes (G) para cada variável e sua significância do Teste de Monte Carlo (p^* = significativo ao nível de 5%). OD = Oxigênio Dissolvido, Cond = Condutividade, T °C = Temperatura da água, xfc_nat = Abrigo natural, xcmgw = Vegetação lenhosa, pct_sfgf = Substrato Fino, w1_hall = Impacto humano e xwxd_p = área molhada.....	92
Tabela 4	Correlações entre as variáveis de habita físico, os valores em negrito foram significativos no nível de 5%.....	95

SUMÁRIO

	Capítulo 1 Introdução geral.....	15
1	INTRODUÇÃO.....	16
2	REFERENCIAL TEÓRICO.....	18
2.1	O que é um riacho?.....	19
2.2	Fatores que estruturam a assembleia de peixes em riachos.....	20
2.3	Espécies indicadoras em riachos.....	22
	REFERÊNCIAS.....	24
	Capítulo 2 Fatores que determinam a estrutura da assembleia de peixes em riachos da área de influência do reservatório de Três Marias, Bacia do São Francisco, MG.....	28
1	INTRODUÇÃO.....	31
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	33
2.1	Área de estudo.....	33
2.2	Coleta de dados.....	35
2.2.1	Habitat físico.....	36
2.2.2	Qualidade da água.....	38
2.2.3	Uso do solo.....	38
2.2.4	Coleta de peixes.....	39
2.3	Análise de dados.....	39
3	RESULTADOS.....	41
4	DISCUSSÃO.....	67
	REFERÊNCIAS.....	71
	Capítulo 3 Espécies de peixes indicadoras da integridade ambiental de riachos da bacia do alto São Francisco, Minas Gerais.....	76
1	INTRODUÇÃO.....	79
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	81
2.1	Área de estudo.....	81
2.2	Coleta de dados.....	83
2.3	Análise de dados.....	85
3	RESULTADOS.....	87
4	DISCUSSÃO.....	96
	REFERÊNCIAS.....	100
	ANEXOS.....	101

CAPÍTULO 1

Introdução geral

1 INTRODUÇÃO

A integridade dos ambientes aquáticos é prejudicada por ações antrópicas que influenciam, negativamente, desde os pequenos até os grandes corpos hídricos. Alguns dos efeitos negativos são decorrentes da poluição, outros se relacionam às mudanças na hidrologia da bacia, às modificações no hábitat, alterações das fontes de energia da comunidade e alterações biológicas (espécies invasoras, patógenos). Atualmente existe um grande interesse em avaliar o efeito que as alterações antrópicas causam nos sistemas aquáticos e na sua biota associada, argumentando-se que a capacidade do ambiente de sustentar uma biota balanceada é um dos principais indicadores da potencialidade de uso da água pelo ser humano. No princípio, a avaliação da qualidade ambiental geralmente levava em consideração somente aspectos limnológicos, o que não revela a capacidade do ambiente em manter uma diversidade de espécies, subestimando assim os danos sobre a comunidade biológica.

Os fatores que estruturam uma assembleia de peixes em riachos podem ser correlacionados com a estrutura do corpo d'água, como fluxo, profundidade e largura do canal, vegetação ripária, substrato, madeira presente no leito, como os fatores químicos da água e os geográficos, e também com características das espécies e os fatores históricos. Compreender como esses fatores ambientais influenciam as assembleias de peixes, tanto em termos de abundância quanto riqueza, é essencial para desenvolvermos estratégias de conservação. Outra característica com grande valor sobre a fauna em riachos é o uso do solo na bacia de drenagem, pela qual conseguimos avaliar as consequências das diferentes ações antrópicas, como monoculturas e pastagens.

O interesse pela fauna de peixes de riachos é recente. Porém vem ganhado espaço no cenário científico nacional, principalmente como ferramenta para a comparação da integridade entre diferentes áreas. O uso da fauna de

riachos como indicador de qualidade ambiental tem uso recente para a região Neotropical, porém é altamente difundido na América do Norte e na Europa.

As espécies de peixes que compõem a comunidade em riachos são principalmente as de pequeno a médio porte. Apesar de a composição de espécies refletir as alterações ambientais, existem poucos estudos que determinam o grau de tolerância de uma espécie. São poucos, também, os estudos sobre as características que podem definir uma espécie como indicadora ambiental.

Esta dissertação é parte do projeto “Desenvolvimento de Índices de Integridade Biótica para avaliação de qualidade ambiental e restauração de habitats em áreas de soltura de alevinos”. Projeto interinstitucional desenvolvido em conjunto por equipes da Universidade Federal de Lavras, Universidade Federal de Minas Gerais, Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais e Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, em parceria com a Cemig (Programa Peixe Vivo).

O principal objetivo com este trabalho foi avaliar quais fatores relacionados à morfologia do canal, tipo de substrato, diversidade de abrigos para peixes, quantidade de pedaços de madeira no canal, conservação da vegetação ripária, distúrbios humanos nas margens, qualidade da água e uso do solo, melhor explicam a estrutura das assembleias de peixes de riachos afluentes do reservatório de Três Marias. E determinar possíveis espécies indicadoras de condições ambientais para esses riachos.

Neste sentido, o primeiro capítulo apresenta uma introdução geral ao tema da dissertação através do referencial teórico. O segundo capítulo busca determinar fatores do habitat físico que estruturam as assembleias de peixes. No terceiro capítulo apresentam-se possíveis espécies indicadoras de condições ambientais para riachos.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

As assembleias biológicas são construídas por mecanismos e processos que envolvem: as espécies, o local, as interações das espécies com o ambiente e com outras espécies, além das condições geográficas e históricas do ambiente e das alterações antrópicas. Determinar e compreender esses mecanismos estão entre os principais objetivos da ecologia de comunidades, que busca também avaliar como esses padrões variam entre as comunidades (ANGERMEIER; KARR, 1983; POFF, 1997). O interesse pelos fatores estruturantes de uma comunidade tem gerado diversas hipóteses e modelos para explicar as diferentes comunidades existentes e as relações delas com as alterações antrópicas produzidas nos ambientes naturais (CASATTI; LANGEANI; FERREIRA, 2006; KARR, 1981). Para o ambiente aquático existem diversos modelos e hipóteses que buscam explicar a estruturação das comunidades. Esses modelos buscam identificar os fatores que estruturam as comunidades e, também, as alterações antrópicas que podem desestruturá-las.

Na região Neotropical existe uma maior concentração de pesquisas nos corpos hídricos de grande porte, como rios, lagoas e reservatórios (AGOSTINHO; GOMES; LATINI, 2004), sendo recente o interesse pela fauna de corpos hídricos de menor porte, como cabeceiras, córregos e riachos, e os mecanismos que geram sua distribuição e diversidade (OLIVEIRA; BENNEMANN, 2005). Em geral a maioria dos estudos em riachos relaciona-se à alimentação das espécies. Nas últimas décadas, os riachos têm ganhado espaço em estudos que buscam criar índices de integridade para determinar a conservação da região na qual ele se insere (CASATTI; FERREIRA; LANGEANI, 2006, 2009; JARAMILLO-VILLA; CARAMASCHI, 2008). Porém, apesar do número de estudos nesse tipo de ambiente a definição precisa de riacho é pouco estabelecida pelos autores (CASTRO, 1999).

2.1 O que é um riacho?

Segundo uma revisão sobre a evolução da ictiofauna de riachos sulamericanos de Castro (1999), um riacho pode ser definido como às partes de um sistema fluvial onde a produção primária autotrófica local é baixa, devido à presença de vegetação ripária que bloqueia total ou parcialmente a incidência direta de luz solar, sendo a comunidade lótica predominantemente heterotrófica e, por isso, dependente da importação de material orgânico alóctone para subsistir. Em relação à estrutura física, os riachos possuem dimensões relativamente reduzidas, vegetação ripária densa, correnteza relativamente forte, fundo irregular formado predominantemente por areia grossa, cascalho e rochas, água transparente e fria, alternância de poços e trechos de corredeira e boa quantidade de folhiço em decomposição acumulado no fundo dos poços e remansos. Em geral, seriam sistemas hídricos com ordem de Strahler (1957) inferior ou igual a quatro. Por outro lado, os corpos de água de maior porte seriam menos dependente da importação de matéria orgânica, pois possuem uma maior insolação, o que possibilita a existência de algas e macrófitas, levando a uma produção primária local relativamente maior.

Considerando a grande variabilidade de ambientes nos quais os riachos se inserem e as possíveis diferenças dos habitats físicos, principalmente em relação à vegetação ripária, existem definições que utilizam por base características internas do riacho, como a profundidade. Para o nosso estudo consideramos como riacho aqueles definidos como “vagueável” (do inglês *wadeable*). Segundo Collier, Haigh e Kelly (2007), estes possuem uma grande parte do leito com profundidade que permita o acesso ao fluxo sem a necessidade de barco, ou seja, que é possível caminhar pelo leito, durante a estação seca. Em geral esses riachos possuem profundidade média inferior a um metro e ocorrem na primeira até a quarta ordem de Strahler (1957), podendo

haver regiões “não vagueáveis” (*nonwadeable*) dentro do riacho. Esse tipo de classificação de riachos é muito utilizado nos Estados Unidos e Europa, onde as agências de proteção ambiental do governo realizam monitoramentos nesse tipo de riachos.

2.2 Fatores que estruturam a assembleia de peixes em riachos

A estrutura da assembleia de peixes em riachos reflete a influência de numerosos fatores intrínsecos e extrínsecos à assembleia. Por muitos anos os fatores intrínsecos (p.e., competição e predação) foram o principal foco dos estudos que buscavam explicar a estrutura das assembleias de peixes (MARSH-MATTHEWS; MATTHEWS, 2000; SCHLOSSER, 1991), mas atualmente os estudos sobre a influência dos fatores extrínsecos têm aumentado e demonstrado sua. Alguns estudos mostram que os fatores abióticos seriam os fatores primários de estruturação da comunidade, influenciando na composição e abundância das espécies (CASTRO, 1999; GROSSMAN et al., 1998; LAMMERT; ALLAN, 1999; PERES-NETO, 2004).

Um dos primeiros modelos que busca explicar a comunidade de seres vivos nos ambientes aquáticos, inclusive nos de menor porte, é o Conceito de Continuidade do Rio – *River Continuum Concept*, de Vannote et al. (1980), no qual as regiões dos corpos hídricos de menor porte, chamadas de cabeceiras e com ordem de 1 a 3, seriam essencialmente dependentes de material alóctone por possuírem uma baixa produção autotrófica. O ponto onde um riacho muda de heterotrófico para autotrófico depende primariamente do nível de sombreamento e, portanto, da presença, densidade e posição da vegetação ripária, que por sua vez depende do tipo de vegetação dominante na área, latitude, altitude e estrutura física do riacho. Nesse modelo, portanto, o habitat físico seria o principal fator estruturante da comunidade. Outras características

do habitat físico como as alterações espaciais e temporais na morfologia do canal e na disponibilidade de recursos (GORMAN; KARR, 1978; SCHLOSSER, 1982), os padrões de vazão (TAYLOR; WARREN JUNIOR, 2001), o comprimento da área molhada e a abertura do dossel (ANGERMEIER; KARR, 1983), a profundidade da água, quantidade de abrigo para peixes, a quantidade de madeira presente no leito (ANGERMEIER; KARR, 1984), a heterogeneidade de habitats, as características do fluxo (ANDERSON et al., 2006), a qualidade da água e as variações das condições físico-químicas são também importantes para determinar a estrutura da comunidade (GORMAN; KARR, 1978; POFF; ALLAN, 1995; SCHLOSSER, 1982). A estrutura local de uma assembleia de peixes é correlacionada também com as características geográficas, geológicas e climáticas da região (MARSH-MATTHEWS; MATTHEWS, 2000). Em geral, assembleias mais próximas geograficamente tende a ser mais similares (SOININEN; MCDONALD; HILLEBRAND, 2007).

Um fator muito importante para as assembleias aquáticas é o uso do solo na bacia de drenagem (ALLAN, 2004; SCHLOSSER, 1991), que reflete diretamente a degradação da bacia. Dos fatores que afetam a qualidade do ambiente aquático (ALLAN; FLECKER, 1993) para a ictiofauna, destaca-se a perda e transformação do hábitat no leito do riacho, em geral associado à supressão da vegetação ripária. Consequentemente o aumento da incidência de luz, indisponibilização de alguns itens alimentares (p.e., frutos e sementes) e assoreamento. A substituição de florestas nativas por pastagens é considerada como um impacto relativamente menos perturbador ao ambiente aquático do ponto de vista químico, uma vez que pastagens não sofrem nenhum tipo de adubação ou aplicações de pesticidas (FERREIRA; CASATTI, 2006). No entanto, com relação ao carregamento de partículas as pastagens são mais prejudiciais aos ambientes aquáticos que áreas cultivadas, pois contribuem significativamente para o assoreamento (MARET; MACCOY; CARLISLE,

2008; THORNTON; ABT; CLARY, 1997; WOHL; CARLINE, 1996). Porém, isso é válido apenas para culturas perenes, mas não para culturas anuais, nas quais o solo é revolvido constantemente e se torna facilmente lavável pela chuva (FERREIRA; CASATTI, 2006).

2.3 Espécies indicadoras em riachos

As espécies de peixes que compõem a comunidade em riachos são principalmente às de pequeno a médio porte, as quais correspondem a maior parte da diversidade da fauna neotropical de peixes (CASTRO, 1999; LOWE-MCCONNELL, 1999). Segundo Castro (1999), as espécies de pequeno porte possuem um alto grau de endemismo e são menos estudadas que as espécies de grande porte.

A diversidade de espécies de peixes em um corpo d'água tem relação direta com a diversidade de habitats (GORMAN; KARR, 1978). Inúmeros estudos mostram que existe uma relação entre a espécie e o tipo de ambiente na qual ela vive e algumas espécies podem apresentar preferência por certa característica do habitat, como um tipo específico de substrato (LEAL; JUNQUEIRA; POMPEU, 2010).

Desde o trabalho de Karr (1981), no qual ele usa a comunidade de peixes para criar um índice de integridade ambiental, vem aumentando o interesse por determinar espécies que sejam boas preditoras das variações ambientais, tais como mudanças na cobertura vegetal. Atualmente, os Índices de Integridade Biótica servem como ferramentas para avaliação ambiental na América do Norte e Europa e são cada vez mais difundidos pela região Neotropical (JARAMILLO-VILLA; CARAMASCHI, 2008). Porém, uma das limitações em construir esses índices é determinar as espécies que são indicadoras de qualidade ruim, as tolerantes, ou indicadoras de boa qualidade, as

intolerantes, para os riachos Neotropicais onde o conhecimento sobre a fauna é baixo.

São poucos os trabalhos que buscam determinar uma espécie indicadora a partir de um conjunto de características ambientais. Em geral, é utilizada uma única característica, associada através de PCA ou por Análise de Espécie Indicadora, IndVal, ou são usadas critérios subjetivos (ROSET et al., 2007). No trabalho de Araújo (1998), o autor determinou uma espécie como tolerante ou intolerante por sua raridade de captura e por sua capacidade de sobreviver ao transporte até o laboratório. As análises de IndVal são as mais robustas para a determinação de espécie indicadoras (ALEXANDRE; ESTEVES; MELLO, 2010; ROSET et al., 2007).

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; LATINI, J. D. Fisheries management in Brazilian reservoirs: lessons from/for South America. **Interciencia**, Caracas, v. 29, n. 6, p. 334-338, 2004.
- ALEXANDRE, C. V.; ESTEVES, K. E.; MELLO, M. A. M. de M. Analysis of fish communities along a rural-urban gradient in a neotropical stream, Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 641, n. 1, p. 97-114, Jan. 2010.
- ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 35, n. 1, p. 257-284, Dec. 2004.
- ALLAN, J. D.; FLECKER, A. S. Biodiversity conservation in running waters. **BioScience**, Washington, v. 43, n. 1, p. 32-43, 1993.
- ANDERSON, K. E. et al. Instream flow needs in streams and rivers: the importance of understanding ecological dynamics. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, v. 4, n. 6, p. 309-318, Aug. 2006.
- ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 9, n. 2, p. 117-135, 1983.
- _____. Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream. **Transactions of the American Fisheries Society**, Bethesda, v. 113, n. 6, p. 716-726, Dec. 1984.
- ARAÚJO, F. G. Uso da taxocenose de peixes como indicadora de degradação ambiental no Rio Paraíba do Sul. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 41, n. 3, p. 370-378, Sept. 1998.
- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA, C. P. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. **Environmental management**, New York, v. 38, n. 6, p. 974-982, Dec. 2006.
- _____. Fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 623, n. 1, p. 173-189, Dec. 2009.

CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 6, p. 139-155, 1999.

COLLIER, K. J.; HAIGH, A.; KELLY, J. Coupling GIS and multivariate approaches to reference site selection for wadeable stream monitoring. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 127, n. 1/3, p. 29-45, Apr. 2007.

FERREIRA, C. D. P.; CASATTI, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Viçosa, MG, v. 23, n. 3, p. 642-651, maio/jun. 2006.

GORMAN, O. T.; KARR, J. R. Habitat structure and stream fish communities. **Ecology**, Durham, v. 59, n. 3, p. 507-515, 1978.

GROSSMAN, G. D. et al. Assemblage organization in stream fishes: effects of environmental variation and interspecific interactions. **Ecological Monographs**, Ithaca, v. 68, n. 3, p. 395-420, June 1998.

JARAMILLO-VILLA, U.; CARAMASCHI, É. P. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropicais e subtropicais. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, p. 442-462, 2008.

KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, Bethesda, v. 6, n. 6, p. 21-27, Nov. 1981.

LAMMERT, M.; ALLAN, J. D. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. **Environmental Management**, New York, v. 23, n. 2, p. 257-270, Apr. 1999.

LEAL, C. G.; JUNQUEIRA, N. T.; POMPEU, P. S. Morphology and habitat use by fishes of the Rio das Velhas basin in southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 90, n. 2, p. 143-157, Oct. 2010.

LOWE-MCCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. 536 p.

MARET, T. R.; MACCOY, D. E.; CARLISLE, D. M. Long-term water quality and biological responses to multiple best management practices in Rock Creek, Idaho 1. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v. 44, n. 5, p. 1248-1269, Sept. 2008.

MARSH-MATTHEWS, E.; MATTHEWS, W. J. Geographic, terrestrial and aquatic factors: which most influence the structure of stream fish assemblages in the midwestern United States? **Ecology of Freshwater Fish**, Copenhagen, v. 9, n. 1/2, p. 9-21, June 2000.

OLIVEIRA, D. C.; BENNEMANN, S. T. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 5, n. 2, p. 95-107, 2005.

PERES-NETO, P. R. Patterns in the co-occurrence of fish species in streams: the role of site suitability, morphology and phylogeny versus species interactions. **Oecologia**, Berlin, v. 140, n. 2, p. 352-360, July 2004.

POFF, N. L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal of the North American Benthological Society**, Washington, v. 16, n. 2, p. 391-409, June 1997.

POFF, N. L.; ALLAN, J. D. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. **Ecology**, Durham, v. 76, n. 2, p. 606-627, Feb. 1995.

ROSET, N. et al. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 14, n. 6, p. 393-405, Nov. 2007.

SCHLOSSER, I. J. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. **Ecological Monographs**, Ithaca, v. 52, n. 4, p. 395-414, Dec. 1982.

_____. Fish ecology: a perspective landscape affect fish populations and their community dynamics. **BioScience**, New York, v. 41, n. 10, p. 704-712, Oct. 1991.

SOININEN, J.; MCDONALD, R.; HILLEBRAND, H. The distance decay of similarity in ecological communities. **Ecography**, Copenhagen, v. 30, n. 1, p. 3-12, Feb. 2007.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions American Geophysical Union**, Washington, v. 38, n. 6, p. 913-920, 1957.

TAYLOR, C. M.; WARREN JUNIOR, M. L. Dynamics in species composition of stream fish assemblages: environmental variability and nested subsets. **Ecology**, Durham, v. 82, n. 8, p. 2320-2330, Aug. 2001.

THORNTON, C. I.; ABT, S. R.; CLARY, W. P. Vegetation influence on small stream siltation. **Journal of The American Water Resources Association**, Herndon, v. 33, n. 6, p. 1279-1288, Dec. 1997.

VANNOTE, R. L. et al. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 37, n. 1, p. 130-137, Mar. 1980.

WOHL, N. E.; CARLINE, R. F. Relations among riparian grazing, sediment loads, macroinvertebrates, and fishes in three central Pennsylvania streams. **Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 53, n. 1, p. 260-266, 1996. Supplement.

CAPÍTULO 2

Fatores que determinam a estrutura da assembleia de peixes em riachos da área de influência do reservatório de Três Marias, Bacia do São Francisco, MG.

RESUMO

Analisando-se a fauna de 38 riachos afluentes do reservatório de Três Marias, Rio São Francisco, buscou-se determinar quais fatores estruturam a comunidade de peixes. Avaliou-se fatores relacionados à estrutura física do riacho, como morfologia do canal, tipos de substratos e suas predominâncias, presença de abrigos para peixes e de pedaços de madeira no leito, estrutura da vegetação ripária e distúrbios humanos nas margens. Determinou-se, também, a importância da qualidade da água e do uso do solo na bacia de drenagem do riacho. A similaridade entre os riachos foi determinada em termos quantitativos (índice de Bray-Curtis) e em termos qualitativos (índice de Jaccard). Construíram-se modelos explicativos utilizando associação entre as variáveis e as matrizes de similaridade. Utilizou-se o conjunto total de variáveis, os diferentes grupos de variáveis e cada variável individualmente. A influência de fatores geográficos sobre a fauna foi avaliada através da relação da distância entre os pontos e sua similaridade, o qual não apresentou efeitos significativos. Em relação à similaridade quantitativa os grupos de variáveis que melhor explicaram a estrutura foram uso do solo (11,6%), morfologia do canal (9,5%) substrato (8,7%) e vegetação ripária (8,0%). No modelo geral com todas as variáveis a explicação foi de 42,56%. Para a análise qualitativa da comunidade os grupos de variáveis mais importantes foram morfologia do canal (12,6%), substrato (9,2%), uso do solo (9,2%) e vegetação ripária (5,4%), que no modelo geral explicaram 31,5% da variação. Em relação às variáveis individuais, a com maior poder explicativo, tanto qualitativamente quanto quantitativamente, foi a proporção do leito com substrato de diâmetro maior que 16 mm. De maneira geral, o grupo de fatores de qualidade da água apresentou pouco poder explicativo. Através da análise de correlação do uso do solo com as variáveis estudadas, determinamos que o tamanho do substrato e a cobertura vegetal são fortemente influenciados pelo uso da bacia.

Palavras-chave: Uso do solo. Substratos em riachos. Córregos. Cerrado.

ABSTRACT

Analyzing the fauna of 38 tributary streams of the reservoir of Três Marias River, we aimed to determine which factors explain the fish community structure. We evaluated factors related to the physical structure of the stream, such as channel morphology, substrate and their predominance, presence of shelter for fish and chips of wood in the bed structure of riparian vegetation and human disturbance in the margins. It was also determined, the importance of the water quality and land use in drainage of the stream. The similarity between the streams was determined by quantitative (Bray-Curtis) and qualitative (Jaccard) indexes. We constructed models using association between explanatory variables and the similarity matrices. We used the total set of variables, the different groups of variables and each variable individually. The influence of geographical factors on the fauna was assessed by the ratio of the distance between the points and their similarity, which had no significant effect. Regarding the quantitative similarity groups of variables that best explained the structure were land use (11.6%), channel morphology (9.5%) substrate (8.7%) and riparian vegetation (8.0%). In the general model with all variables explanation was 42.56%. For the quantitative analysis of community groups were the most important variables of channel morphology (12.6%), substrate (9.2), land use (9.2%) and riparian vegetation (5.4%), which the overall model explained 31.5% of the variation. The best individual variable that explained the fish community, both qualitatively and quantitatively, was the proportion of the bed substrate diameter larger than 16 mm. Overall, the group factors of water quality presented little explanatory power. Through the correlation analysis of land use with the variables studied, we determined the size of the substrate and vegetation are strongly influenced by the use of the basin.

Keywords: Land use. Eucalyptus monocultures. Substrates in streams. Brazilian Savanna

1 INTRODUÇÃO

A estrutura das assembleias de peixes é influenciada por variações ambientais em várias escalas espaciais e temporais (POUILLY; RODRIGUEZ, 2004). A base dos estudos ecológicos sobre o conjunto de espécies encontradas em certos ambientes envolve uma síntese dos fatores ambientais e das interações bióticas e abióticas, que variam espacial e temporalmente, e determinam a ocorrência das espécies (POFF, 1997).

Os padrões de controle em assembleias de peixes diferem entre os diversos sistemas. A compreensão e o interesse pela fauna de riachos e os mecanismos que geram sua distribuição e diversidade, na região Neotropical, são relativamente recente (OLIVEIRA; BENNEMANN, 2005). Os riachos podem ser definidos como a parte de um sistema hídrico que apresentam uma produção primária autotrófica local baixa. Como consequência, as comunidades de peixes de riachos são predominantemente heterotrófica, dependentes do material orgânico alóctone. Esse fato se deve a esses corpos hídricos possuírem, na sua maioria, uma vegetação ripária que bloqueia total ou parcialmente a incidência de luz, impedindo ou dificultando a fotossíntese no ambiente aquático (CASTRO, 1999; VANNOTE et al., 1980).

As variações nas assembleias de peixes de riacho têm sido associadas com alterações espaciais e temporais na morfologia do canal e disponibilidade de recursos (GORMAN; KARR, 1978; SCHLOSSER, 1982), padrões de vazão (TAYLOR; WARREN JUNIOR, 2001), área molhada, abertura do dossel (ANGERMEIER; KARR, 1983), profundidade da água, quantidade de abrigo para peixes, quantidade de troncos e galhos presente no leito (ANGERMEIER; KARR, 1984) e uso e ocupação do solo na bacia de drenagem (SCHLOSSER, 1991). Para Lammert e Allan (1999), o principal determinante da fauna em riachos são os fatores do habitat físico.

As espécies de peixes que compõem a comunidade em riachos são principalmente aquelas de pequeno a médio porte, as quais correspondem à maior parte da diversidade da fauna neotropical de peixes (CASTRO, 1999; LOWE-MCCONNELL, 1999). Os estudos sobre essas espécies vêm aumentando com o crescente interesse pelos tributários de menor porte, sendo que pesquisas sobre as comunidades de riachos concentram-se principalmente na região do Alto Paraná e em igarapés amazônicos (ANJOS; ZUANON, 2007; CASTRO, 1999; DIAS; MAGNUSSON; ZUANON, 2009; ESPÍRITO-SANTO et al., 2009; JARAMILLO-VILLA; CARAMASCHI, 2008; MENDONÇA; MAGNUSSON; ZUANON, 2005).

Na bacia do rio São Francisco são poucos os estudos sobre a fauna de riachos (CASATTI; CASTRO, 1998, 2006). Em relação à bacia de drenagem do reservatório de Três Marias, existem trabalhos na calha principal e no reservatório (BRITSKI; SATO; ROSA, 1988), mas nenhum trabalho com os riachos pertencentes à área de influência do reservatório. Os inventários e estudos de ecologia de comunidade focam principalmente a calha principal e os afluentes de maior porte (ALVES; LEAL, 2010; ALVES; POMPEU, 2010; BRITSKI; SATO; ROSA, 1988; GODINHO; GODINHO, 2003a; SATO; GODINHO, 1999; SATO; SAMPAIO, 2005). Segundo Alves, Vieira e Pompeu (2011), existem 205 espécies de peixes para toda a bacia do São Francisco, sendo 190 encontradas em Minas Gerais, das quais, aproximadamente 50% são espécies de pequeno a médio porte.

O objetivo com este trabalho foi avaliar quais fatores relacionados à morfologia do canal, tipo de substrato, diversidade de abrigos para peixes, quantidade de pedaços de madeira no canal, conservação da vegetação ripária, distúrbios humanos nas margens, qualidade da água e uso do solo, melhor explicam a estrutura da comunidade de peixes de riachos afluentes do reservatório de Três Marias, Minas Gerais.

2 MATERIAL E MÉTODOS

A metodologia utilizada nesse trabalho baseia-se nos procedimentos usados pela Agência de Proteção Ambiental Americana (*United States Environmental Protection Agency*, EPA) e nos protocolos para avaliação de hábitat físico criados por seu Programa de Monitoramento e Avaliação Ambiental (*Environmental Monitoring & Assessment Program*, EMAP).

2.1 Área de estudo

A bacia de drenagem do rio São Francisco abrange uma área de 645 mil km², aproximadamente 7,6% do território nacional. Sua nascente está localizada no estado de Minas Gerais, sendo que o rio drena ainda os Estados da Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe e o Distrito Federal, até desaguar no Oceano Atlântico. Ao longo de sua extensão o rio drena parte de três biomas: Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica (GODINHO; GODINHO, 2003b; SATO; GODINHO, 2003).

O rio é dividido tradicionalmente em quatro porções: alta, média, submédia e baixa (GODINHO; GODINHO, 2003b). A região do Alto São Francisco tem uma extensão de cerca de 630 km e desnível de 700 m, seu trecho vai da nascente histórica na Serra da Canastra em São Roque de Minas até Pirapora. Nessa região, florestas e cerrado são as fitofisionomias predominantes e o clima é tropical úmido, com precipitação anual de 1.200-1.500 mm³, os meses chuvosos vão de novembro a abril (SATO; GODINHO, 1999; SATO; SAMPAIO, 2005).

A Usina Hidrelétrica de Três Marias foi construída na porção do Alto São Francisco, na calha principal do rio, e seu reservatório possui uma área de 1.142 km² (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007). Seu reservatório

caracteriza-se por um aspecto dendrítico e por não se situar em sistemas de cascatas (SATO; SAMPAIO, 2005). Os pontos amostrais foram riachos pertencentes à bacia de drenagem desse reservatório, que possuíam ordem de Strahler (1957) inferior a quatro. Os pontos localizados a uma distância geográfica superior a 35 km da borda do reservatório foram excluídos, segundo a metodologia de Hitt e Angermeier (2008), para evitar possíveis efeitos de outras drenagens.

A determinação dos pontos amostrais seguiu a metodologia proposta por Olsen e Peck (2008), na qual os pontos são definidos através de um algoritmo de seleção espacialmente balanceado e posteriormente ranqueados segundo suas ordens. Dentre os pontos sorteados e após reconhecimento em campo, onde se verificou acesso e existência de fluxo d'água contínuo, definiram-se 38 riachos como pontos amostrais (Figura 1, ANEXO-A).



Fonte: Macedo, D. R.

Figura 1 Mapa da rede amostral dos 38 riachos pertencentes à bacia de drenagem do Reservatório de Três Marias - MG, setembro de 2010

2.2 Coleta de dados

A metodologia utilizada neste trabalho baseia-se nos procedimentos usados pela Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA - *United States Environmental Protection Agency*) e nos protocolos para avaliação de hábitat físico criados por seu Programa de Monitoramento e Avaliação Ambiental (EMAP - *Environmental Monitoring & Assessment Program*).

Cada riacho foi amostrado uma única vez, durante o mês de setembro de 2010, quando foram coletados dados de habitat físico, da qualidade da água e de fauna de peixes. A extensão do trecho amostrado em cada riacho foi proporcional à sua largura, sendo definida como 40 vezes a largura média do riacho e respeitando um mínimo de 150 m de amostragem. Cada trecho amostral foi dividido em 11 seções transversais (transectos) distantes entre si 1/10 do comprimento do trecho amostral (KAUFMANN et al., 1999).

2.2.1 Habitat físico

Para a coleta dos dados referentes ao habitat físico foram utilizados protocolos adaptados do US-EMAP West Weadeable Stream (OLSEN; PECK, 2008), gerando informações sobre a morfologia do canal, o tipo de substrato, a diversidade de abrigos para peixe, a quantidade de pedaços de madeira no canal, a vegetação ripária e distúrbios humanos (Tabela 1). Estas informações foram obtidas a partir de medidas em cada um dos 11 transectos, bem como por medições ao longo das seções entre os transectos. Após o preenchimento do protocolo em campo os dados foram tabulados em planilhas e a partir das observações foram calculadas métricas (valores condensados das observações) para cada riacho (KAUFMANN et al., 1999).

Tabela 1 Variáveis do habitat físico avaliadas nos 38 riachos da bacia de drenagem do reservatório de Três Marias, setembro de 2010 ¹

Código da Variável	Descrição
Morfologia do Canal	
XDEPTH	Profundidade média do talvegue (cm)
XWXD_P	Área molhada da seção (m ²)
XSLOPE_%	Declividade média do trecho (%)
ALT	Altitude do ponto amostral (m)
Substrato	
Dgm_X	Tamanho médio do substrato (mm)
PCT_SFGE	Porcentagem de substrato com diâmetro menor que 16 mm
PCT_BIGR	Porcentagem de substrato com diâmetro maior que 16 mm
PCT_ORG	Porcentagem de substrato orgânico
Abrigo para peixes e detritos de madeira (galhos e troncos)	
C1W_MSQ	Número de galhos ou troncos no leito por metro quadrado
XFC_ALG	Abrigo formado por algas filamentosas
XFC_AQM	Abrigo formado por macrófitas aquáticas
XFC_LWD	Abrigo formado por pedaços grandes de madeira
XFC_BRS	Abrigo formado por pedaços pequenos de madeira
XFC_RCK	Abrigo formado por matacão
Vegetação ripária	
XCDENMID	Média da porcentagem de cobertura vegetal no canal
XCMGW	Média da cobertura lenhosa do dossel, sub-dossel e rasteiro
XCDENBK	Média da porcentagem de cobertura vegetal nas margens
XGB	Média da porcentagem de solo exposto nas margens
Distúrbio humano	
WI_HALL	Índice de proximidade de impacto total

¹ Para detalhes sobre os procedimentos de mensuração de cada uma dessas variáveis, vide Olsen e Peck (2008).

2.2.2 Qualidade da água

A avaliação da qualidade da água foi realizada em campo, através de equipamentos portáteis multiparâmetros e, para a determinação do Oxigênio Dissolvido e potencial hidrogeniônico, foram coletadas e fixadas amostras de cada riacho para posterior determinação em laboratório. As variáveis limnológicas da água utilizadas foram: temperatura (T °C), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade (Cond, $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e Oxigênio dissolvido (OD, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

2.2.3 Uso do solo

O uso do solo foi mapeado para as bacias de drenagem de cada trecho amostral, pela equipe do laboratório de Bentos da UFMG. Para a determinação da bacia de drenagem utilizou-se modelo digital de terreno proveniente do Shuttle Radar Topographic Mission – SRTM (UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY - USGS, 2007). Foram identificadas quatro fisionomias naturais: Cerrado Arbóreo (SAVA_W, *Woodland_savanna*), Cerrado (SAVA_P, *Parkland_savanna*), Campo (SAVA_GW, *Grassy-woody_savanna*) e Várzea (WET, *Wetland*); e quatro fisionomias antrópicas: Pasto (PAS, *Pasture*), Agricultura (AGR, *Agriculture*), Monocultura de Eucalipto (EUCAL, *Logging Eucaliptus*) e Áreas Urbanas (URB, *Urban*).

Para a classificação utilizou-se cenas oriundas do sensor TM presente no satélite Landsat, do período de setembro de 2010. As imagens foram montadas no programa ENVI 4.3 e posteriormente analisadas no programa ArcGIS. A divisão das categorias de cobertura do solo foi realizada através da análise da assinatura espectral, da cor, formato e textura.

2.2.4 Coleta de peixes

A coleta de peixes teve esforço de amostragem padronizado segundo o tempo e o número de petrechos utilizados, e realizada no sentido jusante-montante. Em relação ao tempo, padronizou-se um máximo de duas horas de amostragem por riacho e de 12 minutos por seção longitudinal (JUNQUEIRA, 2011). Como petrechos de pesca foram utilizados duas peneiras com 80 cm de diâmetro e malha de tela mosquiteira e, quando possível, rede de arrasto de 4,0 m de comprimento e altura de 2,0 m com malha de 5,0 mm entre nós opostos. Durante a amostragem tentou-se abranger o maior número possível de habitats aquáticos.

Os exemplares foram separados por seção longitudinal, etiquetados e fixados em solução de formol 10%, sendo separados por ponto amostral. Posteriormente, em laboratório, foram conservados em álcool 70% e identificados taxonomicamente. Posteriormente foram depositados na coleção de referência da Universidade Federal de Lavras.

2.3 Análise de dados

O efeito de fatores biogeográficos foi avaliado através de teste de Mantel, relacionando-se a matriz de distância geográfica entre os pontos e as matrizes de similaridade de espécie geradas pelos índices de Bray-Curtis (abundância) e Jaccard (composição), através do programa estatístico BioEstat 5.0.

Os demais fatores estruturadores da comunidade foram separados nos seguintes grupos: morfologia do canal, substrato, abrigo para peixes e pedaços de madeira, vegetação ripária, distúrbios antropogênicos, qualidade da água e uso do solo. Os dados de qualidade da água foram estandardizados pelo total de

cada variável. A partir da análise de DISTLM (*distance-based linear models*), testou-se a associação entre as variáveis e as matrizes de similaridade. Isto foi realizado para o conjunto total de variáveis, por grupo de variáveis e para cada variável individualmente. A análise de DISTLM relaciona e gera modelos entre um conjunto de dados multivariados, como os descritos em uma matriz de semelhança, e uma ou mais variáveis preditoras (ANDERSON; GORLEY; CLARKE, 2008), e foi realizada através do software Permanova+Primer v6. As variáveis preditoras foram correlacionadas com matrizes de similaridade de Bray-Curtis e de Jaccard, utilizando como método de seleção do modelo o *Step-wise* e como critério de seleção o R^2 ajustado. Para cada modelo selecionado foi realizada dbRDA (*distance-based redundancy analysis*), que executa uma ordenação das variáveis num espaço multidimensional.

O primeiro eixo de cada dbRDA de cada modelo foi retido para incorporação dos dados à uma análise de NMDS. Esta foi efetuada através de 500 reamostragens, com as matrizes de similaridade de Bray-Curtis e de Jaccard (Primer v6). Para o NMDS os dados de abundância das espécies foram estandardizados pelo total. O primeiro eixo da dbRDA de cada modelo foi então incorporado ao NMDS como variável Bubble, pelo software Statistica 7.

A relação do uso e ocupação do solo na bacia com as variáveis do habitat físico e da qualidade da água foi avaliada através de análise de correlação de Pearson (software Statistica 7).

3 RESULTADOS

Foram coletados 5910 exemplares de peixes, distribuídos em 58 espécies, 39 gêneros, 14 famílias e cinco ordens (Tabela 2).

Tabela 2 Lista taxonômica das 58 espécies de peixes coletadas em 38 riachos pertencentes à bacia de drenagem do reservatório de Três Marias, MG, com dados da distribuição das espécies nos riachos. **N** = número de indivíduos de cada espécie, **FO** = porcentagem de riachos em que a espécie foi registrada

Táxon	N	FO (%)
CHARACIFORMES		
Anostomidae		
<i>Leporinus marcgravii</i> Lütken, 1875	2	5.26
<i>Leporinus taeniatus</i> Lütken, 1875	4	2.63
Characidae		
Bryconinae		
<i>Brycon nattereri</i> Günther, 1864	1	2.63
Cheirodontinae		
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	28	15.79
<i>Serrapinnus piaba</i> (Lütken, 1875)	10	7.89
Stevardiinae		
<i>Hysteronotus megalostomus</i> Eigenmann, 1922	5	2.63
<i>Lepidocharax burnsi</i> Ferreira, Menezes & Quagio-Grassiotto, 2011	335	21.05
Incertae Sedis		
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	42	31.58
<i>Astyanax</i> aff. <i>eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)	138	18.42
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	49	34.21
<i>Astyanax intermedius</i> Eigenmann, 1908	1383	28.95
<i>Astyanax rivularis</i> (Lütken, 1875)	1066	44.74
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	104	2.63
<i>Hasemanina nana</i> (Lütken, 1875)	85	5.26
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911	69	7.89
<i>Hyphessobrycon santae</i> (Eigenmann, 1907)	894	21.05
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	753	34.21
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)	18	10.53
<i>Oligosarcus argenteus</i> Günther, 1864	1	2.63
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	205	26.32
Salmininae		
<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes, 1850	1	2.63

Táxon	N	FO (%)
Crenuchidae		
<i>Characidium fasciatum</i> Reinhardt, 1866	36	10.53
<i>Characidium lagsantense</i> Travassos, 1947	3	7.89
<i>Characidium</i> SP	60	15.79
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909	116	34.21
Erythrinidae		
<i>Hoplias intermedius</i> (Günther, 1864)	12	23.68
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	1	2.63
Parodontidae		
<i>Apareiodon ibitiensis</i> Campos, 1944	21	7.89
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)	11	7.89
<i>Parodon hilarii</i> Reinhardt, 1866	1	2.63
SILURIFORMES		
Auchenipteridae		
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	2	5.26
Heptapteridae		
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	8	10.53
<i>Imparfinis minutus</i> (Lütken, 1874)	36	28.95
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart, 1964)	5	7.89
<i>Pimelodella lateristriga</i> (Lichtenstein, 1823)	20	5.26
<i>Pimelodella laurenti</i> Fowler, 1941	3	5.26
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	2	5.26
<i>Rhamdiopsis microcephala</i> (Lütken, 1874)	5	7.89
Loricariidae		
Hypoptopomatinae		
<i>Hypoptopomatinae</i> sp 1	2	5.26
<i>Hisonotus</i> sp 1	21	5.26
<i>Hisonotus</i> sp 2	5	2.63
Hypostominae		
<i>Hypostomus alatus</i> Castelnau, 1855	1	2.63
<i>Hypostomus garmani</i> (Regan, 1904)	23	18.42
<i>Hypostomus</i> cf. <i>lima</i> (Lütken, 1874)	19	10.53
<i>Hypostomus</i> aff. <i>margaritifera</i> (Regan, 1908)	1	2.63
<i>Hypostomus</i> aff. <i>nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)	3	2.63
<i>Hypostomus</i> aff. <i>paulinus</i> (Iheringi, 1905)	1	2.63
Loricariinae		
<i>Harttia</i> SP	76	10.53
<i>Rineloricaria</i> SP	6	2.63
Neoplecostominae		
<i>Neoplecostomus franciscoensis</i> Langeani, 1990	2	5.26
Pseudopimelodidae		
<i>Microglanis leptostriatus</i> Mori & Shibatta, 2006	27	13.16
<i>Pseudopimelodus zungaro</i> (Humboldt 1821)	1	2.63

“Tabela 2, conclusão”			
Táxon	N	FO (%)	
Trichomycteridae			
<i>Trichomycterus brasiliensis</i> Lütken, 1874	130	34.21	
<i>Trichomycterus variegatus</i> Costa, 1992	3	2.63	
GYMNOTIFORMES			
Gymnotidae			
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	18	13.16	
Sternopygidae			
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)	21	13.16	
CYPRINODONTIFORMES			
Poeciliidae			
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	13	2.63	
SYNBRANCHIFORMES			
Synbranchidae			
<i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch, 1795)	2	5.26	
Abundância Total		5910	
Abundância Média Por Ponto		155.53	
Abundância Mínima		1	
Abundância Máxima		1383	
Riqueza Total		58	
Riqueza Média		6.76	
Riqueza Mínima		2	
Riqueza Máxima		20	

A distância entre os pontos de coleta não foi capaz de explicar a similaridade entre eles, sendo o teste de Mantel não significativo para as matrizes construídas com os índices de Bray-Curtis ($p= 0,3297$; $r = 0,0369$) e Jaccard ($p= 0,0706$; $r = 0.3297$).

Em relação à morfologia do canal os riachos apresentaram profundidade média de 41,40 cm, área molhada média de 1,23 m², a declividade média foi de 0,0062% e a altitude média foi de 655,74 m (

Tabela 3). A avaliação do substrato determinou que, em média, os riachos possuem 66% de seu leito constituído por substratos com diâmetro inferior a 16 mm (

Tabela 3). O principal abrigo para peixes, existente dentro do leito dos riachos, foi matacão, seguido pelo abrigo formado por grandes e pequenos pedaços de madeira (

Tabela 3). A vegetação ripária forneceu uma cobertura média para o canal de 72,17% e para as margens 82,55%. A média da cobertura lenhosa foi de 50,16, enquanto a porcentagem média das margens sem cobertura vegetal foi de 26,69%. O índice de proximidade de impacto, que variou de zero a 2,58, teve média de 1,09 (

Tabela 3).

Dentre as variáveis da qualidade da água, a que apresentou maior intervalo de variação foi a condutividade, variando de sete a 219 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, com média de 64,66 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Para as demais características da qualidade da água, os riachos possuíram, em média, temperatura de 17,25 °C, pH de 7,68 e oxigênio dissolvido de 7,87 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (

Tabela 3). O principal uso do solo nas bacias de drenagem dos pontos foi o pasto, que ocupou em média 41,32%. O cerrado arbóreo, cerrado e o campo, constituíram, em média, 16,04 , 18,60 e 10,80% das bacias de drenagem dos pontos, respectivamente. Já as áreas urbanas foram menos expressivas, constituindo em média 0,38% das bacias (

Tabela 3).

Tabela 3 Distribuição das variáveis do habitat físico, qualidade da água e uso do solo, dos 38 riachos da área de influência do reservatório de Três Marias

Variável	Média	Amplitude
XDEPTH = Profundidade média do talvegue (cm)	41.40	14.86 – 87.25
XWXD_P = Área molhada da seção (m ²)	1.23	0.11 – 5.40
XSLOPE_% = Declividade média do trecho	0.0062	0.0001 – 0.024
ALT = Altitude do ponto amostral (m)	655.74	574 - 792
Dgm_X = Tamanho médio do substrato (mm)	636.96	0.0078 – 4021.71
PCT_SFGE = % do substrato com diâmetro < 16 mm	0.66	0.06 – 1.00
PCT_BIGR = % do substrato com diâmetro > 16 mm	0.24	0 – 0.7239
PCT_ORG = % do substrato orgânico	0.09	0 – 0.94
CIW_MSQ = N° de galhos ou troncos no leito por m ²	0.05	0 – 0.28
XFC_ALG = Abrigo formado por algas filamentosas	5.25	0 - 34.77
XFC_AQM = Abrigo formado por macrófitas aquáticas	1.47	0 – 21.82
XFC_LWD = Abrigo formado por pedaços grandes de madeira	3.90	0 – 30.23
XFC_BRS = Abrigo formado por pedaços pequenos de madeira	7.04	0 – 40.68
XFC_RCK = Abrigo formado por matacão	18.53	0 – 87.50
XCDENMID = Média da % de cobertura vegetal no canal	72.17	8.68 – 99.60
XCMGW = Média da cobertura lenhosa do dossel, sub-dossel e rasteiro	50.16	1.59 – 175.34
XCDENBK = Média da % de cobertura vegetal nas margens	82.55	17.38 – 99.46
XGB = Média da % de solo exposto nas margens	26.69	1.14 – 66.82
WI_HALL = Índice de proximidade de impacto total	1.09	0 – 2.58
T °C = Temperatura da água (°C)	17.25	14.23 – 22.2
pH = potencial hidrogeniônico	7.68	6.4 – 8.7
Cond = Condutividade (µS.cm ⁻¹)	64.66	7 – 219
OD = Oxigênio Dissolvido (mg . L ⁻¹)	7.87	0.8 – 11.7
SAVA_W = Cerrado arbóreo (%)	16.04	1.55 – 56.19
SAVA_P = Cerrado (%)	18.60	0 – 93.76
SAVA_GW = Campo (%)	10.80	0 – 36.11
WET = Várzea (%)	1.31	0 – 18.96
EUCAL = Monocultura de Eucalipto (%)	8.78	0 – 37.17
AGR = Agricultura (%)	2.77	0 – 16.69
PAS = Pasto (%)	41.32	3.88 – 72.23
URB = Áreas urbanas (%)	0.38	0 – 14.36

Dos grupos de variáveis, as de uso do solo, morfologia do canal, substrato e vegetação ripária foram as que melhor explicaram a similaridade entre os riachos calculada pelo índice de Bray-Curtis, com valores de R^2 ajustado de 11,6%, 9,5%, 8,7% e 8,0%, respectivamente (Tabela 4). Individualmente, 13 variáveis foram significativamente relacionadas com a similaridade, sendo a porcentagem de substrato com diâmetro maior que 16 mm (PCT_BIGR) responsável sozinha por 10% da variação (Tabela 4).

Tabela 4 Grupos de variáveis com os valores de significância (p) de cada variável, proporção de explicação individual (Prop), proporção de explicação residual da variável no modelo (Prop. residual), correlação de cada variável com o primeiro eixo da dbRDA (Cor. dbRDA1), modelo para cada grupo de variáveis, proporção de explicação do modelo (R^2 e R^2 ajustado) e porcentagem de variação do primeiro eixo da dbRDA para o modelo, utilizando a similaridade de Bray-Curtis

Morfologia do canal				
Variável	P	Prop.	Prop. residual	Cor. dbRDA1
1 XDEPTH	0.469	2.6897E-2	---	---
2 XWXD_P	0.071	4.1948E-2	4.4481E-2	0.222
3 XSLOPE_%	0.057	4.6808E-2	2.4689E-2	-0.057
4 ALT	0.001	9.9299E-2	9.9299E-2	-0.973
Modelo	Variáveis 2 - 4	$R^2 = 0.1685$	R^2 ajustado = 0.0951	
dbRDA1	% variação = 61.1	% da variação de espécies = 10.29		
Substrato				
Variável	P	Prop.	Prop. residual	Cor. dbRDA1
1 Dgm_X	0.007	6.2013E-2	---	---
2 PCT_SFGE	0.017	5.8942E-2	2.7046E-2	-0.743
3 PCT_BIGR	0.001	1.0065E-1	---	---
4 PCT_ORG	0.042	4.4193E-2	3.0175E-2	-0.669
Modelo	Variáveis 2; 4	$R^2 = 0.1362$	R^2 ajustado = 0.0868	
dbRDA1	% variação = 80.93	% da variação de espécies = 11.02		
Abriço para peixes e detritos de madeira (galhos e troncos)				
Variável	P	Prop.	Prop. residual	Cor. dbRDA1
1 CIW_MSQ	0.003	7.1544E-2	7.1544E-2	-0.755
2 XFC_ALG	0.348	2.9431E-2	---	---
3 XFC_AQM	0.268	3.1509E-2	3.2991E-2	0.072
4 XFC_LWD	0.009	6.488E-2	---	---
5 XFC_BRS	0.006	6.7947E-2	---	---

“Tabela 4, conclusão”				
6 XFC_RCK	0.057	4.5613E-2	2.9204E-2	0.652
Modelo	Variáveis 1; 3; 6		R ² = 0.1337	R ² ajustado = 0.0573
dbRDA1	% variação = 57.04		% da variação de espécies = 7.63	
Vegetação ripária				
Variável	P	Prop.	Prop. residual	Cor. dbRDA1
1 XCDENMID	0.07	4.4513E-2	4.2361E-2	0.535
2 XCMGW	0.039	4.9512E-2	4.5114E-2	-0.527
3 XCDENBK	0.195	3.537E-2	4.1816E-2	-0.380
4 XGB	0.028	5.0321E-2	5.0321E-2	0.540
Modelo	Variáveis 1 - 4		R ² = 0.1797	R ² ajustado = 0.0802
dbRDA1	% variação = 45.18		% da variação de espécies = 8.11	
Distúrbio humano				
Variável	P	Prop.	Prop. residual	Cor. dbRDA1
1 W1_HALL	0.194	3.4802E-2	3.4802E-2	-1.000
Modelo	Variáveis 1		R ² = 0.0348	R ² ajustado = 0.00798
dbRDA1	% variação = 100		% da variação de espécies = 3.48	
Qualidade da água				
Variável	P	Prop.	Prop. residual	Cor. dbRDA1
1 T°C	0.036	4.795E-2	4.795E-2	-0.969
2 Ph	0.274	3.1471E-2	3.0989E-2	-0.248
3 Cond	0.458	2.6094E-2	---	---
4 OD	0.233	3.3771E-2	---	---
Modelo	Variáveis 1 e 2		R ² = 0.0789	R ² ajustado = 0.0263
dbRDA1	% variação = 61.98		% da variação de espécies = 4.89	
Uso do solo				
Variável	P	Prop.	Prop. residual	Cor. dbRDA1
1 SAVA_W	0.028	5.2687E-2	3.0409E-2	-0.311
2 SAVA_P	0.197	3.4849E-2	---	---
3 SAVA_GW	0.706	2.0729E-2	---	---
4 WET	0.068	3.7996E-2	3.7164E-2	-0.078
5 EUCAL	0.002	8.5828E-2	8.5828E-2	0.912
6 AGR	0.469	2.6397E-2	2.5865E-2	0.149
7 PAS	0.111	4.0362E-2	4.7623E-2	0.178
8 URB	0.104	3.3238E-2	3.2238E-2	-0.112
Modelo	Variáveis 1; 4-8		R ² = 0.2591	R ² ajustado = 0.1157
dbRDA1	% variação = 36.77		% da variação de espécies = 9.53	

Quando construído o modelo com todas as variáveis em conjunto, foi possível explicar 42,56% da variação do índice de similaridade Bray-Curtis (Tabela 5). A variável com maior proporção de explicação foi a da porcentagem

de substrato com diâmetro maior que 16 mm (PCT_BIGR), explicando 10% da similaridade. O modelo final incorporou 19 variáveis.

Tabela 5 Variáveis com seus valores de significância (p), proporção da explicação individual (Prop), proporção da explicação residual no modelo (Prop. residual), correlação com o primeiro eixo da dbRDA (Cor. dbRDA1), modelo geral, proporção de explicação do modelo (R^2 e R^2 ajustado) e porcentagem de variação do primeiro eixo da dbRDA para o modelo, utilizando a similaridade de Bray-Curtis

Todas as variáveis				
Variável	p	Prop.	Prop. residual	Cor. dbRDA1
1 XDEPTH	0.42	2.6897E-2	2.0473E-2	0.018
2 XWXD_P	0.079	4.1948E-2	---	---
3 XSLOPE_%	0.054	4.6808E-2	1.7902E-2	-0.129
4 ALT	0.001	9.9299E-2	4.4411E-2	-0.621
5 Dgm_X	0.009	6.2013E-2	---	---
6 PCT_SFGE	0.013	5.8942E-2	---	---
7 PCT_BIGR	0.001	0.10065	0.10065	0.043
8 PCT_ORG	0.031	4.4193E-2	2.5028E-2	0.078
9 CIW_MSQ	0.005	7.1544E-2	---	---
10 XFC_ALG	0.353	2.9431E-2	2.0033E-2	-0.161
11 XFC_AQM	0.291	3.1509E-2	3.4119E-2	-0.129
12 XFC_LWD	0.004	6.488E-2	2.0389E-2	0.205
13 XFC_BRS	0.004	6.7947E-2	3.1471E-2	0.249
14 XFC_RCK	0.043	4.5613E-2	---	---
15 XCDENMID	0.093	4.4513E-2	3.6381E-2	-0.290
16 XCMGW	0.036	4.9512E-2	3.5812E-2	0.089
17 XCDENBK	0.201	3.537E-2	3.3237E-2	0.219
18 XGB	0.036	5.0321E-2	4.5112E-2	-0.378
19 W1_HALL	0.197	3.4802E-2	2.691E-2	-0.185
20 T °C	0.056	4.795E-2	4.5006E-2	0.164
21 pH	0.294	3.1471E-2	---	---
22 Cond	0.519	2.6094E-2	---	---
23 OD	0.214	3.3771E-2	---	---
24 SAVA_W	0.027	5.2687E-2	2.3895E-2	-0.202
25 SAVA_P	0.205	3.4849E-2	---	---
26 SAVA_GW	0.691	2.0729E-2	---	---
27 WET	0.064	3.7996E-2	2.6971E-2	0.075
28 EUCAL	0.001	8.5828E-2	---	---
29 AGR	0.449	2.6397E-2	2.3492E-2	0.088
30 PAS	0.129	4.0362E-2	---	---
31 URB	0.087	3.3238E-2	2.3054E-2	-0.211

“Tabela 5, conclusão”		
Modelo	Variáveis 1;3;4;7;8;10-13;15-20;24;27;29;31	
	R ² = 0.7206	R ² ajustado = 0.4256
dbRDA1	% variação = 29.85	% da variação de espécies = 21.51

Quando incorporados ao NMDS, construído com índice de Bray-Curtis, os valores do primeiro eixo do dbRDA, sumarizando cada grupo de variáveis, ficou claro o papel do substrato (Figura 3) e do uso do solo na bacia (Figura 7), como estruturadores da comunidade. A morfologia do canal (Figura 2) e a vegetação ripária (Figura 5) também demonstraram um padrão, porém mais ameno. Já a qualidade da água (Figura 6) e a presença de abrigo para peixes e de pedaços de madeira no leito (Figura 4) não apresentaram padrões definidos.

Para os dados de substrato, quanto menor os valores do dbRDA1 maior a porcentagem de substrato fino (diâmetro menor que 16 mm). Desta forma, riachos com maior porcentagem de substrato fino agrupam-se na parte da direita (Figura 3). No uso do solo quanto maior os valores de dbRDA1 maior a quantidade de cobertura de Eucalipto na bacia, sendo que os riachos com maior plantio de Eucalipto situam-se na parte superior do gráfico (Figura 7).

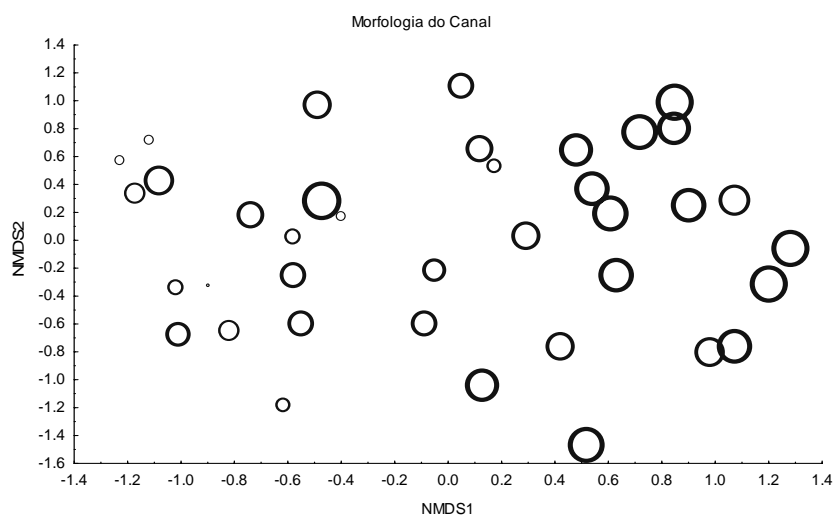


Figura 2 Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Bray-Curtis, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo da morfologia do canal

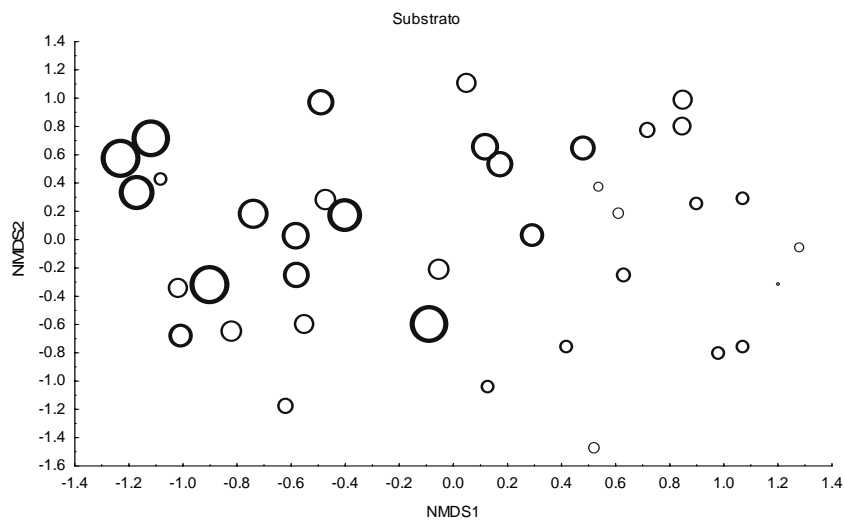


Figura 3 Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Bray-Curtis, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo do substrato

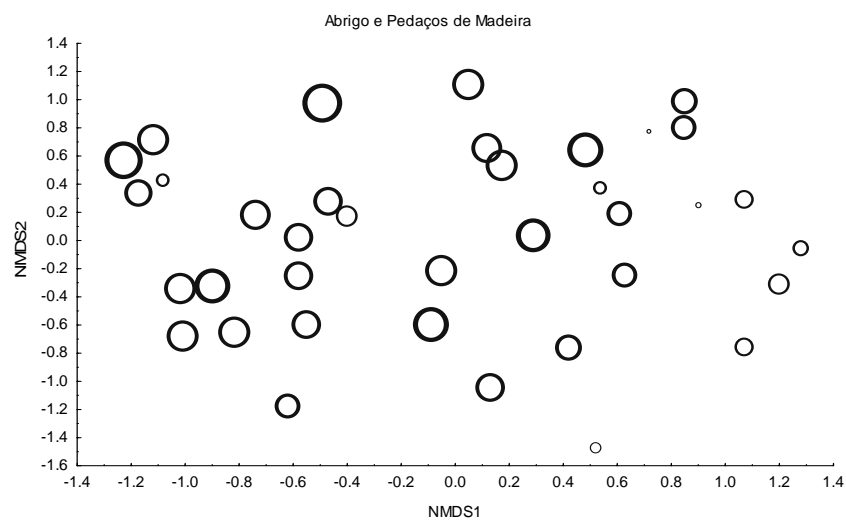


Figura 4 Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Bray-Curtis, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo do abrigo para peixes e pedaços de madeira no leito

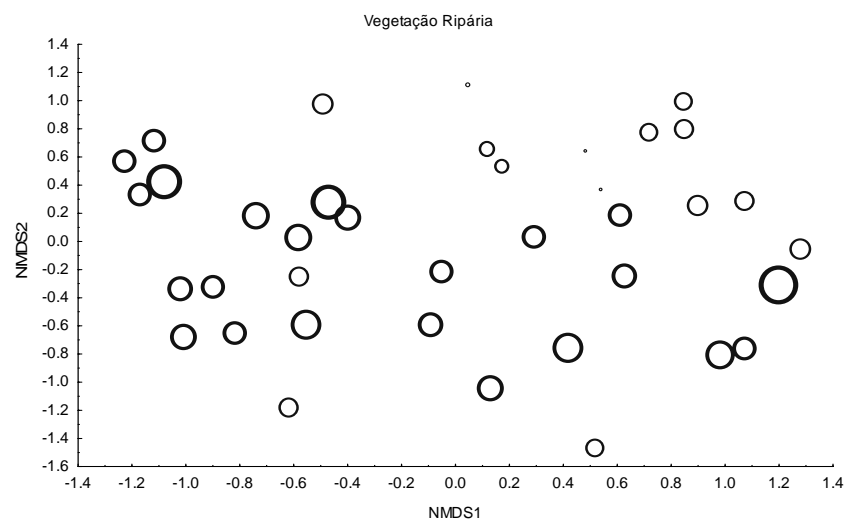


Figura 5 Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Bray-Curtis, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo da vegetação ripária

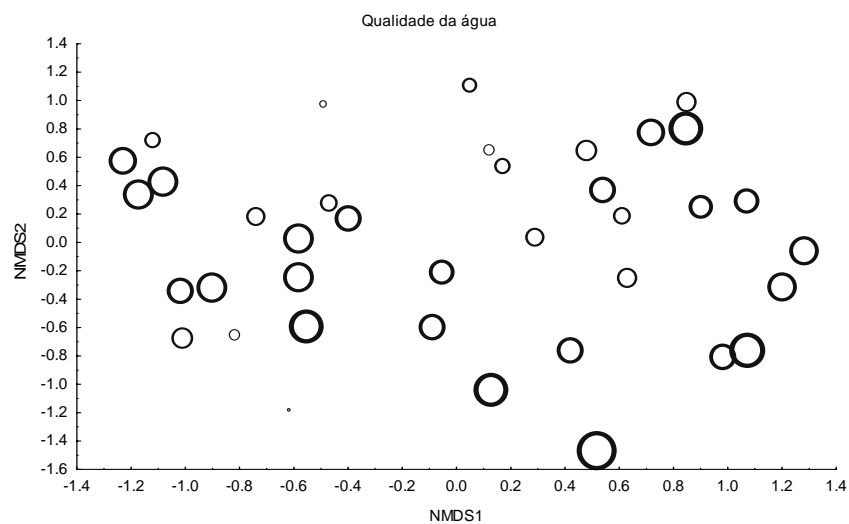


Figura 6 Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Bray-Curtis, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo da qualidade da água

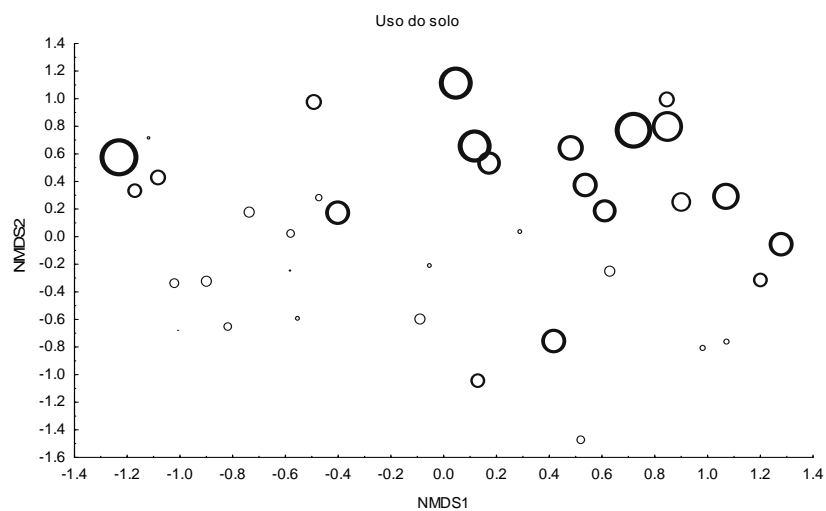


Figura 7 Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Bray-Curtis, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo do uso do solo

Quando considerado o índice de similaridade de Jaccard, os grupos de variáveis da morfologia do canal e do substrato aumentaram o seu poder explicativo (R^2 ajustado) para 12,6% e 9,2. Por outro lado, o grupo de variáveis referentes ao uso do solo, vegetação ripária e abrigo para peixes e pedaços de madeira no leito apresentaram uma redução no seu poder explicativo, sendo os valores de R^2 ajustado de 9,2%, 5,4% e 4,1% respectivamente. O distúrbio humano e a qualidade da água, mais uma vez, pouco se relacionaram à estrutura da comunidade de peixes. Um total de 12 variáveis se relacionou, individualmente, à similaridade de ictiofaunística entre os riachos, e a porcentagem de substrato grande (PCT_BIGR) foi a variável com maior porcentagem individual de explicação, 10,2% (Tabela 6)

Tabela 6 Grupos de variáveis com os valores de significância (p) de cada variável, proporção de explicação individual (Prop), proporção de explicação residual da variável no modelo (Prop. residual), correlação de cada variável com o primeiro eixo da dbRDA (Cor. dbRDA1), modelo para cada grupo de variáveis, proporção de explicação do modelo (R^2 e R^2 ajustado) e porcentagem de variação do primeiro eixo da dbRDA para o modelo, utilizando a similaridade de Jaccard

Morfologia do canal				
Variável	P	Prop.	Prop. residual	Cor. dbRDA1
1 XDEPTH	0.054	4.4827E-2	4.0715E-2	0.359
2 XWXD_P	0.006	5.3245E-2	5.8227E-2	0.265
3 XSLOPE_%	0.011	5.6606E-2	2.7491E-2	-0.117
4 ALT	0.001	9.4426E-2	9.4426E-2	-0.887
Modelo	Variáveis 1 - 4	$R^2 = 0.2209$	R^2 ajustado = 0.1264	
dbRDA1	% variação = 48.69		% da variação de espécies = 10.75	
Substrato				
Variável	P	Prop.	Prop. residual	Cor. dbRDA1
1 Dgm_X	0.001	7.0464E-2	---	---
2 PCT_SFGE	0.001	6.8833E-2	2.9604E-2	0.799
3 PCT_BIGR	0.001	0.10252	---	---
4 PCT_ORG	0.02	4.3558E-2	3.3313E-2	0.602
Modelo	Variáveis 2; 4	$R^2 = 0.1411$	R^2 ajustado = 0.0920	
dbRDA1	% variação = 77.28		% da variação de espécies = 10.9	

“Tabela 6, conclusão”				
Abrigo para peixes e detritos de madeira (galhos e troncos)				
Variável	P	Prop.	Prop. residual	Cor. dbRDA1
1 CIW_MSQ	0.01	5.6702E-2	5.6702E-2	-0.925
2 XFC_ALG	0.564	2.4667E-2	---	---
3 XFC_AQM	0.218	3.2517E-2	3.6424E-2	-0.380
4 XFC_LWD	0.007	5.6593E-2	---	---
5 XFC_BRS	0.021	5.0417E-2	---	---
6 XFC_RCK	0.036	4.6651E-2	---	---
Modelo	Variáveis 1; 3	R ² = 0.0931	R ² ajustado = 0.0413	
dbRDA1	% variação = 71.14	% da variação de espécies = 6.62		
Vegetação ripária				
Variável	P	Prop.	Prop. residual	Cor. dbRDA1
1 XCDENMID	0.057	4.4625E-2	4.4625E-2	0.955
2 XCMGW	0.249	3.1615E-2	3.0353E-2	-0.161
3 XCDENBK	0.125	3.7188E-2	4.4286E-2	-0.207
4 XGB	0.14	3.5763E-2	3.6749E-2	-0.138
Modelo	Variáveis 1 - 4	R ² = 0.1560	R ² ajustado = 0.0537	
dbRDA1	% variação = 34.62	% da variação de espécies = 5.4		
Distúrbio humano				
Variável	P	Prop.	Prop. residual	Cor. dbRDA1
1 WI_HALL	0.359	2.8609E-2	2.8609E-2	-1.000
Modelo	Variáveis 1	R ² = 0.0286	R ² ajustado = 0.0016	
dbRDA1	% variação = 100	% da variação de espécies = 2.86		
Qualidade da água				
Variável	P	Prop.	Prop. residual	Cor. dbRDA1
1 T °C	0.068	4.1445E-2	4.1445E-2	-0.919
2 pH	0.272	3.1774E-2	3.123E-2	-0.395
3 Cond	0.445	2.6351E-2	---	---
4 OD	0.761	2.0555E-2	---	---
Modelo	Variáveis 1 e 2	R ² = 0.0727	R ² ajustado = 0.0197	
dbRDA1	% variação = 59.78	% da variação de espécies = 4.34		
Uso do solo				
Variável	P	Prop.	Prop. residual	Cor. dbRDA1
1 SAVA_W	0.059	4.2486E-2	3.3757E-2	0.062
2 SAVA_P	0.09	3.9023E-2	2.8511E-2	-0.272
3 SAVA_GW	0.467	2.6098E-2	---	---
4 WET	0.076	3.5593E-2	4.0955E-2	0.264
5 EUCAL	0.004	6.0735E-2	6.0735E-2	0.672
6 AGR	0.306	3.0382E-2	2.7542E-2	0.366
7 PAS	0.063	4.2429E-2	4.7735E-2	0.516
8 URB	0.444	2.7752E-2	---	---
Modelo	Variáveis 1;2;4-7	R ² = 0.2392	R ² ajustado = 0.0920	
dbRDA1	% variação = 34.83	% da variação de espécies = 8.33		

Quando construído o modelo com todas as variáveis, foi possível explicar 31,5% da variação do índice de similaridade de Jaccard (Tabela 7). O modelo de todas as variáveis englobou 19 destas.

Tabela 7 Variáveis com seus valores de significância (p), proporção da explicação individual (Prop), proporção da explicação residual no modelo (Prop. residual), correlação com o primeiro eixo da dbRDA (Cor. dbRDA1), modelo geral, proporção de explicação do modelo (R^2 e R^2 ajustado) e porcentagem de variação do primeiro eixo da dbRDA para o modelo, utilizando a similaridade de Jaccard

Todas as variáveis				
Variável	P	Prop.	Prop. residual	Cor. dbRDA1
1 XDEPTH	0.036	4.4827E-2	---	---
2 XWXD_P	0.007	5.3245E-2	3.443E-2	-0.223
3 XSLOPE_%	0.008	5.6606E-2	2.422E-2	0.126
4 ALT	0.001	9.4426E-2	4.5639E-2	0.600
5 Dgm_X	0.001	7.0464E-2	2.2692E-2	0.445
6 PCT_SFGF	0.002	6.8833E-2	1.9746E-2	0.114
7 PCT_BIGR	0.001	0.10252	0.10252	0.056
8 PCT_ORG	0.014	4.3558E-2	3.2435E-2	-0.209
9 C1W_MSQ	0.006	5.6702E-2	---	---
10 XFC_ALG	0.556	2.4667E-2	2.6165E-2	0.148
11 XFC_AQM	0.18	3.2517E-2	2.5622E-2	0.072
12 XFC_LWD	0.003	5.6593E-2	4.3072E-2	-0.243
13 XFC_BRS	0.012	5.0417E-2	---	---
14 XFC_RCK	0.035	4.6651E-2	2.3916E-2	0.029
15 XCDENMID	0.044	4.4625E-2	4.1827E-2	0.257
16 XCMGW	0.266	3.1615E-2	3.126E-2	0.116
17 XCDENBK	0.122	3.7188E-2	---	---
18 XGB	0.153	3.5763E-2	3.657E-2	0.228
19 W1_HALL	0.343	2.8609E-2	---	---
20 T °C	0.078	4.1445E-2	2.2875E-2	-0.166
21 pH	0.238	3.1774E-2	---	---
22 Cond	0.466	2.6351E-2	---	---
23 OD	0.745	2.0555E-2	---	---
24 SAVA_W	0.069	4.2486E-2	3.2562E-2	0.019
25 SAVA_P	0.095	3.9023E-2	---	---
26 SAVA_GW	0.492	2.6098E-2	---	---
27 WET	0.087	3.5593E-2	2.0658E-2	-0.052
28 EUCAL	0.008	6.0735E-2	6.1003E-2	-0.208
29 AGR	0.34	3.0382E-2	---	---
30 PAS	0.078	4.2429E-2	---	---
31 URB	0.444	2.7752E-2	1.9586E-2	0.154

“Tabela 7, conclusão”		
Modelo	Variáveis 2-8;10-12;14-16;18;20;24;27;28;31	
	R ² = 0.6668	R ² ajustado = 0.3151
dbRDA1	% variação = 26.72	% da variação de espécies = 17.82

Quando avaliada a influência dos grupos de fatores sobre o NMDS construído a partir do índice de Jaccard, notamos a influencia da morfologia do canal, do substrato e o uso do solo para a similaridade da ictiofuanística dos riachos. Quando utilizamos a morfologia do canal como variável descritora, os riachos mais profundos e com maior área molhada localizam-se na parte esquerda do gráfico (Figura 8), na qual, também encontramos os riachos com maior porcentagem de substrato fino (PCT_SFGF) e de substrato orgânico (PCT_ORG) (Figura 9) bem como os riachos com maior área de plantio de Eucalipto (Figura 13). Para a análise descritora utilizando o uso do solo, quanto menor o valor da dbRDA1 maior a cobertura natural da bacia, sendo que os riachos com maior quantidade de vegetação nativa agruparam-se na região direita do gráfico (Figura 13).

As análises utilizando o abrigo para peixes e a quantidade de madeira no leito (Figura 10), a vegetação ripária (Figura 11) e a qualidade da água (Figura 12) apresentaram pouca influência sobre a similaridade dos pontos, não constituindo grupos definidos em seus respectivos gráficos.

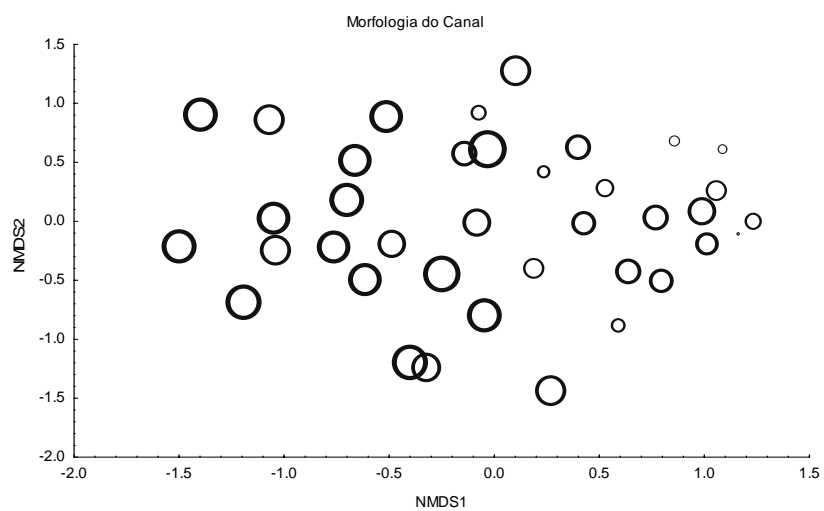


Figura 8 Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Jaccard, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo da morfologia do canal

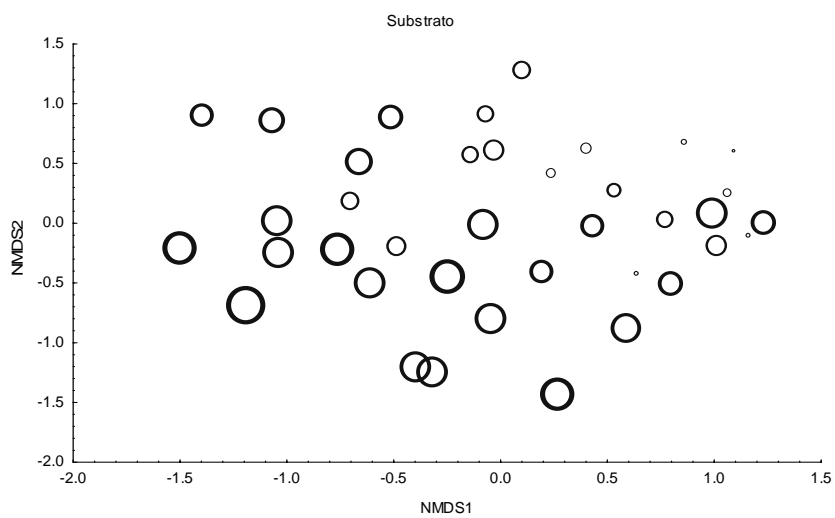


Figura 9 Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Jaccard, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo do substrato

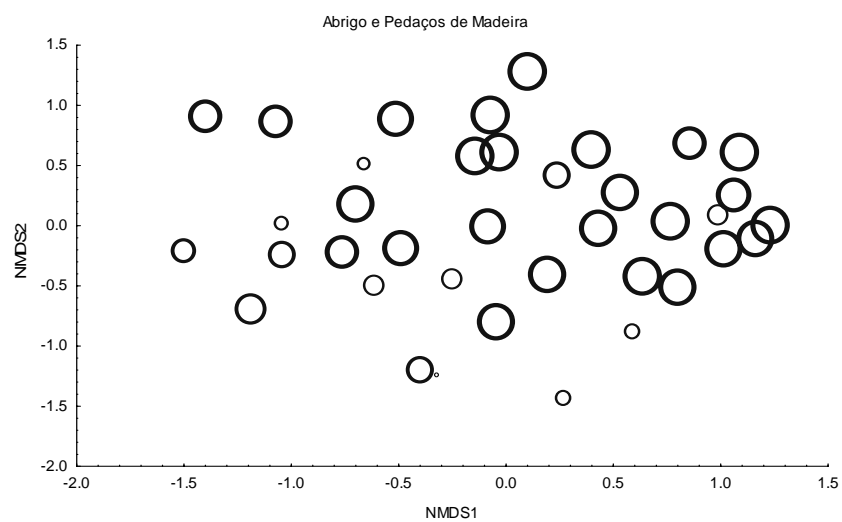


Figura 10 Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Jaccard, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo do abrigo para peixes e pedaços de madeira no leito

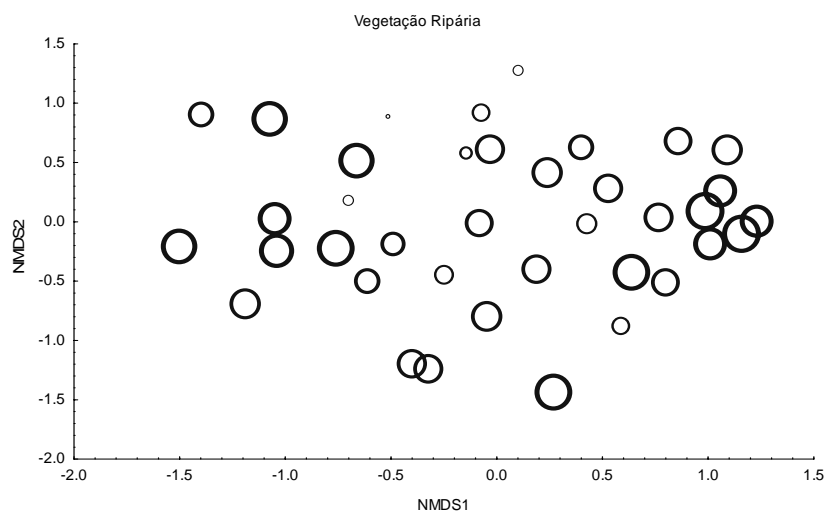


Figura 11 Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Jaccard, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo da vegetação ripária

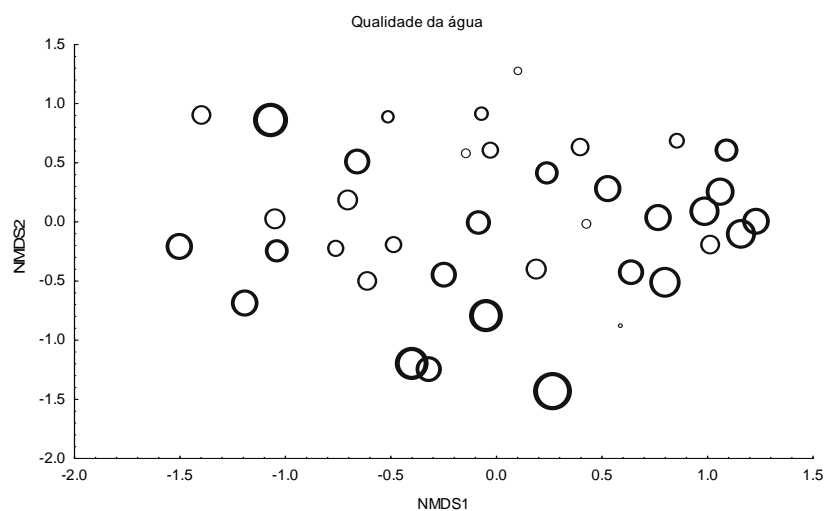


Figura 12 Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Jaccard, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo da qualidade da água

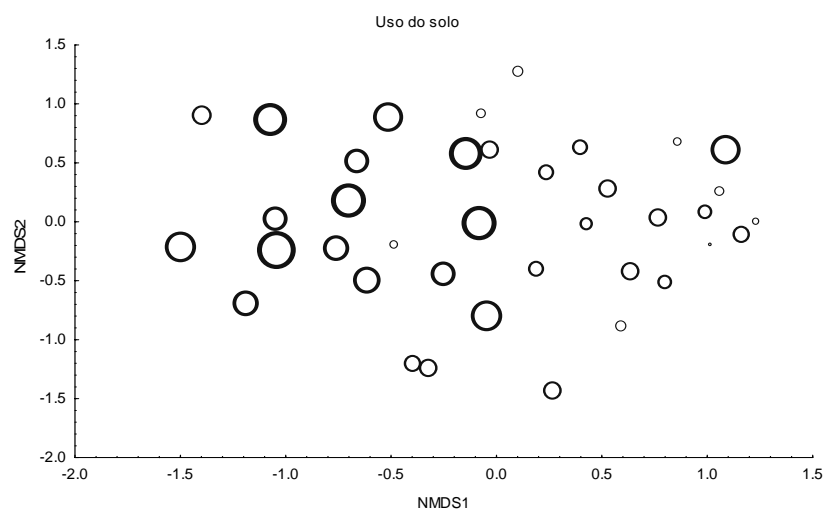


Figura 13 Projeção do NMDS construído com o índice de similaridade de Jaccard, utilizando como variável Bubble o primeiro eixo da dbRDA do modelo do uso do solo

A análise da correlação de Pearson entre as oito categorias do uso do solo e as 23 variáveis do habitat físico e da qualidade da água, forneceu 18 relações significativas, sendo oito com variáveis do habitat físico e duas com variáveis da qualidade da água (Tabela 8).

Para as categorias naturais de uso do solo (Tabela 8), o Cerrado Arbóreo correlacionou-se positivamente com a condutividade e negativamente com a temperatura. Já o Cerrado exibiu uma correlação positiva com o diâmetro das partículas do substrato (Dgm_X). O Campo possuiu uma relação positiva com a altitude e o inverso com a condutividade. Houve uma relação positiva da área coberta por Veredas com a temperatura da água e a quantidade de abrigo para peixes formado por macrófitas aquáticas (XFC_AQM), o inverso ocorreu com a cobertura vegetal (XCDENMID e XCDENBK) e com a proporção de solo exposto nas margens (XGB).

Das categorias de uso do solo antrópicas (Tabela 8), a agricultura não apresentou nenhuma correlação significativa com as variáveis do habitat físico e da qualidade da água. A parte da bacia coberta por agregações urbanas foi a que mais apresentou correlações significativas, exibindo uma relação positiva com o abrigo para peixes formado por macrófitas aquáticas (XFC_AQM) e com a temperatura da água e uma relação negativa com a vegetação ripária (XCDENMID e XCDENBK). As regiões de pastagem relacionaram negativamente com a altitude e positivamente com o abrigo orgânico para peixes (PCT_ORG). Já as áreas de plantio de Eucalipto apresentaram uma correlação positiva com cobertura vegetal formada por vegetação lenhosa (XCMGW) e negativa com a condutividade (Tabela 8).

Tabela 8 Valores das correlações de Pearson entre as classes de uso do solo na bacia de drenagem e as variáveis físicas e de qualidade da água de cada riacho, os valores em negrito representam correlações significativas no nível de 5%

	SAVA _W	SAVA _P	SAVA _GW	WET	EUCAL	AGR	PAST	URB
XDEPTH	-0.11	0.02	-0.16	0.04	-0.03	0.30	0.10	-0.09
XWXD_P	-0.14	0.23	-0.02	-0.13	0.28	0.13	-0.29	-0.13
XSLOPE_%	-0.12	0.24	0.24	0.14	-0.06	-0.21	-0.26	0.21
ALT	-0.17	0.20	0.40	0.06	0.04	-0.04	-0.33	0.19
Dgm_X	-0.18	0.42	-0.04	-0.19	-0.05	-0.09	-0.20	-0.07
PCT_SFGE	0.10	-0.18	0.03	0.26	-0.04	0.21	0.01	0.18
PCT_BIGR	-0.05	0.24	0.11	-0.26	0.06	-0.19	-0.20	-0.12
PCT_ORG	-0.07	-0.13	-0.20	0.00	-0.04	-0.06	0.33	-0.08
C1W_MSQ	0.04	-0.13	-0.02	-0.10	0.17	-0.05	0.05	-0.12
XFC_ALG	0.13	0.22	-0.14	-0.01	-0.01	-0.21	-0.21	0.02
XFC_AQM	-0.11	-0.16	0.29	0.75	-0.23	0.07	0.00	0.78
XFC_LWD	0.06	-0.08	-0.14	-0.09	0.08	-0.14	0.12	-0.09
XFC_BRS	0.04	-0.08	-0.14	-0.13	0.11	-0.08	0.11	-0.12
XFC_RCK	-0.16	0.27	0.16	-0.17	0.19	-0.04	-0.30	-0.12
XCDENMID	0.11	0.07	-0.19	-0.50	0.03	-0.11	0.09	-0.42
XCMGW	-0.12	0.23	-0.09	-0.31	0.41	-0.13	-0.24	-0.27
XCDENBK	0.07	0.15	-0.17	-0.56	0.23	-0.05	-0.09	-0.42
XGB	0.14	0.30	-0.18	-0.34	-0.20	-0.07	-0.10	-0.20
W1_Hall	0.17	-0.27	-0.08	0.25	-0.25	0.22	0.23	0.19
T °C	-0.41	0.26	0.22	0.33	0.07	0.01	-0.24	0.45
pH	0.11	0.06	0.04	-0.05	0.22	-0.04	-0.28	0.01
Cond	0.60	0.03	-0.34	-0.24	-0.34	-0.13	-0.02	-0.14
OD	-0.07	0.14	0.17	0.20	-0.04	-0.02	-0.22	0.22

4 DISCUSSÃO

A similaridade biológica em geral decresce com o aumento da distância geográfica, em função de diversos fenômenos ecológicos, tais como a propensão à dispersão, e fornece uma abordagem eficaz para medir o volume de troca, tanto do fluxo gênico quanto de indivíduos ou espécies entre as comunidades (SOININEN; MCDONALD; HILLEBRAND, 2007). No presente estudo, não houve uma relação significativa entre a distância dos pontos e a similaridade ictiofaunística. No entanto, é importante salientar que o principal fator relacionado à dispersão das espécies pode não ser a distância entre os riachos, e sim a distância dos riachos até um corpo hídrico de maior porte, o qual funcionaria como uma fonte de espécies. Como o reservatório de Três Marias é dendrítico e possui inúmeros tributários de grande porte, como o rio Indaiá, rio Paraopeba, rio Borrachudo, ribeirão São Vicente, entre outros, a influência do reservatório sobre esses tributários e a distância deles até os riachos podem ser fatores geográficos mais importantes do que a distância entre os pontos.

A similaridade entre duas comunidades pode ser avaliada determinando-se os fatores que influenciam a abundância das espécies ou aqueles que interferem na presença ou ausência das espécies, ou seja, na composição. Grossman et al. (1998) verificaram que as características do habitat físico foram melhores preditoras da composição do que da abundância de espécies e que a abundância se relacionaria principalmente com grandes variações ambientais, como a diminuição do fluxo d'água no período de seca. Já Ferreira e Casatti (2006), amostrando trechos diferentes dentro de um mesmo riacho em área de pastagem no noroeste do Estado de São Paulo, determinaram que a estrutura quantitativa da ictiofauna possuía maior associação com a estrutura do hábitat do que com a sazonalidade. No presente estudo não se considerou a sazonalidade, e sim uma maior diversidade de tipos de ambientes, sendo que a morfologia do

canal foi o fator mais importante para explicar a composição, enquanto o uso do solo foi quem melhor descreveu a abundância. No modelo com todas as variáveis em conjunto, a explicação foi maior para a abundância.

O uso do solo constituiu o grupo de variáveis que mais explicou a similaridade da comunidade em função da sua abundância. A proporção da bacia de drenagem ocupada por monocultura de Eucaliptos, em especial, explicou sozinha aproximadamente 8,6% da estrutura. Diversos trabalhos já haviam apontado a grande importância do uso do solo para a estruturação das comunidades (ALEXANDRE; ESTEVES; MELLO, 2010; ALLAN, 2004; ALLAN; ERICKSON; FAY, 1997). Nos presentes resultados, esta influência ocorreu, principalmente através da vegetação ripária, significativamente relacionada com a monocultura de Eucaliptos, e negativamente com o pasto e a agricultura.

Para a análise dos fatores que influenciam na composição da comunidade, as variáveis ligadas à morfologia do canal foram as com maior poder de explicação (12,6%), sendo que, individualmente a altitude explicou 9,4% da variação. As variáveis do substrato e o uso do solo também foram importantes para a similaridade ictiofaunística, com 9,2% de explicação cada modelo. O tipo de substrato está diretamente relacionado à heterogeneidade ambiental (AMBROSIO et al., 2009; MUELLER; PYRON, 2010). Esta característica, somada a quantidade de abrigo dentro do leito (p.e., pedaços grandes de madeira), e à morfologia do canal, são as principais características formadoras de habitats (GORMAN; KARR, 1978). No trabalho de Angermeier e Karr (1984), por exemplo, os autores fizeram manipulações com a presença de pedaços de madeira dentro do leito e verificaram que os peixes de maior porte preferem riachos sem a presença de madeira, e os peixes de menor porte preferem riachos com esse tipo de abrigo. Esse tipo de experimentação mostra que quanto maior a diversidade de habitats em um riacho, maior a possibilidade

de ocorrência de diferentes espécies, ou seja, uma maior diversidade. A porcentagem de substrato fino tem uma estreita relação com a deposição de sedimento, que se relaciona diretamente com a ocupação do entorno de rios (KAUFMANN et al., 2008), onde, em geral, regiões com pouca vegetação ripária possuem uma proporção maior de sedimentos finos (CASATTI; LANGEANI; FERREIRA, 2006). A deposição de sedimento fino é fruto do carreamento desse material oriundo de áreas com solo exposto na bacia de drenagem e, em geral, ocasiona o assoreamento do leito dos riachos. O assoreamento de um riacho diminui sua profundidade, aumenta a velocidade da água, submerge substratos mais grossos e madeiras que servem como abrigo para a fauna, torna a água turva e em alguns casos pode isolar um afluente do rio principal. O assoreamento é um impacto presente principalmente em áreas com intensa ação antrópica (CASATTI et al., 2004; CASATTI; LANGEANI; FERREIRA, 2006; THORNTON; ABT; CLARY, 1997). Abes e Agostinho (2001) reportaram que a temperatura da água, o oxigênio dissolvido, condutividade e pH são variáveis que juntamente com a profundidade e largura do canal, e o tipo de substrato, influenciam na riqueza de peixes e na composição da assembleia. No presente estudo, a influência dos fatores limnológicos não foi significativa como estruturador das comunidades. Assim, avaliações que utilizam apenas os aspectos químicos da água para determinar a degradação de um ambiente podem não refletir os distúrbios da biota.

Ao avaliarmos a correlação que as variáveis individuais possuem com as categorias de uso do solo, notamos que a substituição da paisagem natural por áreas de pastagem promove um maior carreamento de sedimentos, uma vez que a proporção de sedimentos finos em áreas de cerrado é menor do que nas pastagens. Com esse carreamento os riachos tendem a possuir uma menor profundidade e maior turbidez (ALLAN, 2004). Nenhuma das classes de uso do solo apresentou correlações significativas com a morfologia do canal, mas foram

principalmente importantes para a composição dos sedimentos e a proporção da cobertura vegetal.

Como conclusão pode-se apontar que o uso e ocupação do solo na bacia de drenagem do riacho têm grande influencia sobre as comunidades de peixes, principalmente em relação à presença de monoculturas como o Eucaliptos. O substrato teve grande influência na análise qualitativa da comunidade, sendo um fator de estruturação importante; porém, o tamanho das partes do substrato tem uma forte correlação com o uso do solo. A análise limnológica da água não teve uma relação forte com a comunidade. A vegetação ripária mostrou uma maior influencia sobre a análise de abundância do que de composição da comunidade.

REFERÊNCIAS

- ABES, S. D. S.; AGOSTINHO, A. A. Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Agua Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 445, n. 1/3, p. 217-227, 2001.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: EDUEM, 2007. 501 p.
- ALEXANDRE, C. V.; ESTEVES, K. E.; MELLO, M. A. M. de M. Analysis of fish communities along a rural-urban gradient in a neotropical stream, Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 641, n. 1, p. 97-114, Jan. 2010.
- ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 35, n. 1, p. 257-284, Dec. 2004.
- ALLAN, J. D.; ERICKSON, D. L.; FAY, J. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 37, n. 1, p. 149-161, Feb. 1997.
- ALVES, C. B. M.; LEAL, C. G. Aspectos da conservação da fauna de peixes da bacia do rio São Francisco em Minas Gerais. **MG-Biota**, Belo Horizonte, v. 2, n. 6, p. 26-50, 2010.
- ALVES, C. B. M.; POMPEU, P. S. **Peixes do Rio das Velhas: passado e presente**. 2. ed. Belo Horizonte: Argvmentvm, 2010. 196 p.
- ALVES, C. B. M.; VIEIRA, F.; POMPEU, P. S. Ictiofauna da bacia hidrográfica do rio São Francisco. In: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Diagnóstico do macrozoneamento ecológico-econômico da bacia hidrográfica do rio São Francisco**. Brasília, 2011. p. 226-241.
- AMBROSIO, J. L. d' et al. Effects of geomorphology, habitat, and spatial location on fish assemblages in a watershed in Ohio, USA. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 148, n. 1/4, p. 325-341, Jan. 2009.
- ANDERSON, M. J.; GORLEY, R. N.; CLARKE, K. R. **PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods**. Luton: PRIMER-E, 2008. 214 p.

ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 9, n. 2, p. 117-135, 1983.

_____. Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream. **Transactions of the American Fisheries Society**, Bethesda, v. 113, n. 6, p. 716-726, Dec. 1984.

ANJOS, M. B.; ZUANON, J. A. Sampling effort and fish species richness in small terra firme forest streams of central Amazonia, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 45-52, 2007.

BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias**: com chave de identificação para os peixes da bacia do São Francisco. Brasília: Câmara dos Deputados/CODEVASF, 1988. 143 p.

CASATTI, L.; CASTRO, R. M. C. A fish community of the São Francisco River headwaters riffles, southeastern Brazil. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, Munchen, v. 9, n. 3, p. 229-242, Sept. 1998.

_____. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 4, n. 2, p. 203-214, June 2006.

CASATTI, L. et al. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the upper Paraná river basin, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 64, n. 4, p. 757-765, May 2004.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA, C. P. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. **Environmental management**, New York, v. 38, n. 6, p. 974-982, Dec. 2006.

CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 6, p. 139-155, 1999.

DIAS, M. S.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J. A. Effects of reduced-impact logging on fish assemblages in Central Amazonia. **Conservation Biology**, Boston, v. 24, n. 1, p. 278-286, Jan. 2009.

ESPÍRITO-SANTO, H. M. V. et al. Seasonal variation in the composition of fish assemblages in small Amazonian forest streams: evidence for predictable changes. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 54, n. 3, p. 536-548, Mar. 2009.

FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, n. 3, 2006. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/bn/v6n3/v6n3a02.pdf>>. Acesso em: 10 mar. 2012.

GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. 468 p.

_____. Breve visão do São Francisco. In: _____. **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 15-24.

GORMAN, O. T.; KARR, J. R. Habitat structure and stream fish communities. **Ecology**, Durham, v. 59, n. 3, p. 507-515, 1978.

GROSSMAN, G. D. et al. Assemblage organization in stream fishes: effects of environmental variation and interspecific interactions. **Ecological Monographs**, Ithaca, v. 68, n. 3, p. 395-420, June 1998.

HITT, N. P.; ANGERMEIER, P. L. Evidence for fish dispersal from spatial analysis of stream network topology. **Journal of the North American Benthological Society**, Washington, v. 27, n. 2, p. 304-320, June 2008.

JARAMILLO-VILLA, U.; CARAMASCHI, É. P. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropicais e subtropicais. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, p. 442-462, 2008.

JUNQUEIRA, N. T. **Ictiofauna de riachos da bacia do rio Araguari, MG: estrutura, composição e relações com aspectos**. Lavras: UFLA, 2011. Disponível em: <<http://www.cemig.com.br/Sustentabilidade/Programas/Ambientais/PeixeVivo/Publicacoes/Documents/6%20-%20Ap%20Ictiofauna%20de%20riachos.pdf>>. Acesso em: 15 abr. 2012.

KAUFMANN, P. R. et al. **Quantifying physical habitat in wadeable streams**. Washington: USEPA, 1999. 149 p.

KAUFMANN, P. R. et al.. Roughness-corrected index of relative bed stability for regional stream surveys. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 99, n. 1/4, p. 150-170, July 2008.

LAMMERT, M.; ALLAN, J. D. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. **Environmental Management**, New York, v. 23, n. 2, p. 257-270, Apr. 1999.

LOWE-MCCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. 536 p.

MENDONÇA, F. P.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J. A. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. **Copeia**, Lawrence, v. 4, p. 751-764, 2005.

MUELLER, R.; PYRON, M. Fish assemblages and substrates in the middle Wabash River, USA. **Copeia**, Lawrence, v. 9, n. 1, p. 47-53, Feb. 2010.

OLIVEIRA, D. C.; BENNEMANN, S. T. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 5, n. 2, p. 95-107, 2005.

OLSEN, A. R.; PECK, D. V. Survey design and extent estimates for the Wadeable Streams Assessment. **Journal of the North American Benthological Society**, Washington, v. 27, n. 4, p. 822-836, Dec. 2008.

POFF, N. L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal of the North American Benthological Society**, Washington, v. 16, n. 2, p. 391-409, June 1997.

POUILLY, M.; RODRIGUEZ, M. A. Determinism of fish assemblage structure in neotropical floodplain lakes: influence of internal and landscape lake conditions. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE MANAGEMENT OF LARGE RIVERS FOR FISHERIES, 2., 2004, Bangkok. **Proceedings...** Bangkok: RAP, 2004. 1 CD-ROM.

SATO, Y.; GODINHO, H. P. Migratory fishes of the São Francisco River. In: CAROLSFELD, J. et al. (Ed.). **Migratory fishes of South America: biology, fisheries, and conservation status**. Victoria: World Fisheries Trust/IDRC/World Bank, 2003. p. 199-232.

SATO, Y.; GODINHO, H. P. Peixes da bacia hidrográfica do rio São Francisco. In: LOWE-MCCONNELL, R. H. (Ed.). **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. p. 410-413.

SATO, Y.; SAMPAIO, E. V. A ictiofauna na região do Alto São Francisco, com ênfase no reservatório de Três Marias, Minas Gerais. In: _____. **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: Rima, 2005. p. 251-274.

SCHLOSSER, I. J. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. **Ecological Monographs**, Ithaca, v. 52, n. 4, p. 395-414, Dec. 1982.

_____. Fish ecology: a perspective landscape affect fish populations and their community dynamics. **BioScience**, New York, v. 41, n. 10, p. 704-712, Oct. 1991.

SOININEN, J.; MCDONALD, R.; HILLEBRAND, H. The distance decay of similarity in ecological communities. **Ecography**, Copenhagen, v. 30, n. 1, p. 3-12, Feb. 2007.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions American Geophysical Union**, Washington, v. 38, n. 6, p. 913-920, 1957.

TAYLOR, C. M.; WARREN JUNIOR, M. L. Dynamics in species composition of stream fish assemblages: environmental variability and nested subsets. **Ecology**, Durham, v. 82, n. 8, p. 2320-2330, Aug. 2001.

THORNTON, C. I.; ABT, S. R.; CLARY, W. P. Vegetation influence on small stream siltation. **Journal of The American Water Resources Association**, Herndon, v. 33, n. 6, p. 1279-1288, Dec. 1997.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **Shuttle radar topography mission - SRTM**. Disponível em: <<http://srtm.usgs.gov>>. Acesso em: 2 fev. 2007.

VANNOTE, R. L. et al. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 37, n. 1, p. 130-137, Mar. 1980.

CAPÍTULO 3

**Espécies de peixes indicadoras da integridade ambiental de riachos da bacia
do alto São Francisco, Minas Gerais**

RESUMO

A determinação de espécies indicadoras é importante para analisar o efeito de ações antrópicas sobre a integridade do ecossistema e para auxiliar na tomada de decisão sobre aspectos da conservação em regiões com alto impacto humano. Espécies indicadoras também são o ponto inicial para a construção de Índices de Integridade Biótica, que permitem comparar a degradação de um ambiente com outro através da fauna, e não somente dos aspectos limnológicos. Através da associação das espécies coletadas em 38 riachos afluentes do reservatório de Três Marias com características do habitat físico e da qualidade da água, buscou-se determinar possíveis espécies de peixes indicadoras, e as correlações entre as variáveis ambientais. As variáveis do habitat físico analisadas foram o índice de impacto humano, proporção de abrigos naturais, cobertura vegetal lenhosa, porcentagem de substrato fino (silte e argila) e a área molhada; as características de qualidade da água incluíram temperatura, potencial hidrogeniônico, condutividade e oxigênio dissolvido. Essas variáveis foram divididas em três grupos, e sua relação com as possíveis espécies indicadoras foi determinada pela análise de espécies indicadoras (*Indicator species analysis* – IndVal) com o teste de associação de Monte Carlo. As espécies com duas ou mais associações significativas com características de preservação ou degradação ambiental foram consideradas como possíveis indicadoras de qualidade ambiental. Das 32 espécies analisadas, 20 foram consideradas generalistas, oito potencialmente tolerantes (*Astyanax* aff. *eigenmanniorum*, *Astyanax bimaculatus*, *Astyanax fasciatus*, *Gymnotus carapo*, *Hemigrammus marginatus*, *Hisonotus* sp.1, *Hyphessobrycon santae* e *Pimelodella lateristriga*) e quatro potencialmente intolerantes (*Bryconamericus stramineus*, *Harttia* sp., *Hasemania nana* e *Knodus moenkhausii*). A porcentagem de substrato fino, o índice de impacto humano e a vegetação lenhosa são as variáveis com maior número de associação significativa com as espécies. As variáveis de qualidade da água pouco disseram sobre a tolerância ou intolerância das espécies.

Palavras-chave: Análise de espécies indicadoras. Impacto humano. Substrato fino. Vegetação lenhosa.

ABSTRACT

The determination of indicator species is important to analyze the effect of human activities on ecosystem integrity and to assist on issues of conservation in regions with high human impact. Indicator species are also the starting point for the construction of Indices of Biotic Integrity for comparing the degradation of the environment with one another through the fauna, beyond the limnological aspects. Through the association of the species collected in 38 tributary streams of the Três Marias reservoir with characteristics of the physical habitat and water quality, we attempted to determine possible indicator species of fish, and the correlations between environmental variables. The physical habitat variables analyzed were the index of human impact, the proportion of natural shelters, woody vegetation cover, percentage of fine substrate (silt and clay) and wet area; the water quality included temperature, hydrogen potential, conductivity and oxygen dissolved. These variables were divided into three groups, and the relation with the possible indicator species was determined by analysis of indicator species (Indicator species analysis - IndVal) with the association test of Monte Carlo. The species with two or more significant associations with features of conservation or environmental degradation were considered as possible indicators of environmental quality. Of the 32 species analyzed, 20 were considered generalists eight potentially tolerant (*Astyanax* aff. *eigenmanniorum*, *Astyanax bimaculatus*, *Astyanax fasciatus*, *Gymnotus carapo*, *Hemigrammus marginatus*, *Hisonotus* sp.1, *Hyphessobrycon santae* e *Pimelodella lateristriga*) e quatro potencialmente intolerantes (*Bryconamericus stramineus*, *Harttia* sp., *Hasemania nana* e *Knodus moenkhausii*). The percentage of fine substrate, the rate of woody vegetation and human impact are the variables with the most significant association with the species. The water quality variables have said little about tolerance or intolerance of the species.

Keywords: Indicator species analysis. Human impact. Fine substrate. Woody vegetation.

1 INTRODUÇÃO

As ações antrópicas modificam negativamente os ambientes aquáticos, através dos poluentes, das mudanças na hidrologia da bacia (barragens e desvios do canal), modificações no hábitat, alterações das fontes de energia da comunidade, e alterações biológicas (espécies invasoras, patógenos) (KARR; DUDLEY, 1981). Definir como a biota responde a essas alterações é importante para caracterizar o quadro atual e futuro dos corpos hídricos, além de avaliar a potencialidade de uso da água pelo ser humano (JARAMILLO-VILLA; CARAMASCHI, 2008). Inicialmente, a avaliação da qualidade ambiental levava em consideração somente aspectos limnológicos, porém esse tipo de critério não revela a capacidade do ambiente em manter uma diversidade de espécies, subestimando, assim, os danos ambientais (PINTO; ARAÚJO; HUGHES, 2006).

A diversidade de espécies de peixes em um corpo d'água tem relação direta com a diversidade de habitats (GORMAN; KARR, 1978). Numerosos estudos mostram que existe uma relação entre a espécie e o tipo de ambiente na qual ela vive, e algumas espécies podem apresentar preferência por certas características do habitat, como um tipo específico de substrato, por exemplo (LEAL; JUNQUEIRA; POMPEU, 2010). Contudo, são poucos os estudos que buscam identificar as espécies que caracterizam aspectos do ambiente no qual se inserem (ALEXANDRE; ESTEVES; MELLO, 2010).

Identificar espécies que sejam potencialmente indicadoras de uma característica ambiental é um desejo bem antigo, e, ao longo dos anos ganhou um papel de destaque no estudo de riachos, por ser a base para a criação de Índices de Integridade Biótica (ANGERMEIER; KARR, 1984). Os pesquisadores buscam cada vez mais conhecer a comunidade, mas também utilizar a comunidade para detectar as mudanças provocadas por alterações

antrópicas. As espécies indicadoras auxiliam também nas tomadas de decisões quanto à preservação de certos ambientes, e seu uso aumentou nos últimos 40 anos (NIEMI; MCDONALD, 2004).

As espécies de peixes de riachos neotropicais são pouco conhecidas, e os estudos sobre espécies indicadoras são recentes. Em alguns casos, a definição é subjetiva ou embasada em poucas características ambientais, como a raridade de espécies e a resistência ao transporte (ARAÚJO; PINTO; TEIXEIRA, 2009). A maioria dos estudos sobre ecologia de riachos do Brasil concentra-se na bacia do Paraná e na Amazônica, são poucos os estudos na bacia do São Francisco (GODINHO; GODINHO, 2003a).

O objetivo principal com este trabalho é determinar possíveis espécies indicadoras de condições ambientais para riachos pertencentes à bacia do alto São Francisco, Minas Gerais, afluentes do reservatório de Três Marias, associadas às características físicas relacionadas ao grau de conservação dos riachos.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Nessa seção apresentamos a metodologia utilizada para a determinação de possíveis espécies indicadoras de qualidade ambiental para córregos afluentes do reservatório de Três Marias, pertencentes à bacia do alto São Francisco.

2.1 Área de estudo

A área amostral do presente estudo abrangeu 38 riachos pertencentes à área de influência do reservatório de Três Marias (Figura 1, ANEXO-A). Esta barragem foi construída em 1961, e tem como objetivo primário a regularização do fluxo e o controle das cheias do rio, sua área tem aproximadamente 100 000 ha (BRITSKI; SATO; ROSA, 1988).

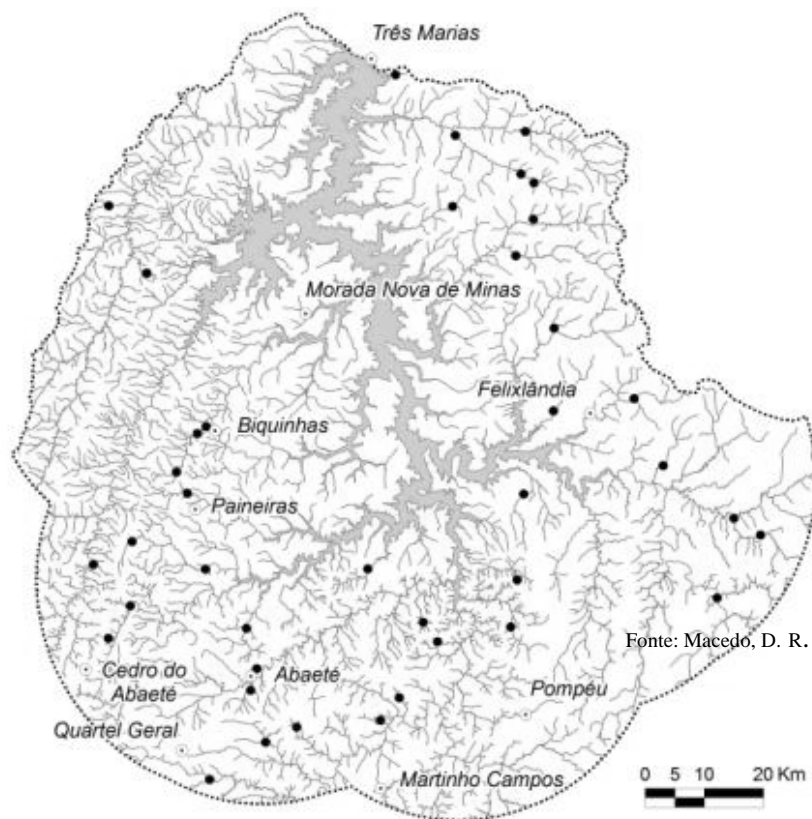


Figura 14 Mapa da rede amostral dos 38 riachos pertencentes à bacia de drenagem do Reservatório de Três Marias, MG, setembro de 2010

A Usina Hidrelétrica de Três Marias foi construída na porção do Alto São Francisco, na calha principal do rio (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007). Seu reservatório caracteriza-se por um aspecto dendrítico e por não se situar em sistemas de cachoeiras (SATO; SAMPAIO, 2005). Os pontos amostrais foram riachos pertencentes à bacia de drenagem desse reservatório, que possuíam ordem de Strahler (1957) inferior a quatro. Os pontos localizados a uma distância geográfica superior a 35 km da borda do reservatório foram excluídos, segundo a metodologia de Hitt e Angermeier (2008), para evitar possíveis efeitos de outras drenagens.

A bacia de drenagem do rio São Francisco abrange uma área de 645 mil km², aproximadamente 7,6% do território nacional. Sua nascente está localizada no estado de Minas Gerais, sendo que o rio drena ainda os Estados da Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe e o Distrito Federal, até desaguar no Oceano Atlântico. Ao longo de sua extensão o rio drena parte de três biomas: Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica (GODINHO; GODINHO, 2003b; SATO; GODINHO, 2003).

Ao longo de sua extensão o rio é dividido tradicionalmente em quatro porções: alto, médio, submédio e baixo (GODINHO; GODINHO, 2003b). A região do Alto São Francisco tem uma extensão de cerca de 630 km e desnível de 700 m, seu trecho vai da nascente histórica na Serra da Canastra em São Roque de Minas até Pirapora. Nessa região, florestas e cerrado são as vegetações predominantes e o clima é tropical úmido, com precipitação anual de 1.200-1.500 mm³, os meses chuvosos vão de novembro a abril (SATO; GODINHO, 1999; SATO; SAMPAIO, 2005).

Para a escolha dos pontos amostrais foi seguida a metodologia proposta por Olsen e Peck (2008), na qual os pontos são definidos através de um algoritmo de seleção espacialmente balanceado e ranqueados. Os riachos estudados possuíam ordem de Strahler (1957) inferior a quatro.

2.2 Coleta de dados

Cada riacho foi amostrado uma única vez, durante o mês de setembro de 2010. A extensão do trecho amostrado em cada riacho foi proporcional à sua largura, sendo definido como 40 vezes a largura média do riacho e respeitando um mínimo de 150 m de amostragem. Cada trecho amostral foi dividido em 11 seções transversais (transectos) distantes entre si 1/10 do comprimento do trecho amostral (KAUFMANN et al., 1999), cada uma dessas 10 partes foram

chamadas de seção. Em cada um dos 11 transectos foram realizadas avaliações de: impacto humano, proporção de abrigos naturais para peixes e cobertura vegetal lenhosa.

O impacto humano foi avaliado pontuando-se a presença e a distância em relação às margens das seguintes categorias de alterações antrópicas: muro, canalização, barramento, construções, estradas, rodovias, ferrovias, canos para captação de água ou descarga de efluentes, entulho, lixo, plantações de grãos, pastagem, silvicultura (monocultura de Eucaliptos), desmatamento e mineração. Depois de classificado quanto à presença o impacto é avaliado quanto à distância da margem, em: mais de 10 m, menos de 10 m ou na margem, criando-se um índice de proximidade de impactos, quanto mais alto o valor mais próximo e maior o número de impactos.

Foram considerados como abrigos naturais para peixes matacão, macrófitas, banco de folhas, raízes, pedaços de madeira e margens escavadas. A cobertura vegetal lenhosa foi determinada pela média da proporção de cobertura nos níveis de dossel e sub-bosque, que esse tipo de vegetação possuía nas margens. Ao longo das seções foi determinada ainda a porcentagem de substrato fino (silte, argila e lama) e a área molhada ocupada pelo leito, calculada através da média de profundidades e da média de largura molhada. Ao final da avaliação obtivemos 10 observações de cada variável ambiental para cada riacho, gerando um total de 380 observações.

A avaliação da qualidade da água foi realizada em campo, através de equipamentos portáteis multiparâmetros e, para a determinação do Oxigênio Dissolvido e potencial hidrogeniônico, foram coletadas e fixadas amostras de cada riacho para posterior determinação em laboratório. As variáveis limnológicas da água utilizadas foram: temperatura (T °C), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade (Cond, $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e Oxigênio dissolvido (OD, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

A coleta de peixes teve esforço de amostragem padronizado segundo o tempo e o número de petrechos utilizados, e realizada no sentido jusante-montante. Em relação ao tempo, padronizou-se um máximo de duas horas de amostragem por riacho e de 12 minutos por seção longitudinal (JUNQUEIRA, 2011). Como petrechos de pesca foram utilizados duas peneiras com 80 cm de diâmetro e malha de tela mosquiteira e, quando possível, rede de arrasto de 4,0 m de comprimento e altura de 2,0 m com malha de 5,0 mm entre nós opostos. Durante a amostragem tentou-se abranger o maior número possível de habitats aquáticos.

Os exemplares foram separados por seção longitudinal, etiquetados e fixados em solução de formol 10%, sendo separados por ponto amostral. Posteriormente, em laboratório, foram conservados em álcool 70% e identificados taxonomicamente. Posteriormente foram depositados na coleção de referência da Universidade Federal de Lavras.

2.3 Análise de dados

Para a determinação de espécies indicadoras foram utilizadas apenas aquelas com abundância maior ou igual a 10 indivíduos. Cada variável ambiental foi dividida em três categorias, as categorias um e três referentes aos valores superiores ou inferiores aos percentis 75% e 25%, respectivamente, e a categoria dois com o restante das observações. A relação dessas variáveis com as possíveis espécies indicadoras foi determinada pela análise de espécies indicadoras (*Indicator species analysis* - IndVal), a qual combina a abundância relativa de uma espécie com sua frequência relativa em um grupo de pontos amostrais e determina à qual categoria da variável a espécie é mais específica. Para determinar a significância da relação, os valores são comparados com valores gerados randomicamente, por 4999 permutações, através do teste de

Monte Carlo. O cálculo dos valores de IndVal e o teste de associação foram efetuados através do software PC-ORD 4.0. Espécies que somaram duas ou mais associações significativas com características de preservação ou degradação foram consideradas como possíveis indicadoras de qualidade ambiental, classificadas, respectivamente, como intolerantes e tolerantes.

A correlação das variáveis entre si foi determinada através da correlação de Pearson do software Statistica 7.

3 RESULTADOS

Foram coletados 5910 exemplares de peixes, distribuídos em 58 espécies, 39 gêneros, 14 famílias e cinco ordens (Tabela 1).

Tabela 9 Lista taxonômica das 58 espécies de peixes coletadas em 38 riachos pertencentes à bacia de drenagem do reservatório de Três Marias, MG, com dados da distribuição das espécies nos riachos. **N** = número de indivíduos de cada espécie, **FO** = porcentagem de riachos em que a espécie foi registrada

Táxon	N	FO (%)
CHARACIFORMES		
Anostomidae		
<i>Leporinus marcgravii</i> Lütken, 1875	2	5.26
<i>Leporinus taeniatus</i> Lütken, 1875	4	2.63
Characidae		
Bryconinae		
<i>Brycon nattereri</i> Günther, 1864	1	2.63
Cheirodontinae		
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	28	15.79
<i>Serrapinnus piaba</i> (Lütken, 1875)	10	7.89
Stevardiinae		
<i>Hysteronotus megalostomus</i> Eigenmann, 1922	5	2.63
<i>Lepidocharax burnsi</i> Ferreira, Menezes & Quagio-Grassiotto, 2011	335	21.05
Incertae Sedis		
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	42	31.58
<i>Astyanax</i> aff. <i>eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)	138	18.42
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	49	34.21
<i>Astyanax intermedius</i> Eigenmann, 1908	1383	28.95
<i>Astyanax rivularis</i> (Lütken, 1875)	1066	44.74
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	104	2.63
<i>Hasemanina nana</i> (Lütken, 1875)	85	5.26
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911	69	7.89
<i>Hyphessobrycon santae</i> (Eigenmann, 1907)	894	21.05
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	753	34.21
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)	18	10.53
<i>Oligosarcus argenteus</i> Günther, 1864	1	2.63
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	205	26.32
Salmininae		
<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes, 1850	1	2.63

Táxon	N	FO (%)
Crenuchidae		
<i>Characidium fasciatum</i> Reinhardt, 1866	36	10.53
<i>Characidium lagsantense</i> Travassos, 1947	3	7.89
<i>Characidium</i> SP	60	15.79
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909	116	34.21
Erythrinidae		
<i>Hoplias intermedius</i> (Günther, 1864)	12	23.68
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	1	2.63
Parodontidae		
<i>Apareiodon ibitiensis</i> Campos, 1944	21	7.89
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)	11	7.89
<i>Parodon hilarii</i> Reinhardt, 1866	1	2.63
SILURIFORMES		
Auchenipteridae		
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	2	5.26
Heptapteridae		
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	8	10.53
<i>Imparfinis minutus</i> (Lütken, 1874)	36	28.95
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart, 1964)	5	7.89
<i>Pimelodella lateristriga</i> (Lichtenstein, 1823)	20	5.26
<i>Pimelodella laurenti</i> Fowler, 1941	3	5.26
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	2	5.26
<i>Rhamdiopsis microcephala</i> (Lütken, 1874)	5	7.89
Loricariidae		
Hypoptopomatinae		
<i>Hypoptopomatinae</i> sp 1	2	5.26
<i>Hisonotus</i> sp 1	21	5.26
<i>Hisonotus</i> sp 2	5	2.63
Hypostominae		
<i>Hypostomus alatus</i> Castelnau, 1855	1	2.63
<i>Hypostomus garmani</i> (Regan, 1904)	23	18.42
<i>Hypostomus</i> cf. <i>lima</i> (Lütken, 1874)	19	10.53
<i>Hypostomus</i> aff. <i>margaritifera</i> (Regan, 1908)	1	2.63
<i>Hypostomus</i> aff. <i>nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)	3	2.63
<i>Hypostomus</i> aff. <i>paulinus</i> (Iheringi, 1905)	1	2.63
Loricariinae		
<i>Harttia</i> SP	76	10.53
<i>Rineloricaria</i> SP	6	2.63
Neoplecostominae		
<i>Neoplecostomus franciscoensis</i> Langeani, 1990	2	5.26
Pseudopimelodidae		
<i>Microglanis leptostriatus</i> Mori & Shibatta, 2006	27	13.16
<i>Pseudopimelodus zungaro</i> (Humboldt 1821)	1	2.63

“Tabela 1, conclusão”			
Táxon	N	FO (%)	
Trichomycteridae			
<i>Trichomycterus brasiliensis</i> Lütken, 1874	130	34.21	
<i>Trichomycterus variegatus</i> Costa, 1992	3	2.63	
GYMNOTIFORMES			
Gymnotidae			
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	18	13.16	
Sternopygidae			
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)	21	13.16	
CYPRINODONTIFORMES			
Poeciliidae			
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	13	2.63	
SYNBRANCHIFORMES			
Synbranchidae			
<i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch, 1795)	2	5.26	
	Abundância Total	5910	
	Abundância Média Por Ponto	155.53	
	Abundância Mínima	1	
	Abundância Máxima	1383	
	Riqueza Total	58	
	Riqueza Média	6.76	
	Riqueza Mínima	2	
	Riqueza Máxima	20	

As oito variáveis ambientais utilizadas foram, cada uma, dividida em três grupos, sendo os intervalos são apresentados na Tabela 2.

Tabela 10 Categorias das variáveis ambientais e seus respectivos intervalos

Variável	Intervalos das categorias		
	Categoria 1	Categoria 2	Categoria 3
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	0.8 – 6.2	6.3 – 10.1	10.2 – 11.7
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	7 – 32	33 – 75	76 – 219
Temperatura (°C)	14.23 – 15.9	16 – 18.7	18.72 – 22.2
Abrigo Natural	0 – 39	40 – 95	95.1 – 227.5
Vegetação Lenhosa (%)	0 – 25	26 - 65	65.1 - 230
Substrato fino (%)	0 – 0.12	0.13 – 0.73	0.74 - 1
Impacto humano	0 – 0.32	0.33 – 1.66	1.67 – 4.125
Área molhada (cm ²)	0.0195 – 0.37	0.38 – 1.39	1.40 – 12.2857

Das 32 espécies analisadas como possíveis indicadoras, 20 podem ser consideradas como generalistas para as características ambientais avaliadas (Tabela 3). Dez delas não tiveram nenhuma relação significativa com as categorias propostas, seis tiveram relação com apenas uma categoria negativa e quatro tiveram relação com somente uma característica positiva (Figura 15).

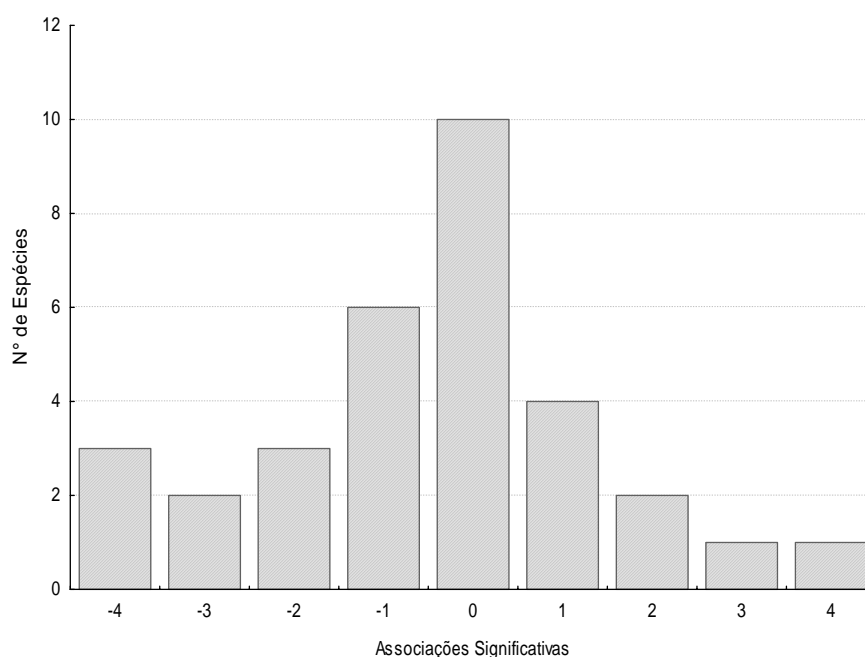


Figura 15 Número de espécies em função do número de associações significativas que apresentaram; os valores negativos indicam relações com características associadas à degradação, e os positivos se referem a categorias que indicam uma boa qualidade ambiental

Doze espécies se relacionaram significativamente a duas ou mais variáveis ambientais (Figura 2, Tabela 3). Oito espécies relacionaram-se a categorias de baixa conservação do ambiente, sendo consideradas como tolerantes: *Astyanax* aff. *eigenmanniorum*, *Astyanax bimaculatus*, *Astyanax fasciatus*, *Gymnotus carapo*, *Hemigrammus marginatus*, *Hisonotus* sp.1,

Hyphessobrycon santaes e *Pimelodella lateristriga*. Outras quatro espécies foram relacionadas com boa qualidade ambiental: *Bryconamericus stramineus*, *Harttia* sp., *Hasemania nana* e *Knodus moenkhausii*.

Tabela 11 Possíveis espécies indicadoras com os grupos pertencentes (G) para cada variável e sua significância do Teste de Monte Carlo (p*= significativo ao nível de 5%). OD = Oxigênio Dissolvido, Cond = Condutividade, T °C = Temperatura da água, xfc_nat = Abrigo natural, xcmgw = Vegetação lenhosa, pct_sfgf = Substrato Fino, w1_hall = Impacto humano e xwxd_p = área molhada

	OD		Cond		T°C		xfc_nat		xcmgw		pct_sfgf		w1_hall		xwxd_p	
	G	p *	G	p *	G	p *	G	p *	G	p *	G	p *	G	p *	G	p *
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	3	0.0642	2	0.8866	3	0.1402	3	0.0016	1	0.0414	2	0.3765	1	0.0002	3	0.0002
<i>Apareiodon piracicabae</i>	2	1	2	0.3241	3	0.4469	1	0.0004	2	0.7075	1	0.0012	1	0.0214	1	0.0022
<i>Astyanax aff. eigenmanniorum</i>	1	0.3303	2	0.2428	2	0.6805	1	0.1744	1	0.0058	1	0.5621	3	0.0002	3	0.0094
<i>Astyanax bimaculatus</i>	1	0.5773	3	0.2434	2	0.9374	1	0.0324	1	0.0002	3	0.0038	3	0.007	3	0.3789
<i>Astyanax fasciatus</i>	1	0.2573	2	0.0664	2	0.1082	1	0.0264	1	0.4167	3	0.0188	1	0.9016	2	0.8856
<i>Astyanax intermedius</i>	3	0.5867	2	0.0246	3	0.1738	2	0.9012	2	0.1038	1	0.6537	2	0.5093	2	0.7303
<i>Astyanax rivularis</i>	1	0.4069	2	0.4099	2	0.96	1	0.0156	2	0.0024	2	0.041	3	0.0556	2	0.9944
<i>Bryconamericus stramineus</i>	3	0.2152	2	1	3	0.4739	3	0.0002	1	0.0106	1	0.044	1	0.0002	3	0.0002
<i>Characidium fasciatum</i>	3	0.8808	2	0.6231	1	0.7329	2	0.3923	1	0.4787	2	0.3455	3	0.3451	1	0.5769
<i>Characidium sp.</i>	2	0.8094	1	0.9928	2	0.046	3	0.9312	3	0.4243	3	0.1096	2	0.0248	2	0.0192
<i>Characidium zebra</i>	2	0.3407	3	0.3671	2	0.2206	3	0.8676	1	0.072	3	0.0094	2	0.0004	2	0.1168
<i>Eigenmannia virescens</i>	1	0.0732	2	0.2703	3	0.1248	1	0.1212	1	0.0926	3	0.0678	2	0.6391	1	0.0368
<i>Gymnotus carapo</i>	3	0.6269	1	0.0174	3	0.9066	1	0.0058	1	0.0004	3	0.0004	3	0.0066	2	0.4047
<i>Harttia sp.</i>	3	0.0184	2	0.6519	3	0.2723	3	0.0002	3	0.0568	1	0.0002	1	0.0004	3	0.0002
<i>Hasemanina nana</i>	2	0.7421	2	1	2	0.7479	3	0.0002	3	0.0002	2	0.2689	2	0.0576	3	0.006
<i>Hemigrammus marginatus</i>	2	0.754	1	0.4549	1	0.5869	2	0.4693	1	0.0012	3	0.0016	3	0.0002	2	0.9068

“Tabela 3, conclusão”

<i>Hisonotus</i> sp.1	2	0.7622	1	0.3579	2	1	1	0.0288	1	0.4705	3	0.0026	2	0.2144	2	0.231
<i>Hoplias intermedius</i>	3	0.5831	2	0.4847	3	0.029	1	0.1928	2	0.7497	2	0.7173	3	0.9692	3	0.1548
<i>Hyphessobrycon santae</i>	2	0.9186	1	0.9136	3	0.037	1	0.0044	1	0.017	3	0.0312	1	0.3209	3	0.0898
<i>Hypostomus</i> cf. <i>lima</i>	3	0.2581	2	0.7678	2	0.764	2	0.0458	2	0.1594	2	0.3779	1	0.0216	1	0.8932
<i>Hypostomus garmani</i>	2	0.5343	2	0.4557	3	0.0002	3	0.3259	3	0.3553	1	0.3333	2	0.3191	1	0.3193
<i>Imparfinis minutus</i>	2	0.7902	3	0.3833	1	0.9652	2	0.2392	3	0.6779	2	0.8496	1	0.01	1	0.2891
<i>Knodus moenkhausii</i>	2	0.8556	2	0.5931	3	0.1412	1	0.4439	3	0.0002	1	0.0454	1	0.024	1	0.0854
<i>Lepidocharax burnsi</i>	3	0.7572	2	0.0924	3	0.2346	3	0.0384	1	0.9686	2	0.8094	3	0.0246	3	0.0122
<i>Microglanis leptostriatus</i>	2	0.3011	1	0.9094	2	0.5999	1	0.5411	3	0.5759	3	0.0148	2	0.017	2	0.1882
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	2	0.8438	2	0.4057	2	0.6125	3	0.2933	1	0.1256	3	0.035	2	0.6095	3	0.5557
<i>Piabina argentea</i>	3	0.085	2	0.0812	3	0.0282	3	0.2386	2	0.168	1	0.0002	1	0.1926	3	0.4939
<i>Pimeodella lateristriga</i>	3	0.2547	1	0.4787	3	0.3589	1	0.0002	1	0.0002	3	0.0068	3	0.0002	2	0.7043
<i>Poecilia reticulata</i>	2	1	3	0.4659	3	0.4647	1	0.2444	2	0.5327	3	0.3113	2	0.3263	3	0.0268
<i>Serrapinnus heterodon</i>	2	0.7738	3	0.3255	1	0.8734	1	0.0918	2	0.7039	3	0.3155	2	0.1296	1	0.9208
<i>Serrapinnus piaba</i>	2	0.3535	2	0.6781	3	0.7029	2	0.5831	3	0.1448	2	0.2721	2	0.2963	2	0.5541
<i>Trichomycterus brasiliensis</i>	3	0.9034	3	0.8338	1	0.0548	1	0.2218	3	0.6027	2	0.2428	1	0.783	1	0.1248

As variáveis ambientais que mais contribuíram para a determinação das espécies tolerantes e intolerantes foram a porcentagem de substrato fino, com 15 relações significativas, o impacto humano e o abrigo natural com 13 relações significativas cada um (Tabela 3). Os três parâmetros de qualidade da água juntos tiveram apenas seis relações significativas, sendo quatro delas com a temperatura da água.

As espécies que mais se relacionaram as variáveis foram *A. bimaculatus*, *H. santae* e *P. lateristriga*, associadas a regiões com alto impacto humano, alta porcentagem de substrato fino e baixa vegetação lenhosa. Por outro lado, *Harttia* sp. foi a espécie com maior número de associações a condições de boa qualidade ambiental, se relacionando a ambientes com baixo impacto humano, baixa proporção de substrato fino e alta quantidade de oxigênio dissolvido (Tabela 3). *Harttia* sp. também foi a única espécie que se associou a ambientes bem oxigenados.

Das espécies que possuíram associação com duas categorias negativas; *A. aff. eigenmanniorum* relacionou-se com ambientes com baixa vegetação lenhosa e muito impacto humano, já *A. fasciatus* e *Hisonotus* sp., relacionaram com ambientes com pouco abrigo natural e muito substrato fino (Tabela 3). Para as espécies associadas a duas ou mais categorias positivas do ambiente, houve principalmente relação significativa com pouco substrato fino e pouco impacto humano.

A área molhada apresentou nove espécies relacionadas, sendo sete para ambientes de maior porte e dois para ambientes menores (Tabela 3). Para as espécies *Apareiodon ibitiensis* e *Bryconamericus stramineus* houve a relação das espécies com baixa vegetação lenhosa e maior área molhada. A espécie *H. nana* foi a única relacionada com alta vegetação lenhosa e maior área molhada (Tabela 3).

A análise de correlação de Pearson entre as variáveis de habitat físico (Tabela 4) mostrou que o abrigo natural aumentou com o aumento da vegetação lenhosa e da área molhada e contribuiu diminuir com o aumento do impacto humano. A vegetação lenhosa demonstrou uma correlação negativa com o substrato fino e com o impacto humano e o substrato fino apresentou uma correlação positiva com o impacto humano. Não foi observada nenhuma correlação entre os parâmetros limnológicos da água entre si e com os demais fatores avaliados.

Tabela 12 Correlações entre as variáveis de habitat físico, os valores em negrito foram significativos no nível de 5%

	Abrigo	Vegetação Lenhosa	Substrato Fino	Impacto Humano	Área Molhada
Abrigo	1.00				
Vegetação Lenhosa	0.36	1.00			
Substrato Fino	0.00	-0.14	1.00		
Impacto Humano	-0.14	-0.30	0.30	1.00	
Área Molhada	0.16	0.09	0.08	-0.09	1.00

4 DISCUSSÃO

A abordagem de espécies como indicadoras da qualidade ambiental é um objeto de estudo que tem ganhado espaço no cenário internacional nas últimas décadas (CUNICO; ALLAN; AGOSTINHO, 2011; NIEMI; MCDONALD, 2004; WANG; LYONS; KANEHL, 2006). Poucos estudos no Brasil tentam determinar as espécies indicadoras, em geral elas são determinadas para servirem de base para a construção de Índices de Integridade Biótica (CASATTI; FERREIRA; LANGEANI, 2009; FERREIRA; CASATTI, 2006; PINTO; ARAÚJO; HUGHES, 2006).

Há diversos fatores do habitat físico capazes de fornecer indicações sobre a provável estrutura de uma assembleia de peixes em riachos, e os principais seriam a morfologia do canal, o impacto antrópico, o fluxo e o tipo de substrato (CASATTI; CASTRO, 1998; CASTRO, 1999; KAUFMANN et al., 2008). No presente trabalho buscou-se relacionar as espécies a diferentes variáveis ambientais que pudessem refletir a diversidade de habitat dentro do canal e o grau de impacto nas margens.

A qualidade da água, em termos de oxigênio dissolvido, temperatura e condutividade, tem sido associada à estrutura das assembleias de peixes (GOLDSTEIN, 2003). Porém, verificamos que a maioria das espécies são generalistas com relação a essas variáveis ambientais, ou a variação delas é muito pequena para gerar uma correspondência significativa dessas variáveis com as espécies.

Das variáveis do habitat físico, as que melhor distinguiram as espécies indicadoras foram a porcentagem de substrato fino, o impacto humano e a vegetação lenhosa. Em relação à porcentagem de substrato fino devemos salientar que muitas espécies possuem associação natural com substratos finos, porém ele é altamente correlacionado com a degradação na bacia de drenagem.

Em geral, regiões com menor cobertura vegetal possuem uma maior porcentagem de substrato fino no leito (CASATTI et al., 2004; LEAL; JUNQUEIRA; POMPEU, 2010), fato pode ser verificado pela correlação positiva e significativa entre a porcentagem de substrato fino e o impacto humano. Essas duas variáveis foram principalmente relevantes para a identificação das possíveis espécies intolerantes, que se associaram a baixa vegetação e alto índice de impacto humano. A vegetação lenhosa é muito importante como variável do habitat físico, uma vez que se correlaciona com a proporção de abrigo, com o impacto, com o fornecimento de material alóctone e com a taxa de insolação no leito, que determina a base da cadeia alimentar no riacho (BURCHER et al., 2008; PINTO; ARAÚJO; HUGHES, 2006; VANNOTE et al., 1980). Em nosso estudo, ela descreveu principalmente as espécies com associação a baixa vegetação lenhosa. A vegetação lenhosa correlaciona-se positivamente com a área molhada do riacho, em geral, riachos maiores possuíram mais vegetação lenhosa, contudo duas espécies foram associadas à vegetação baixa e maior área molhada.

Das espécies consideradas tolerantes, *A. eigenmanniorum* relacionou-se com alto índice de impacto humano e baixa vegetação lenhosa. De acordo com os trabalhos de Araújo e Tejerina-Garro (2009) e Fialho et al. (2007), essa espécie se associa com baixos valores de pH, baixa temperatura, alta condutividade e alta turbidez, mostrando que tal espécie pode ser tolerante a diferentes características da água. A espécie *A. bimaculatus*, em nosso estudo se associou com áreas com alto impacto humano, alta porcentagem de substrato fino e baixa vegetação lenhosa. Essa mesma espécie já foi associada a altas temperaturas (ABES; AGOSTINHO, 2001), alta condutividade (ARAÚJO; PINTO; TEIXEIRA, 2009) e considerada como tolerante por Araújo (1998). De acordo com Araújo (1998), *G. carapo* seria uma espécie intolerante, porém esse estudou considerou a raridade de captura e a capacidade de resistência ao

transporte para determinar a tolerância das espécies. Outros estudos, que relacionavam essa espécie com um maior número de características ambientais, a consideram como tolerante (ALEXANDRE; ESTEVES; MELLO, 2010; CASATTI et al., 2004; CASATTI; FERREIRA; LANGEANI, 2009), associada com baixo pH, baixa vegetação ciliar, menores larguras de rios, com grande quantidade de vegetação aquática, menores taxas de oxigênio (ABES; AGOSTINHO, 2001; CASATTI et al., 2004). Neste trabalho, essa espécie se associou a locais com índice de impacto humano e proporção de substrato fino altos, baixa vegetação lenhosa e também com baixa condutividade e riachos mais estreitos.

As espécies *H. marginatus* e *P. lateristriga* se associaram às três piores categorias ambientais, riachos com alto índice de impacto humano, alta porcentagem de substrato fino e pouca vegetação lenhosa, sendo consideradas como tolerantes. Porém, em outros trabalhos essas espécies e algumas congêneres foram classificadas como intolerantes (CASATTI; FERREIRA; LANGEANI, 2009; TERESA; CASATTI, 2010), baseado na ocorrência e abundância dessas espécies em áreas com perda da integridade física do habitat. *Hisonotus* sp., considerada como tolerante por sua associação a riachos com alta porcentagem de substrato fino e pouca vegetação lenhosa, também foi considerada em outros como intolerante (CASATTI; FERREIRA; LANGEANI, 2009) principalmente por se alimentar de perifíton.

Das espécies relacionadas com boa qualidade ambiental, as chamadas intolerantes, *Harttia* sp. se relacionou com baixo impacto, baixa proporção de substrato fino e água com alta oxigenação. Ela constitui parte de um grupo de espécies definidos como bentônicas associadas com madeira (CASATTI; FERREIRA; LANGEANI, 2009) e por essa característica pode ser definida como intolerante. Já as espécies *H. nana* e *K. moenkhausii*, definidas como intolerantes por se associarem, respectivamente, a muito abrigo e muita

vegetação lenhosa e baixo impacto e muita vegetação lenhosa, são descritas como abundantes em regiões com muito substrato fino (CASATTI et al., 2004; COUTO; AQUINO, 2011). Nessa condição elas seriam favorecidas por regiões com pouca vegetação, na qual ocorreria um maior carregamento de substratos menores, mas nossas análises não corroboraram essa expectativa.

Em decorrência do nosso estudo, podemos concluir que a porcentagem de substrato fino, o índice de impacto humano e a vegetação lenhosa são, dentre as variáveis analisadas, as melhores variáveis para a definição de espécies tolerantes. Para os riachos amostrados podemos considerar as espécies *A. aff. eigenmanniorum*, *A. bimaculatus*, *A. fasciatus*, *G. carapo*, *H. marginatus*, *Hisonotus* sp1, *H. santae*. e *P. lateristriga*, como espécies tolerantes e *B. stramineus*, *Harttia* sp., *H. nana* e *K. moenkhausii* como espécies intolerantes.

REFERÊNCIAS

- ABES, S. D. S.; AGOSTINHO, A. A. Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Agua Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 445, n. 1/3, p. 217-227, 2001.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: EDUEM, 2007. 501 p.
- ALEXANDRE, C. V.; ESTEVES, K. E.; MELLO, M. A. M. de M. Analysis of fish communities along a rural-urban gradient in a neotropical stream, Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 641, n. 1, p. 97-114, Jan. 2010.
- ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream. **Transactions of the American Fisheries Society**, Bethesda, v. 113, n. 6, p. 716-726, Dec. 1984.
- ARAÚJO, F. G. Uso da taxocenose de peixes como indicadora de degradação ambiental no Rio Paraíba do Sul. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 41, n. 3, p. 370-378, Sept. 1998.
- ARAÚJO, F. G.; PINTO, B. C. T.; TEIXEIRA, T. P. Longitudinal patterns of fish assemblages in a large tropical river in southeastern Brazil: evaluating environmental influences and some concepts in river ecology. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 618, n. 1, p. 89-107, Aug. 2009.
- ARAÚJO, N. B.; TEJERINA-GARRO, F. L. Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. **Biologia**, Lahore, v. 7, n. 1, p. 31-38, 2009.
- BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias**: com chave de identificação para os peixes da bacia do São Francisco. Brasília: Câmara dos Deputados/CODEVASF, 1988. 143 p.
- BURCHER, C. L. et al. Fish assemblage responses to forest cover. **Environmental Management**, New York, v. 41, n. 3, p. 336-346, Mar. 2008.

CASATTI, L.; CASTRO, R. M. C. A fish community of the São Francisco River headwaters riffles, southeastern Brazil. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, Munchen, v. 9, n. 3, p. 229-242, Sept. 1998.

CASATTI, L. et al. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the upper Paraná river basin, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 64, n. 4, p. 757-765, May 2004.

CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; LANGEANI, F. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 623, n. 1, p. 173-189, Dec. 2009.

CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 6, p. 139-155, 1999.

COUTO, T. B. d'A.; AQUINO, P. de P. U. Structure and integrity of fish assemblages in streams associated to conservation units in Central Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 9, n. 2, p. 445-454, 2011.

CUNICO, A. M.; ALLAN, J. D.; AGOSTINHO, A. A. Functional convergence of fish assemblages in urban streams of Brazil and the United States. **Ecological Indicators**, London, v. 11, n. 5, p. 1354-1359, May 2011.

FERREIRA, C. D. P.; CASATTI, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Viçosa, MG, v. 23, n. 3, p. 642-651, maio/jun. 2006.

FIALHO, A. P. et al. Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 598, n. 1, p. 315-324, Oct. 2007.

GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. 468 p.

_____. Breve visão do São Francisco. In: _____. **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 15-24.

GOLDSTEIN, R. M. Assessing water quality at large geographic scales: relations among land use, water physicochemistry, riparian condition, and fish community structure. **Environmental Management**, New York, v. 31, n. 4, p. 504-517, Aug. 2003.

GORMAN, O. T.; KARR, J. R. Habitat structure and stream fish communities. **Ecology**, Durham, v. 59, n. 3, p. 507-515, 1978.

HITT, N. P.; ANGERMEIER, P. L. Evidence for fish dispersal from spatial analysis of stream network topology. **Journal of the North American Benthological Society**, Washington, v. 27, n. 2, p. 304-320, June 2008.

JARAMILLO-VILLA, U.; CARAMASCHI, É. P. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropicais e subtropicais. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, p. 442-462, 2008.

JUNQUEIRA, N. T. **Ictiofauna de riachos da bacia do rio Araguari, MG: estrutura, composição e relações com aspectos**. Lavras: UFLA, 2011. Disponível em:
<<http://www.cemig.com.br/Sustentabilidade/Programas/Ambientais/PeixeVivo/Publicacoes/Documents/6%20-%20Ap%20Ictiofauna%20de%20riachos.pdf>>. Acesso em: 15 abr. 2012.

KARR, J. R.; DUDLEY, D. R. Ecological perspective on water quality goals. **Environmental Management**, New York, v. 5, n. 1, p. 55-68, Jan. 1981.

KAUFMANN, P. R. et al. **Quantifying physical habitat in wadeable streams**. Washington: USEPA, 1999. 149 p.

_____. Roughness-corrected index of relative bed stability for regional stream surveys. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 99, n. 1/4, p. 150-170, July 2008.

LEAL, C. G.; JUNQUEIRA, N. T.; POMPEU, P. S. Morphology and habitat use by fishes of the Rio das Velhas basin in southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 90, n. 2, p. 143-157, Oct. 2010.

NIEMI, G. J.; MCDONALD, M. E. Application of ecological indicators. **Review Literature and Arts of The Americas**, Chicago, v. 35, n. 1, p. 89-111, 2004.

OLSEN, A. R.; PECK, D. V. Survey design and extent estimates for the Wadeable Streams Assessment. **Journal of the North American Benthological Society**, Washington, v. 27, n. 4, p. 822-836, Dec. 2008.

PINTO, B. C. T.; ARAÚJO, F. G.; HUGHES, R. M. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 556, n. 1, p. 69-83, 2006.

SATO, Y.; GODINHO, H. P. Migratory fishes of the São Francisco River. In: CAROLSFELD, J. et al. (Ed.). **Migratory fishes of South America: biology, fisheries, and conservation status**. Victoria: World Fisheries Trust/IDRC/World Bank, 2003. p. 199-232.

_____. Peixes da bacia hidrográfica do rio São Francisco. In: LOWE-MCCONNELL, R. H. (Ed.). **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. p. 410-413.

SATO, Y.; SAMPAIO, E. V. A ictiofauna na região do Alto São Francisco, com ênfase no reservatório de Três Marias, Minas Gerais. In: _____. **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: Rima, 2005. p. 251-274.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions American Geophysical Union**, Washington, v. 38, n. 6, p. 913-920, 1957.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, Porto Alegre, v. 5, n. 3, p. 444-453, 2010.

VANNOTE, R. L. et al. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 37, n. 1, p. 130-137, Mar. 1980.

WANG, L.; LYONS, J.; KANEHL, P. Habitat and fish responses to multiple agricultural best management practices in a warm water stream. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v. 42, n. 4, p. 1047-1062, Aug. 2006.

ANEXOS

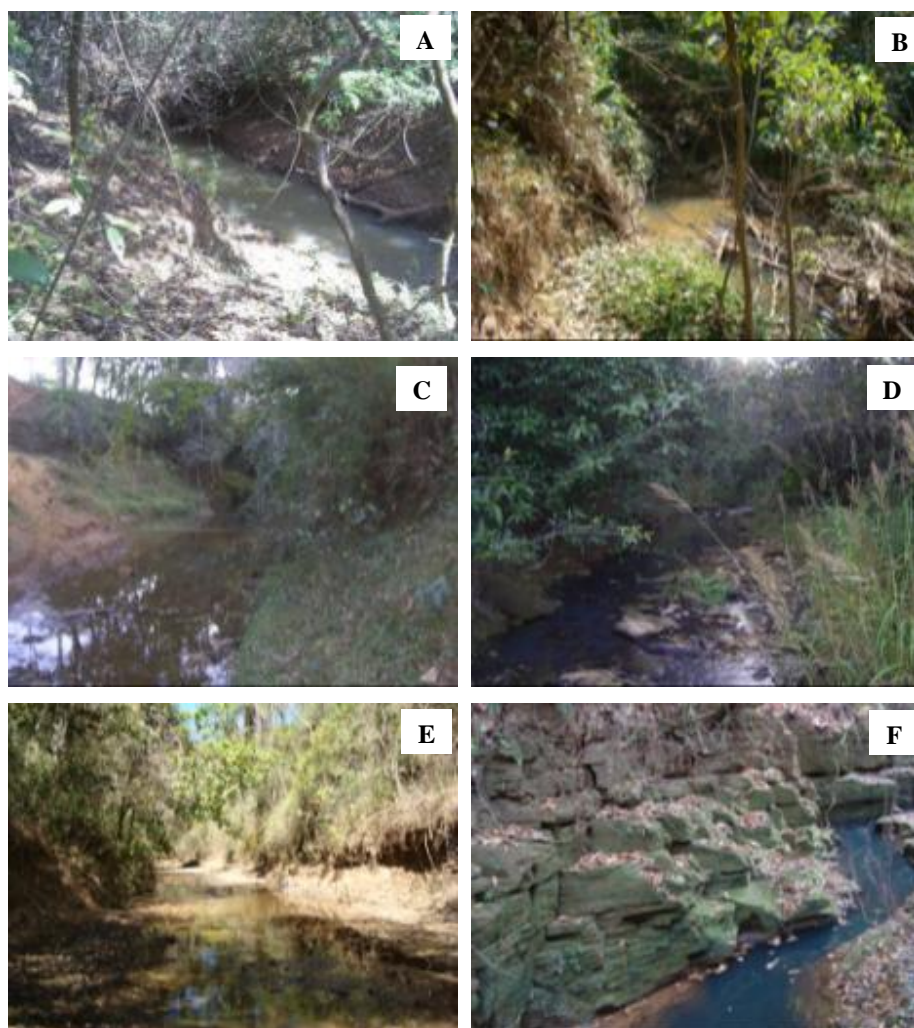
ANEXO A – Fotos dos 38 riachos amostrados na área de influência do reservatório de Três Marias

Figura 1 Fotos dos riachos amostrados na área de influência do reservatório de Três Marias. A-TM0003, B-TM0007, C-TM0009, D-TM0027, E-TM0028, F-TM0033



Figura 2 Fotos dos riachos amostrados na área de influência do reservatório de Três Marias. A-TM0040, B-TM0043, C-TM0058, D-TM0072, E-TM0082, F-TM0088



Figura 3 Fotos dos riachos amostrados na área de influência do reservatório de Três Marias. A-TM0090, B-TM0091, C-TM0106, D-TM0119, E-TM0126, F-TM0133

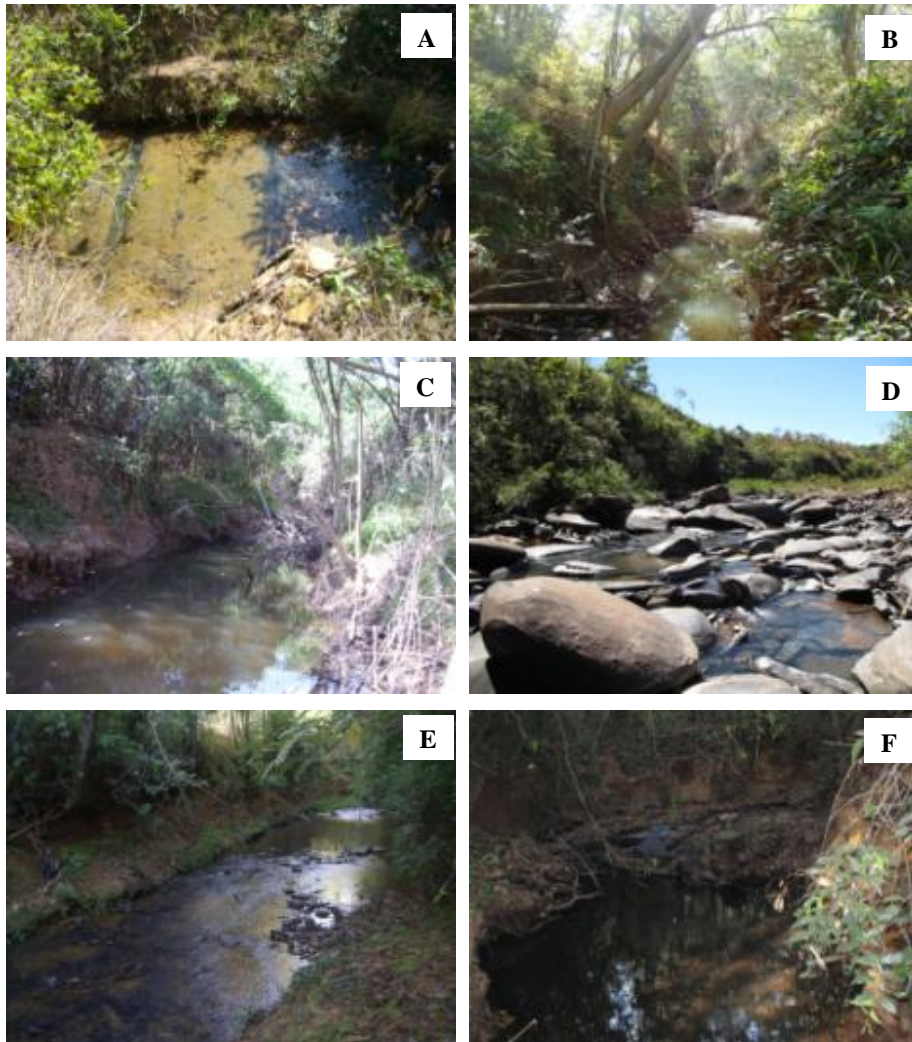


Figura 4 Fotos dos riachos amostrados na área de influência do reservatório de Três Marias. A-TM0134, B-TM0137, C-TM0159, D-TM0171, E-TM0178, F-TM0183

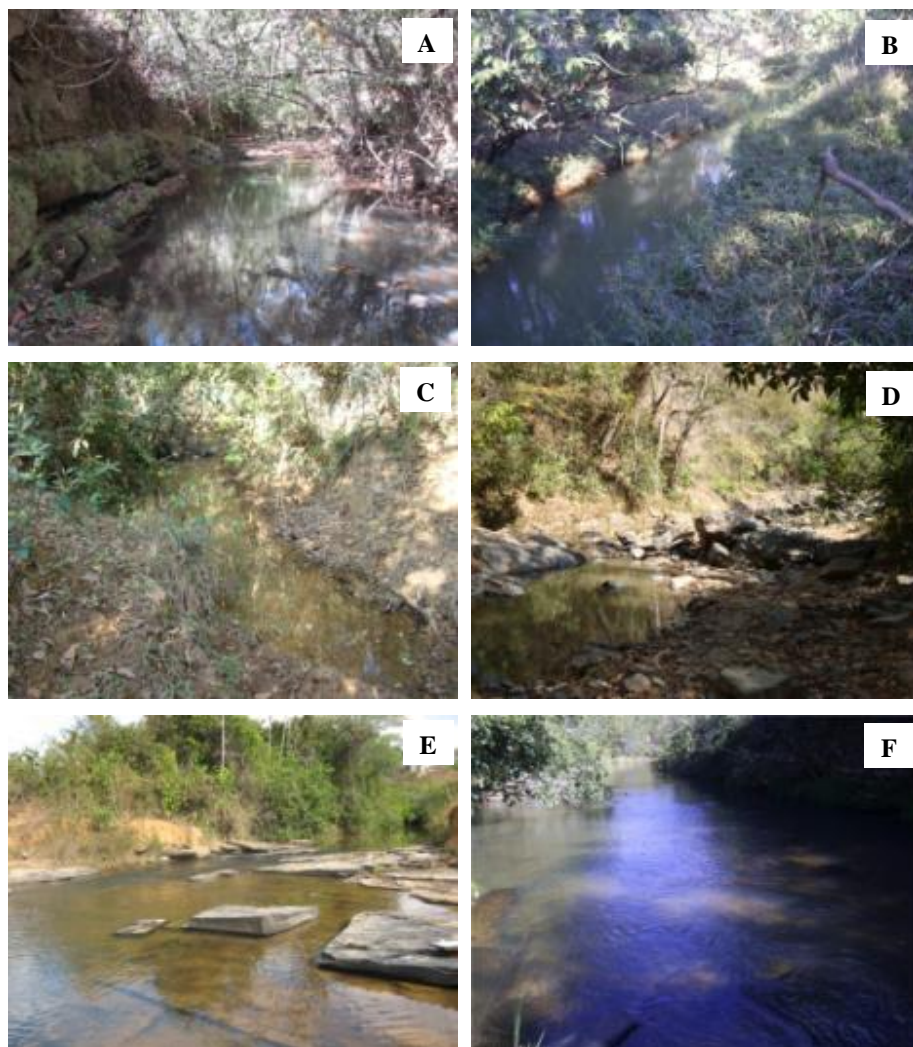


Figura 5 Fotos dos riachos amostrados na área de influência do reservatório de Três Marias. A-TM0187, B-TM0193, C-TM0214, D-TM0220, E-TM0279, F-TM0283

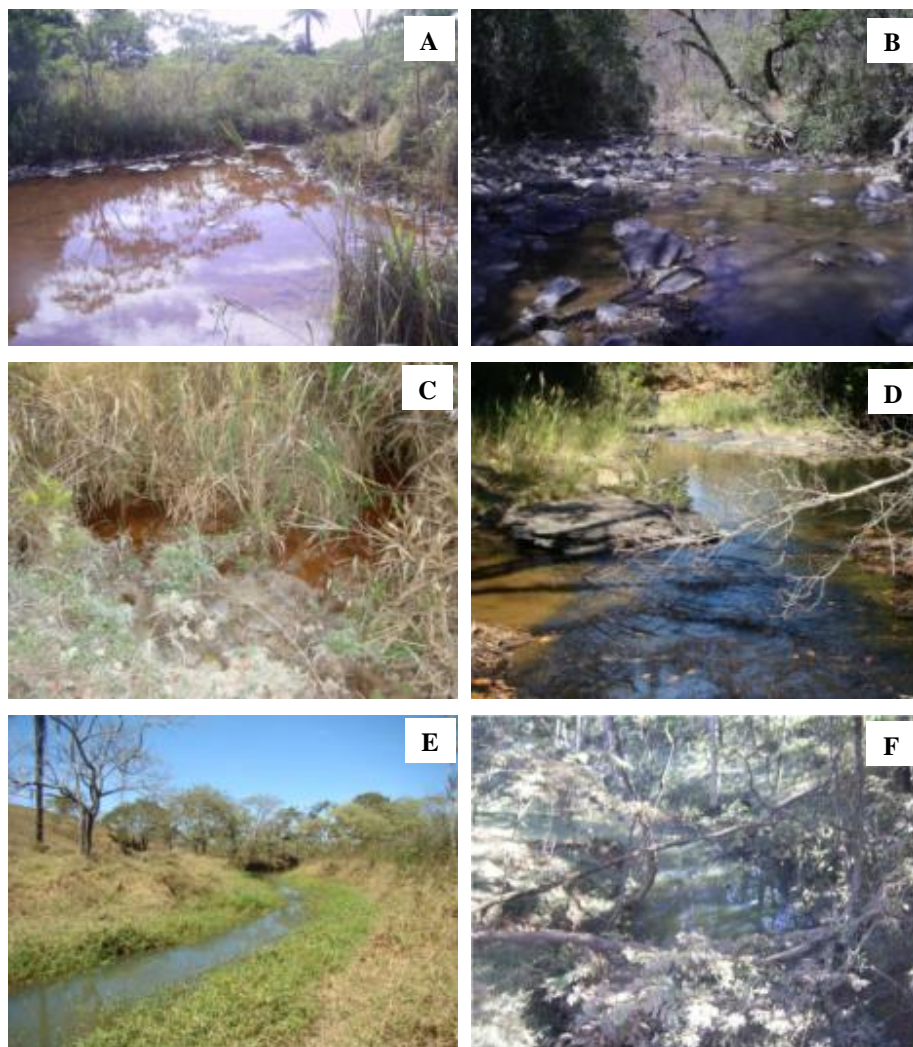


Figura 6 Fotos dos riachos amostrados na área de influência do reservatório de Três Marias. A-TM0290, B-TM0296, C-TM0381, D-TM0391, E-TM0437, F-TM1865

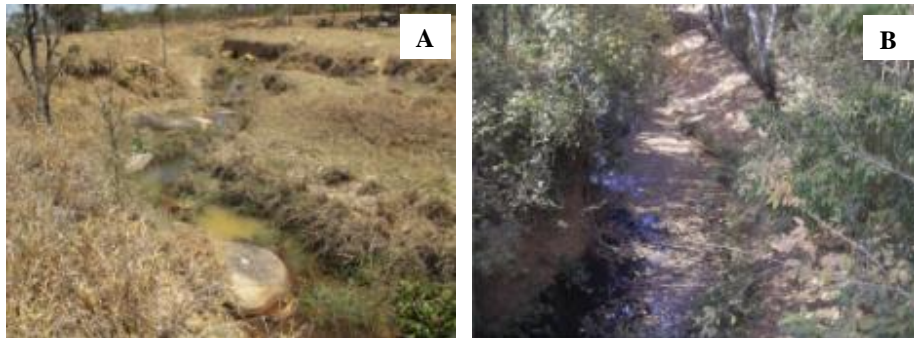


Figura 7 Fotos dos riachos amostrados na área de influência do reservatório de Três Marias. A-TM3195, B-TM3962

ANEXO B – Dados brutos das variáveis, por ponto amostral, para os 38 riachos da bacia de drenagem do reservatório de Três Marias, amostrados em setembro de 2010

Ponto	Espécies de Peixes		Morfologia do Canal				Substrato			
	diversidade	abundância	xdepth	xwxd_p	xslope%	alt	dgm_x	pct_sfgf	pct_bigr	pct_org
TM0003	5	10	25.6733	0.4454	0.0027	574	272.0186	0.5714	0.0000	0.4000
TM0007	12	195	87.2533	2.4022	0.0001	623	0.0609	0.6667	0.0000	0.3333
TM0009	5	26	29.0667	0.4118	0.0029	653	63.2671	0.8095	0.1905	0.0000
TM0027	2	34	22.2133	0.3643	0.0156	751	353.3551	0.1905	0.7238	0.0571
TM0028	4	25	28.0200	0.6092	0.0027	653	716.3291	0.5429	0.3810	0.0762
TM0033	3	281	25.6067	0.2806	0.0086	673	1792.6524	0.3619	0.6190	0.0190
TM0040	3	83	14.8658	0.1721	0.0238	792	209.4107	0.2857	0.7143	0.0000
TM0043	9	100	37.9800	1.1718	0.0018	772	773.4370	0.4286	0.5524	0.0190
TM0058	5	825	25.6667	0.9669	0.0032	655	4021.7061	0.2190	0.5714	0.2095
TM0072	8	81	47.7500	1.4650	0.0021	732	1296.0624	0.4190	0.4571	0.1238
TM0082	8	53	41.8019	0.8904	0.0009	582	0.0078	0.0600	0.0000	0.9400
TM0088	3	519	33.9362	0.8305	0.0095	765	3055.5730	0.2762	0.6952	0.0286
TM0090	2	5	39.5267	0.8420	0.0079	655	732.8056	0.2429	0.7062	0.0452
TM0091	6	446	48.6467	2.4287	0.0024	710	388.2263	0.7551	0.2122	0.0082
TM0106	4	305	40.8467	0.7617	0.0027	630	96.7085	0.9388	0.0000	0.0449
TM0119	20	134	31.1206	0.4536	0.0009	592	0.6309	0.8382	0.0041	0.1577
TM0126	6	104	25.0068	0.3619	0.0030	586	522.6592	0.7673	0.0408	0.1102
TM0133	3	15	64.8231	1.0473	0.0030	608	0.0078	0.9673	0.0000	0.0327
TM0134	3	298	35.5933	0.8073	0.0187	656	695.1502	0.6816	0.1837	0.0490

Ponto	Espécies de Peixes		Morfologia do Canal				Substrato			
	diversidade	abundância	xdepth	xwxd_p	xslope%	alt	dgm_x	pct_sfgf	pct_bigr	pct_org
TM0137	2	17	63.7793	1.8228	0.0004	613	0.0078	0.9306	0.0000	0.0694
TM0159	11	264	61.1333	5.4034	0.0014	714	161.1283	0.7918	0.1796	0.0286
TM0171	9	169	61.7230	3.8408	0.0173	665	629.9378	0.6571	0.3429	0.0000
TM0178	4	206	33.1733	0.8992	0.0020	585	284.0101	0.7429	0.2163	0.0367
TM0183	7	31	39.4200	1.0421	0.0069	606	231.4829	0.7796	0.1633	0.0449
TM0187	2	37	51.0733	1.2959	0.0078	734	1034.6771	0.7714	0.2000	0.0286
TM0193	12	101	55.7919	0.8670	0.0014	621	0.0078	0.9592	0.0000	0.0408
TM0214	4	83	51.1333	0.7358	0.0011	641	26.2864	0.9061	0.0082	0.0816
TM0220	8	42	30.3267	0.8512	0.0163	666	956.7827	0.7224	0.2286	0.0490
TM0279	12	220	63.0267	3.0956	0.0068	634	1409.7098	0.6653	0.3224	0.0082
TM0283	9	68	28.0200	1.5735	0.0119	742	1217.8180	0.6434	0.3566	0.0000
TM0290	7	77	73.8133	1.1691	0.0017	612	0.0078	1.0000	0.0000	0.0000
TM0296	10	142	41.2500	1.4619	0.0051	649	402.0923	0.6816	0.2939	0.0245
TM0381	3	6	18.9600	0.1078	0.0121	574	0.0078	0.8449	0.0000	0.1551
TM0391	13	281	17.2483	1.5237	0.0068	659	1819.2762	0.6122	0.3878	0.0000
TM0437	14	85	42.5867	0.3982	0.0047	590	0.6011	0.9592	0.0122	0.0286
TM1865	3	5	46.4014	1.0782	0.0023	633	0.6160	0.9336	0.0166	0.0498
TM3195	5	414	32.8267	0.4256	0.0137	728	293.4114	0.9429	0.0571	0.0000
TM3962	11	123	56.2067	2.2504	0.0024	590	746.7295	0.6878	0.1350	0.0549

Ponto	Abrigo para peixes e detritos de madeira						Vegetação ripária			
	c1w_ msq	xfc_ alg	xfc_ aqm	xfc_ lwd	xfc_ brs	xfc_ rck	xcdenmid	xcmgw	xcdenbk	xgb
TM0003	0.1131	4.0909	0.0000	3.1818	8.6364	0.0000	93.9840	36.3636	98.9305	15.0000
TM0007	0.1416	0.0000	0.0000	30.2273	40.6818	0.0000	75.8021	175.3409	92.5134	8.6364
TM0009	0.0105	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	2.2727	65.9091	37.0455	73.2620	42.6136
TM0027	0.0025	15.9091	0.0000	0.0000	0.0000	79.0909	88.2353	51.7045	96.2567	27.8409
TM0028	0.0040	34.7727	0.0000	0.4545	5.9091	2.2727	84.8930	58.7500	94.1176	22.1591
TM0033	0.0136	0.0000	3.1818	1.3636	4.0909	4.5455	94.5187	63.0682	99.4652	29.8864
TM0040	0.0091	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	55.6818	84.4920	33.0682	82.6203	5.0000
TM0043	0.0785	0.0000	1.3636	3.1818	3.6364	15.6818	79.8128	36.0227	87.1658	29.0909
TM0058	0.0000	5.0000	0.0000	0.0000	0.0000	7.2727	75.6684	45.4545	88.2353	50.0000
TM0072	0.0099	0.0000	0.0000	0.0000	0.9091	2.2727	71.7914	51.2500	78.0749	36.0227
TM0082	0.0602	0.0000	0.0000	1.3636	12.9545	0.0000	83.0214	22.2727	85.5615	66.8182
TM0088	0.0187	20.6818	3.6364	0.9091	1.8182	43.6364	68.5829	43.7500	79.1444	26.0227
TM0090	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	44.7727	97.7273	54.0909	98.3957	22.1591
TM0091	0.0088	31.3636	0.0000	1.3636	2.7273	34.3182	53.4759	36.4773	71.6578	35.2273
TM0106	0.1402	0.9091	0.0000	8.6364	24.3182	0.0000	99.5989	73.9773	90.9091	53.0682
TM0119	0.0449	0.0000	0.0000	1.3636	7.7273	0.0000	95.7219	35.7955	98.6631	15.9091
TM0126	0.2154	0.0000	0.0000	2.2727	12.0455	3.6364	94.2513	71.3636	95.4545	8.1818
TM0133	0.1930	0.9091	0.0000	22.9545	27.9545	0.0000	83.0214	32.1591	91.4439	17.1591
TM0134	0.0115	5.0000	0.0000	0.0000	0.0000	32.2727	94.3850	72.6136	96.5241	37.1591
TM0137	0.0923	0.0000	0.0000	18.1818	28.6364	0.0000	87.7005	44.3182	97.3262	30.2273
TM0159	0.0138	23.1818	0.4545	2.2727	5.9091	44.0909	43.1818	73.7500	91.7112	27.0455
TM0171	0.0000	13.6364	0.0000	0.0000	0.0000	87.5000	16.5775	25.7955	46.7914	36.0227

Ponto	Abrigo para peixes e detritos de madeira						Vegetação ripária			
	c1w_ msq	xfc_ alg	xfc_ aqm	xfc_ lwd	xfc_ brs	xfc_ rck	xcdenmid	xcmgw	xcdenbk	xgb
TM0178	0.0384	1.8182	0.9091	6.8182	6.8182	7.7273	82.8877	67.2727	97.8610	30.2273
TM0183	0.0424	0.0000	0.0000	7.7273	6.8182	8.4091	96.5241	99.6591	94.1176	17.7273
TM0187	0.0039	0.0000	0.0000	0.0000	4.0909	30.9091	92.9144	53.0682	97.8610	31.7045
TM0193	0.0910	0.0000	0.4545	7.7273	13.1818	0.0000	76.0695	63.8636	76.4706	5.6818
TM0214	0.0226	0.0000	0.0000	0.4545	10.4545	0.0000	75.0000	8.4091	86.0963	43.4091
TM0220	0.0080	0.0000	0.0000	0.0000	1.8182	31.5909	65.2406	45.1136	72.4599	21.5909
TM0279	0.0128	0.0000	0.0000	0.0000	1.3636	68.8636	53.8770	74.7727	93.5829	8.6364
TM0283	0.0000	5.2273	0.0000	0.0000	0.0000	25.4545	35.9626	64.0909	55.8824	12.3864
TM0290	0.0000	0.0000	1.8182	0.0000	0.0000	0.0000	26.2032	12.5000	26.4706	1.1364
TM0296	0.0142	0.0000	0.4545	1.8182	5.4545	56.3636	72.9947	27.5000	92.2460	37.2727
TM0381	0.1379	0.0000	6.1364	5.9091	6.3636	0.0000	96.3904	74.0909	95.7219	8.9773
TM0391	0.0007	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	13.6364	53.4759	50.4545	87.4332	38.9773
TM0437	0.0091	29.5455	15.4545	0.9091	0.4545	0.0000	9.3583	13.6364	17.3797	4.0909
TM1865	0.2830	0.9091	0.0000	19.0909	22.7273	0.0000	79.6791	16.3636	90.6417	43.0682
TM3195	0.0000	6.3636	21.8182	0.0000	0.0000	0.0000	8.6898	1.5909	30.2139	5.9091
TM3962	0.0048	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	1.8182	85.0267	59.2045	88.2353	62.2727

Ponto	Distúrbio humano	Qualidade da água				Uso do solo							
	w1_hall	T°C	PH	COND	OD	sava_w	sava_p	sava_gw	wet	eucal	agr	pas	urb
TM0003	1.3037	16.33	7.5	34	8.3	9.203	4.920	6.559	1.699	12.691	3.826	61.102	0.000
TM0007	1.2123	17.1	7.3	43	7.1	8.935	27.594	7.099	0.000	20.318	1.205	34.849	0.000
TM0009	1.3636	15.2	7.4	108	6.6	48.869	9.855	10.067	0.000	0.000	0.000	31.209	0.000
TM0027	0.8030	15.5	8.7	33	8.9	8.163	0.743	19.006	1.723	34.815	0.341	35.208	0.000
TM0028	1.6521	14.9	8.5	128	10.6	56.189	24.812	0.000	0.000	0.000	0.000	18.999	0.000
TM0033	1.7280	15.5	7.8	53	7.6	11.228	20.691	18.631	0.000	8.329	0.000	41.121	0.000
TM0040	1.4091	15.6	7.6	60	5.7	16.182	4.707	10.999	0.000	0.000	0.000	68.112	0.000
TM0043	2.0084	16	8.5	34	10.4	5.683	9.804	29.574	0.000	17.633	8.907	28.399	0.000
TM0058	2.3792	18.4	7.6	36	5.1	7.313	24.240	6.689	0.000	1.822	0.000	59.937	0.000
TM0072	0.1213	15.3	8.1	199	10.1	24.132	23.775	3.548	0.000	0.000	3.122	45.423	0.000
TM0082	0.7350	16.2	7.5	135	6.9	12.297	3.387	5.811	2.971	1.441	1.699	72.231	0.162
TM0088	0.6896	19.26	7.5	71	10.2	4.722	74.711	0.000	0.000	0.000	0.000	20.567	0.000
TM0090	0.5455	16.8	7.4	30	9.9	21.332	21.479	6.698	0.000	4.265	1.600	44.626	0.000
TM0091	0.8034	19.4	8.5	79	10	16.323	20.074	11.975	0.000	0.979	0.939	49.709	0.000
TM0106	0.1743	16.2	7.2	39	2.3	9.320	30.734	11.235	0.000	10.278	0.000	38.433	0.000
TM0119	1.0835	19.3	7.2	67	7.3	10.980	6.643	7.936	0.736	12.125	1.532	60.048	0.000
TM0126	0.0682	16.6	7.5	63	0.8	8.341	17.426	24.691	0.000	37.167	4.736	7.639	0.000
TM0133	0.8789	17.03	8	15	7.6	10.057	4.235	10.296	0.705	8.502	2.718	63.487	0.000
TM0134	0.0000	18	7.6	44	9	2.355	93.757	0.000	0.000	0.000	0.000	3.888	0.000
TM0137	1.7580	14.7	7.7	153	6.3	37.372	18.536	5.502	0.151	0.256	0.648	37.535	0.000
TM0159	1.7353	19	8.3	42	10.1	8.372	31.504	8.475	0.889	32.701	1.739	16.319	0.000
TM0171	0.0000	21.2	7.7	41	10.7	7.819	34.229	18.822	0.792	12.514	1.588	24.237	0.000

Ponto	Distúrbio humano	Qualidade da água				Uso do solo							
	w1_hall	T°C	PH	COND	OD	sava_w	sava_p	sava_gw	wet	eucal	agr	pas	urb
TM0178	0.5608	18.72	7.2	136	8.4	15.263	2.181	11.570	0.000	4.553	2.107	64.326	0.000
TM0183	0.0000	16.2	6.4	22	5.8	4.917	3.604	12.323	2.406	22.907	5.424	48.418	0.000
TM0187	0.8185	17.4	6.8	22	9.3	8.634	10.434	27.252	0.000	0.000	7.444	46.236	0.000
TM0193	1.3864	16.9	7.8	20	9.6	7.659	0.636	1.326	4.591	14.828	1.056	69.905	0.000
TM0214	1.8793	16.3	8	72	5	7.074	7.779	8.523	0.536	10.545	16.691	48.851	0.000
TM0220	0.4698	16.5	8.3	219	9.9	43.549	20.330	5.478	0.000	0.000	0.000	30.643	0.000
TM0279	1.5081	17.6	7.7	75	10.9	8.881	13.599	8.682	1.648	15.044	13.449	38.698	0.000
TM0283	0.0000	18.7	8.1	30	11.7	6.700	19.983	31.486	1.500	20.440	2.514	17.378	0.000
TM0290	2.4550	15	7.5	28	6.8	10.344	0.000	6.665	6.159	0.000	4.750	72.082	0.000
TM0296	1.4091	18.4	7.8	50	10.3	29.596	29.638	11.939	0.000	0.000	0.000	28.828	0.000
TM0381	0.4092	14.23	6.9	7	7.4	28.038	8.099	10.230	1.549	0.250	0.963	50.871	0.000
TM0391	0.3864	19.6	8.3	39	9	9.912	24.048	3.346	0.000	29.092	0.678	32.923	0.000
TM0437	1.4853	18.45	7.5	72	4.3	21.498	6.963	2.467	1.849	0.000	3.486	63.736	0.000
TM1865	2.5758	16.9	7.3	90	1.8	35.725	18.485	5.426	0.894	0.241	1.240	37.988	0.000
TM3195	1.9697	22.2	7.7	21	11.5	1.545	0.000	36.111	18.961	0.000	5.038	23.986	14.359
TM3962	1.7955	19	7.5	47	5.7	24.872	32.967	4.132	0.000	0.000	5.969	32.059	0.000