

UFRRJ

INSTITUTO DE FLORESTAS

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS E FLORESTAIS**

TESE

**Fatores estruturadores das assembleias de peixes e
desenvolvimento de índice multimétrico para a avaliação da
condição biótica de riachos de Floresta Atlântica contribuintes da
Baía de Guanabara**

Bianca de Freitas Terra

2013



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS**

**FATORES ESTRUTURADORES DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES E
DESENVOLVIMENTO DE ÍNDICE MULTIMÉTRICO PARA A
AVALIAÇÃO DA CONDIÇÃO BIÓTICA DE RIACHOS DE FLORESTA
ATLÂNTICA CONTRIBUINTES DA BAÍA DE GUANABARA**

BIANCA DE FREITAS TERRA

Sob a Orientação do Professor
Francisco Gerson Araújo

Co-orientação do Professor
Robert M. Hughes

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências**, no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Conservação da Natureza.

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2013

FICHA CATALOGRÁFICA

597.0981

T323f

T

Terra, Bianca de Freitas, 1982-

Fatores estruturadores das assembleias de peixes e desenvolvimento de índice multimétrico para a avaliação da condição biótica de riachos de Floresta Atlântica contribuintes da Baía de Guanabara / Bianca de Freitas Terra - 2013.

xv, 133 f.: il.

Orientador: Francisco Gerson Araújo.

Tese (doutorado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, 2013.

Inclui bibliografia.

1. Comunidades de peixes - Mata Atlântica - Teses. 2. Comunidades de peixes - Mata Atlântica - Aspectos ambientais - Teses. 3. Peixe - Mata Atlântica - Identificação - Teses. 4. Peixe - Ecologia - Teses. I. Araújo, Francisco Gerson, 1954- II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais. III. Título.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS**

BIANCA DE FREITAS TERRA

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências**, no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, área de Concentração em Conservação da Natureza.

TESE APROVADA EM 28 /02 / 2013

Francisco Gerson Araújo Prof. Dr. UFRRJ
(Orientador)

Érica Maria Pellegrini Caramaschi Prof.^a Dr UFRJ

Rosana Mazzoni Buchas Prof.^a Dr UERJ

Marcos Callisto de Faria Pereira Prof. Dr. UFMG

André Felipe Nunes de Freitas Dr. UFRRJ

Dedico

A caáete.

AGRADECIMENTOS

Devo dizer muito obrigada a muitas pessoas, que me ajudaram, incentivaram, apoiaram na caminhada, ainda longe do fim, pelas veredas do mundo científico, acadêmico, profissional...

Muito obrigada, Professor Gerson! Por me receber ainda tão nova em seu laboratório (há onze anos!), me dar oportunidade de aprender, ensinar, criar, fazer grandes amigos, rir e chorar ao longo desses onze anos de convivência. A minha ainda principiante carreira de cientista, desde o manuseio de ferramentas como power-point, programas estatísticos, escrever um resumo, preencher uma planilha de dados ao trabalho pesado e rigoroso no campo, no laboratório, na escrita de artigos científicos, eu devo ao senhor, muito obrigada! Mesmo quando eu quis sair, voltar, ficar, gritar, chorar e morrer de rir, eu aprendi com o senhor, Professor. Se eu viajei Brasil a fora atrás dos eventos científicos, sofri e amadureci com o inglês (que não veio de berço), trabalhei em grandes projetos de pesquisa e, enfim, pude desenvolver meu projeto de doutorado com os “tão sonhados riachos da Mata Atlântica”, eu agradeço ao senhor, seu suporte, incentivo e confiança. Se pude cruzar o continente e viver uma grande e transformadora experiência de viver em outro país, conviver com outras culturas, eu agradeço ao senhor. Claro, que tive momentos de estresse intenso, incompreensão e nervos a flor da pele, mas saiba que aprendi com cada experiência e levarei seus ensinamentos para onde quer que eu vá. Toda minha gratidão ao senhor, Professor Gerson!

Muito obrigada, equipe de trabalho! Esse projeto não teria saído dos meus devaneios se Cleivison, Geysa, Evelyn, Diego, Victor, Leozinho, Talles, Gustavo, Hanna e Sergio não tivessem se juntado a mim e aturado minhas tão exigentes e exaustivas saídas de campo, triagem e conservação de material, laçamento de dados nas planilhas. Equipe, espero que vocês possam ter aprendido um pouquinho que seja válido, porque a contribuição de vocês foi imensurável. Em especial, eu gostaria de agradecer ao Cleivison por ter abraçado esse projeto desde o papel e se tornando o “senhor gerador”, carregando esse “trambolho” por tantos caminhos, por água (com pedra e muita pedra!), por floresta, cercas e ladeiras. A Geysa, por dedicar-se e, pelo que vejo, apaixonar-se pelos riachos, pelos peixes, pela Mata Atlântica. Sempre disposta, sempre responsável e um braço, não, dez braços direitos. A Evelyn, tão divertida e decidida a aprender que surpreende a cada dia, sempre pronta para o trabalho de campo, mesmo que seja com sua mala de viagem. Ao Diego, que embora tenha se juntado a nós no finalzinho, se mostrou um grande admirador da natureza e auxiliar do Cleivison na árdua tarefa da pesca elétrica. Aos que doaram alguns dias de sua vida para me ajudar no trabalho de campo por pura amizade, Joyce, Felipe, Paulinha, Leo, Tati, Alex. Aqueles que passaram rapidamente pelo estágio: Vinícius, Jéssica, Vanessa, Aline, Miquely, Michele. Aqueles que abriram os portões de seus quintais, para acessarmos os pontos de coleta, muitíssimo obrigada! Ao Paulo, motorista, tarrafeiro, GPS humano, carregador de gerador, de peixes, um grande amigo, muito obrigada!

Ao Parque Nacional da Serra dos Órgãos, na pessoa da Cecília Cronenberg pela autorização de coleta, apoio no planejamento e abrigo no alojamento do Parque, muito obrigada! A IMBEL, El Nagual, Parque Natural Municipal da Taquara, Reserva Biológica do Tinguá, pelo acesso aos locais de coleta, muito obrigada!

A minha mãe, por disponibilizar sua casa como alojamento em inúmeras coletas, fazer nossa comida, cuidar do material, manutenção dos puçás de coleta, muito obrigada!! Muito obrigada por existir em minha vida, me apoiar nas decisões mesmo que fossem incompreensíveis, por rezar e zelar por mim, perto ou longe, obrigada, mãe! Aos meus irmãos pelo suporte e companheirismo sempre.

Aos meus avós, por fazerem de sua casa a extensão do alojamento e laboratório para fixação do material. Por serem exemplos de vida e caridade, muito obrigada!

Aos meus grandes amigos que com todas as atribulações do doutorado ou pós-doutorado se dispuseram a me ajudar nas coletas: Leo, Tati e Paulinha! Leo, meu grande amigo, com quem divido

minhas angústias científicas, econômicas, éticas, familiares; com quem mais discuto, de quem mais discordo ao longo do dia, com quem mais posso contar, sempre disposto a me ajudar sem medir esforços, um irmão que a vida me deu de presente, muito obrigada pelos anos de companheirismo e pela amizade. Tati, minha amiga desde o tempo das “aventuras no Paraíba do Sul”, com quem dividi a vida desde os primeiros passos científicos, com quem aprendo, a cada dia, a ser mais calma, mais simples, com quem posso dividir segredos, quem me confiou o testemunho do seu casamento, quem vai estar comigo sempre que eu fizer contato, claro! (kkk) Muito obrigada! Paulinha, com quem dividi o teto, as caronas, a limpeza da casa, a comida, os perrengues, as emoções; amiga confidente, com quem divido minhas alegrias e histórias desastrosas e mirabolantes. Amiga para sempre, que me conhece no olhar, muito obrigada!

A Taynara, que embora tenha chegado mais recentemente (em se tratando dos amigos de década supracitados), embora não tenha ido à minha coleta (não estou cobrando...rsrsr), se tornou uma grande amiga com quem dividi os anos do doutorado, as angústias e frustrações, o sucesso e as expectativas. Amiga, muito obrigada!

Obrigada, aos amigos da velha guarda do LEP, com quem aprendi muito e aos quais desejo sucesso e felicidade: Magna, André Pessanha, Márcio, Marcus, Benjamin, Fernanda, Rosana, Luciano, Alejandra, Rodrigo, Igor, Márcia, Iracema, Joaquim, Ruan, Jacaré, Claudio, Eduardo, Antônio, Silvana, Carla. Aos amigos da nova/atual geração, com os quais compartilho momentos maravilhosos e dos quais sentirei saudades: Hamilton, Alex, Debora, Rafael, Wagner, Tailan, Victor, Leozinho e Adeilton. A novíssima geração: Rafaela, Carol, Rodrigo, Elis, Driely, Caren...

Ao Professor Bob Hughes pela confiança, suporte, paciência e acolhida na Oregon State University, muito obrigada! Por ser cientificamente e pessoalmente contagiante, por me receber em sua casa, pelo seu apoio, muito obrigada! Ao pesquisador Phil Kaufmann, pela recepção, simpatia, disponibilidade e amizade na Environmental Protection Agency.

Ao Professor Márcio Francelino pela sempre disponível ajuda, mesmo em solo estrangeiro, muito obrigada. Ao Professor Wilson Costa pela identificação dos peixes. Ao grande amigo Fernando Salgado pela incondicional ajuda com os amados lambaris. Meu querido amigo, muito obrigada!

Aos amigos que conquistei nesse período de doutorado e que me aturam em casa, Will e Zé. Aos amigos ictiólogos pelas trocas de experiências, Carlinha, Dani, Rafael, Luisa, Jean, Victor Trivério, Rafael Leitão, Vitinho. Aos não peixólogos também, Nathan, Raphael Ligeiro, Bianca Martins e Gizele Gadotti.

Muito obrigada a todos vocês!

“Cada pessoa que passa em nossa vida, passa sozinha, é porque cada pessoa é única e nenhuma substitui a outra! Cada pessoa que passa em nossa vida passa sozinha e não nos deixa só, porque deixa um pouco de si e leva um pouquinho de nós. Essa é a mais bela responsabilidade da vida e a prova de que as pessoas não se encontram por acaso.”

Charles Chaplin

RESUMO

TERRA, Bianca de Freitas. Fatores estruturadores das assembleias de peixes e desenvolvimento de índice multimétrico para a avaliação da condição biótica de riachos de Floresta Atlântica contribuintes da Baía de Guanabara. 2013. 133p Tese (Doutorado em Ciências Ambientais e Florestais). Instituto de Florestas, Área de Concentração em Conservação da Natureza, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2013.

A Floresta Atlântica é um dos biomas mais ameaçados do mundo abrigando rios e riachos que apresentam uma fauna de peixes altamente diversificada, que sofrem constante pressão pelo intenso uso de seus serviços. Este estudo objetivou avaliar as influências espaciais e ambientais em diferentes escalas (local e regional) sobre a estrutura das assembleias de peixes, determinar a suficiência amostral para avaliar a ictiofauna, bem como, avaliar a condição biótica através de uma abordagem multimétrica baseada na assembleia de peixes para riachos da Floresta Atlântica. Amostragens padronizadas foram realizadas em 48 trechos de riachos contribuintes da bacia da Baía de Guanabara, durante o período de seca (abril-outubro) de 2010 e 2011; sete desses trechos foram re-amostrados no período de cheia (fevereiro-março) de 2011, visando a seleção de métricas bióticas. Em cada local, um trecho de 40 vezes a largura “molhada” média do canal foi determinado, ou um trecho mínimo de 100 m e máximo de 500 m, nos quais as coletas da ictiofauna foram realizadas com equipamento de pesca elétrica, constituído de um gerador de corrente alternada (3000 W; 220 V). Em cada trecho, 21 transectos equidistantes foram demarcados, definindo seções nas quais foram mesuradas variáveis do habitat físico (por exemplo, profundidade, largura, tipo de substrato, cobertura de macrófitas, sombreamento) e variáveis físico-químicas (temperatura da água, oxigênio dissolvido, condutividade e turbidez). O número de espécies coletado por trecho variou de 0 a 30 espécies. *Astyanax taeniatus*, *Poecilia reticulata*, *Rineloricaria* sp.1, *Scleromystax barbatus*, *Characidium vidali* e *Trichomycterus* cf. *zonatus* constituíram mais de 50% da abundância total considerando todos os trechos amostrados. A Análise de Redundância parcial revelou que as assembleias de peixes foram mais associadas às variáveis ambientais locais do que às regionais e espaciais, com as assembleias respondendo ao gradiente longitudinal influenciado, principalmente, pela altitude. Amostragens em trechos com distâncias de 40 vezes a largura “molhada” média do canal não foram suficientes para estimar a riqueza de espécies nesses sistemas, presumivelmente, devido ao elevado número de espécies raras. No entanto, essa distância foi suficiente para o cálculo de outras métricas de condição biótica, sendo adequada para a aplicação de protocolos de avaliação ambiental nos riachos da Floresta Atlântica. Para o índice multimétrico (IMM), seis métricas foram selecionadas: % de indivíduos Characiformes, % indivíduos nativos de coluna d’água, % indivíduos bentônicos invertívoros, % indivíduos detritívoros, % espécies tolerantes e % espécies intolerantes. Esse índice foi validado com o Índice de Distúrbio Integrado (IDI) e respondeu eficientemente ao gradiente de perturbarção. Assim, este estudo consistiu em uma alternativa para avaliar de forma eficiente e com baixo custo-benefício as várias pressões humanas a que os riachos de Floresta Atlântica que drenam para a Baía Guanabara vêm sofrendo e serve base para o estabelecimento de políticas de conservação pelos órgãos gestores.

Palavras-chave: ictiofauna, monitoramento, suficiência amostral.

ABSTRACT

TERRA, Bianca de Freitas. Fatores estruturadores das assembleias de peixes e desenvolvimento de índice multimétrico para a avaliação da condição biótica de riachos de Floresta Atlântica contribuintes da Baía de Guanabara. 2013. 133p Tese (Doutorado em Ciências Ambientais e Florestais). Instituto de Florestas, Área de Concentração em Conservação da Natureza, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2013.

The Tropical Atlantic Rain Forest is one of the most threatened biome in the world, including a variety of streams that have a highly diversified fish fauna, and they are under heavy pressure because of the intense use of their services. This study aimed to assess spatial and environmental influences at different scales (site and catchment) on the structure of fish assemblages, to determine the sampling sufficiency to assess the ichthyofauna, and to evaluate environmental condition of streams from Atlantic Rain Forest that drain to Guanabara Bay using multimetric approach based on fish assemblages. Standardized sampling were carried out in 48 sites which flow to Guanabara Bay streams, during dry (April-October) season in 2010 and 2011, with seven of those sites been resampled during wet season (February-March) of 2011, aiming the metrics selections. At each site, a stretch of 40 times the width wet channel was sampled, or a minimum of 100 m or a maximum of 500 m extent, via alternating current generator (3000 W, 220 V). Moreover, in each stretch, 11 equidistant cross-section transects were marked, defining 10 quadrats of the same length in which the physical habitat variables were measured (e. g., depth, width, substrate type, macrophytes cover, shading) and physico-chemical variables (water temperature, dissolved oxygen, conductivity and turbidity). A total of 19.293 individuals, representing 68 species distributed in 13 families were sampled. The number of recorded species ranged from 0 to 30 species at site. *Astyanax taeniatus*, *Poecilia reticulata*, *Rineloricaria* sp.1, *Scleromystax barbatus*, *Characidium vidali*, and *Trichomycterus* cf. *zonatus* comprised more than 50% of total abundance of all sampled sites. Partial Redundancy Analysis revealed that fish assemblages were more associated to site-scale variables than catchment-scale and spatial ones, with assemblages responding to a longitudinal gradient influenced mainly by altitude. Sampling in 40 channel wetted widths were not sufficient to estimate species richness in these systems. Presumably, due to the high number of rare species. However, such distance was sufficient to apply of other metrics of assemblage condition, being suitable to application of environmental assessment protocols in stream of Atlantic Tropical Rain Forest. Concerning the multimetric index (MMI), six metric were selected: % of Characiforms individuals, % of native water column individuals, % invertivorous benthic individuals, % detritivorous individuals % tolerant species, and % intolerant species. This index was validated with the Integrated Disturbance Index (IDI) and responded efficiently to the disturbance gradient. Thus, a most cost-effective alternative was produced that responded efficiently to overall anthropogenic pressure helping to assess the ecological status of Atlantic Tropical Rain Forest streams.

Key words: stream ecology, multimetric index, sampling effort.

LI STA DE TABELAS

INTRODUÇÃO GERAL

Tabela 1: Características físicas de 48 riachos de Floresta Atlântica amostrados nos períodos de seca de 2010 e 2011. O tamanho total da área amostrada é o produto da largura do riacho amostrado x 40, com um mínimo de 100 m e máximo de 500 m de trecho amostrado.	7
---	---

CAPÍTULO I

Tabela I-1: Lista de espécies coletadas em 37 trechos de riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara. * Espécies exóticas.....	30
Tabela I-2: Espécies de peixes coletadas, frequência de ocorrência (FO%), abundância, e biomassa em 37 trechos de riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara. * Referências bibliográficas referentes a espécies do mesmo gênero ou família.	32
Tabela I-3: Mediana, valores mínimo e máximo das variáveis ambientais locais e regionais coletadas em 37 riachos de Floresta Atlântica amostrados nos períodos de seca de 2010 e 2011. F = Final – Variáveis selecionadas para a análise de partição de variância.....	35
Tabela I-4: Coeficientes de correlações de Pearson entre as variáveis ambientais locais e regionais descartadas e as selecionadas para a análise de partição de variância. PP: pedra pequena; AB: área da bacia. Coeficientes em negrito indicam correlações significativas em $p < 0,05$. Código das variáveis ambientais locais na Tabela I-3.	37
Tabela I-5: Correlação de Pearson entre as variáveis ambientais locais e as espécies com abundância relativa superior a 0,1% do número total de peixes. Correlações significativas, indicadas em negrito ($p < 0,05$). Códigos das variáveis na Tabela I-3 e das espécies na Tabela I-2.	39
Tabela I-6: Sumário da Análise de Redundância para variáveis ambientais locais e as assembleias de peixes de 37 riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara.	40
Tabela I-7: Valores significativos da análise de espécies indicadoras das assembleias de peixes de duas faixas de altitude: abaixo e acima de 80 m de altitude. Código das espécies na Tabela I-2. IndVal = Valor de indicação.	42
Tabela I-8: Sumário da Análise de Redundância para as assembleias de peixes e variáveis ambientais locais dos riachos de Floresta Atlântica localizados em altitudes abaixo de 80 m, bacia da Baía de Guanabara.	45

Tabela I-9: Sumário da Análise de Redundância para as assembleias de peixes e variáveis ambientais locais dos riachos de Floresta Atlântica localizados em altitudes acima de 80 m, bacia da Baía de Guanabara.	47
--	----

CAPÍTULO II

Tabela II-1: Métricas calculadas para 32 riacho de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara - RJ.	66
--	----

Tabela II-2: Características das assembléias de peixes coletadas em 32 riachos de Floresta Atlântica. S= <i>singletons</i> e D= <i>doubletons</i>	69
--	----

CAPÍTULO III

Tabela III-1: Caracterização abiótica de 48 trechos de riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara, classificadas pelo índice de Distúrbio Integrado (IDI) em três classes: menor distúrbio, intermediários e maior distúrbio.	88
---	----

Tabela III-2: Lista de espécies coletadas em 48 trechos de riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara. * Espécies exóticas.	92
---	----

Tabela III-3: Características físicas de 48 riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara. Trecho amostrado é o produto da largura “molhada” média * 40. IDI = Índice de Distúrbio Integrado; MD = menor distúrbio; DIS = maior-distúrbio.	94
---	----

Tabela III-4: Métricas candidatas usadas para caracterizar a resposta das assembleias de peixes às pressões antrópicas. Classes das Métricas: I = Diversidade / Composição; II = Associação com o habitat; III= estrutura trófica; IV= Tolerância. Os testes de seleção: 1= Faixa de amplitude, 2 = Relação sinal: ruído, 3 = Correlação com o gradiente natural, 4 = Resposta ao gradiente de distúrbio, 5 = Redundância, e IMM = Índice multimétrico.	96
--	----

Tabela III-5: Valores de R do ANOSIM para as assembleias de peixes comparadas entre as classes resultantes do IDI e as resultantes do IMM, com base na similaridade de Bray-Curtis (R global = 0,1784; $p = 0,0001$). * Diferença significativa. MD = menor distúrbio, INT = intermediário e Dis = maior distúrbio.	100
---	-----

Tabela III-6: Percentual de contribuição das espécies mais abundantes por classe de distúrbio (SIMPER). MD = menor distúrbio, INT = intermediário e Dis = maior distúrbio.	101
---	-----

Tabela III-7: Métricas finais do IMM para riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara. RE = resposta esperada, S/N = relação sinal:ruído, Min = valor mínimo observado, Max = valor máximo observado, R = da regressão entre métricas e gradientes naturais (altitude e área da bacia = AB), F = teste entre os trechos de menor e maior distúrbio. * Diferença significativa.	104
---	-----

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

- Figura 1: Área de estudos com 48 trechos de riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara - RJ, amostrados no período de seca de 2010 e 2011. Círculos verdes indicando pontos reamostrados no período de cheia (2011). 6
- Figura 2: Riachos de Floresta Atlântica com diferentes tipos de substrato, vegetação ripariana e largura, amostrados no período de seca de 2010 e 2011. A= rio Santo Antônio, Duque de Caxias; B = rio Santo Aleixo, Magé; C e F = rio Taquara, Duque de Caxias; D = rio Mato Grosso, Duque de Caxias e E = ribeirão Imbariê, Duque de Caxias. 8
- Figura 3: Modelo esquemático do desenho amostral em cada recho estudado. As linhas em azul (I) representam os transectos que limitam as seções (A à J). As linhas pretas (II) representam os transectos dentro de cada seção. Em vermelho a representação dos cinco pontos equidistantes em cada transecto para medidas das variáveis físicas e química. 10
- Figura 4: Medição de variáveis físicas e químicas em riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara, nos períodos de seca dos anos de 2010 e 2011. A – turbidez; B- temperatura da água, oxigênio dissolvido e condutividade; C – profundidade, velocidade da corrente e tipo de substrato. 12
- Figura 5: Diferentes tipos de distúrbios observados dentre os 48 trechos amostrados em riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara, nos períodos de seca de 2010 e 2011. A= Construções; B = Barragem; C = Retirada da vegetação ripariana; D = Erosão; E = Lançamento de esgoto e F= Lixo. 13
- Figura 6: Amostragem da ictiofauna com o uso da pesca elétrica, em 48 trechos amostrados em riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara, nos períodos de seca de 2010 e 2011. 14
- Figura 7: Triagem e identificação dos espécimes coletados em 48 trechos amostrados em riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara, nos períodos de seca de 2010 e 2011. 14

CAPÍTULO I

- Figura I-1: Contribuição relativa (% de explicação) das variáveis ambientais locais, regionais e espaciais, e os componentes partilhados para explicar a variabilidade da distribuição da abundância de peixes. * indica valores significativos: ** = 0,01; * = 0,05. 36
- Figura I-2: Diagrama de ordenação da análise de redundância da abundância da ictiofauna em função das variáveis locais para 37 riachos de Floresta Atlântica amostrados nos períodos de seca de 2010 e 2011, bacia da Baía de Guanabara. Código das espécies na Tabela I-2 e das variáveis na Tabela I-3. 41
- Figura I-3: MDS das assembleias de peixes de 37 trechos de riachos de Floresta Atlântica baseado na similaridade de Bray-Cutis. Círculos pretos = trechos situados abaixo de 80 m de altitude; Círculos brancos = trechos situados acima de 80 m de altitude. 42
- Figura I-4: Proporções relativas dos indivíduos por guilda trófica nas duas faixas de altitude: acima e abaixo de 80 m de altitude. 43
- Figura I-5: Proporções relativas dos indivíduos por utilização do habitat (bentônico e coluna d'água) nas duas faixas de altitude: acima e abaixo de 80 m de altitude. 44
- Figura I-6: Diagrama de ordenação da Análise de Redundância da abundância de espécies em função das variáveis ambientais locais para os riachos de Floresta Atlântica localizados em altitudes abaixo de 80 m, bacia da Baía de Guanabara, Código das espécies na Tabela I-2. 46
- Figura I-7: Diagrama de ordenação da Análise de Redundância da abundância de espécies em função das variáveis locais para os riachos de Floresta Atlântica localizados em altitudes acima que 80 m. Código das espécies na Tabela I-2. 48

CAPÍTULO II

- Figura II-1: Riqueza de espécies e LMM acumuladas para 32 riachos de Floresta Atlântica. Curva de espécies na sequência de amostragem com valores médios (linha pontilhada) e análise de Monte Carlo (linha contínua). Nos resultados de Monte Carlo, a linha conecta-se as medianas, as caixas mostram os intervalos interquartis, e os traços mostram o valor mínimo e o máximo dentro de classes. 67
- Figura II-2: Riqueza esperada da ictiofauna de acordo com a curva de rarefação de assembleias de peixes de diferentes tamanhos em 32 riachos de Floresta Atlântica. Quadrados pequenos = medianos; retângulos= interquartis e linhas mostram os valores máximos e mínimos dentro das classes de riqueza esperada. 68

Figura II-3: Métricas bióticas das assembleias de peixes acumuladas *versus* tamanho dos trechos amostrados em 32 riachos de Floresta Atlântica. Quadrados pequenos = medianos; retângulos = interquartis e traços mostram os valores máximos e mínimos dentro das classes de cada métrica. 70

CAPÍTULO III

Figura III-1: Análise de Componentes Principais (ACP) baseada nas variáveis ambientais mensuradas em cada trecho amostrado agrupados pela classificação do Índice de Distúrbio Integrado (● = maior distúrbio; ● = intermediário ○ = menor distúrbio) (CP1 = 26,5; CP2 = 17,9). 95

Figura III-2: Relação entre IDI (Índice de Distúrbio Integrado) por trecho de amostragem (0 = melhor condição; 1,5 = pior condição) e um gradiente físico-químico, expresso pelo eixo 1 derivado de uma ACP (Análise de Componentes Principais). Círculos brancos = trechos com menor distúrbio, círculos cinza = trechos intermediários, e círculos pretos = trechos com maior distúrbio. 96

Figura III-3: Métricas finais de um índice multimétrico baseado na ictiofauna para riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara. Retângulos delineiam o 1º e 3º quartis, quadrados pequenos são as medianas e as barras são valores máximos e mínimos. 98

Figura III-4: Relações entre o grupo de métricas finais (representado pelo eixo 1 do MDS) e o IDI (Índice de Distúrbio Integrado). Círculos brancos = trechos com menor distúrbio, círculos cinza = trechos intermediários e círculos pretos = trechos com maior distúrbio. 99

Figura III-5: Relações entre o grupo de métricas finais (representado pelo eixo 1 do MDS) e o gradiente de distúrbio físico-químico (representado pelo eixo 1 da ACP). Círculos brancos = trechos com menor distúrbio, círculos cinza = trechos intermediários e círculos pretos = trechos com maior distúrbio. 100

Figura III-6: Relação entre o resultado do IMM (Índice Multimétrico) baseado na ictiofauna e as classes do IDI (Índice de Distúrbio Integrado). MD = menor distúrbio, INT = intermediário e Dis = maior distúrbio. 102

Figura III-7: MDS das assembleias de peixes dos 48 trechos de riachos da Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara. A - assembleias de peixes por classes de perturbação do IDI. B - IMM por classes de perturbação do IDI. C - bolhas (mesmo MDS do gráfico A) para os resultados do IMM (escala das bolhas: 0,8-8,0). D - bolhas (mesmo MDS do gráfico A) para os resultados do IDI (escala das bolhas: 0,2-2,0). E - bolhas (mesmo MDS do gráfico A) para a altitude (escala das bolhas: 40-400). F - bolha (mesmo MDS do gráfico A) para a área de floresta (escala das bolhas: 0-100%). G - bolha (mesmo MDS do gráfico A) para a riqueza de espécies (escala das bolhas: 3-30). H - bolhas (mesmo MDS do gráfico A) para biomassa (escala das bolhas: 900-730). 103

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	1
2 ÁREA DE ESTUDO	3
3 METODOLOGIA GERAL	5
3.1 – Desenho Amostral	9
a) Amostragem das Variáveis em Escala Local	9
a) Amostragem da Ictiofauna	11
b) Amostragem das Variáveis em Escala Regional.....	14
4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	15

CAPÍTULO I

RESUMO.....	22
ABSTRACT	23
1 INTRODUÇÃO	24
2 MATERIAL E MÉTODO	25
2.1 – Desenho Amostral	25
2.2 – Amostragem da Ictiofauna.....	25
2.3 – Amostragem das Variáveis Ambientais Locais e Regionais	26
2.4 – Variáveis Espaciais.....	26
2.5 – Análise dos dados	27
3 RESULTADOS	29
3.1 – Características da Ictiofauna.....	29
3.2 – Seleção das Variáveis	34
3.3 – Variabilidade Explicada	36
3.4 – Relação das Variáveis Ambientais Locais com a Ictiofauna.....	38
3.5 – Influência da Altitude na Estrutura das Assembleias de Peixes.....	41
4 DISCUSSÃO	49
5 CONCLUSÃO.....	52
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	52

CAPÍTULO II

RESUMO.....	60
ABSTRACT	61
1 INTRODUÇÃO	62

2 MATERIAL E MÉTODOS	63
2.1 – Desenho Amostral	63
2.2 – Amostragem da Ictiofauna.....	63
2.3 – Análise dos Dados	64
3 RESULTADOS	66
4 DISCUSSÃO	71
5 CONCLUSÃO.....	73
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73

CAPÍTULO III

RESUMO.....	81
ABSTRACT	82
1 INTRODUÇÃO	83
2 MATERIAL E MÉTODOS	86
2.1 – Desenho Amostral	86
2.2 – Amostragem da Ictiofauna.....	86
2.3 – Determinação do Gradiente de Distúrbio	86
2.4 – Métricas	88
2.5 – Seleção de Métricas	89
2.6 –Validação das Métricas.....	90
2.7 – Pontuação das Métricas e do Índice Final	90
2.8 – Similaridade entre as Assembleias e Respostas Ambientais	91
2.9 – Análise de Dados	91
3 RESULTADOS	91
3.1 – Gradiente de Distúrbio.....	93
3.2 – Seleção e Pontuação das Métricas	96
3.3 – Validação	99
3.4 – Índice Final	101
4 DISCUSSÃO	104
4.1 – Seleção de Métricas	104
4.2 – Vantagens do Índice Multimétrico	106
4.3 – Limitação do Índice Multimétrico.....	106
4.4 – Descritores das Assembleias e Distúrbio.....	107
5 CONCLUSÕES.....	108
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	109
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	117

1 INTRODUÇÃO GERAL

Os riachos inseridos na Floresta Atlântica, apesar da pressão sofrida pelo desenvolvimento urbano e industrial, abrigam uma expressiva diversidade de peixes, que apresentam interações ecológicas complexas, sendo o endemismo uma característica importante (ABILHOA et al., 2011). Embora os estudos da ictiofauna de riachos tenham intensificado nos últimos anos, muito ainda há por conhecer: a real diversidade desses sistemas, como as espécies se relacionam entre si e com o habitat em que vivem; como respondem as variações ambientais em diferentes escalas, como respondem aos diversos impactos. Os riachos são dinâmicos e com heterogeneidade espacial complexa, evidente em múltiplas escalas espaciais (SCHLOSSER, 1991). A variabilidade na dimensão espacial (regional ou local) e na dimensão temporal nos riachos influencia fortemente a distribuição e composição das assembleias de peixes, regulando sua estrutura e dinâmica biológica (VANNOTE et al., 1980; UIEDA & CASTRO, 1999), sendo impossível fazer generalizações significativas sobre a ecologia de peixes de riachos sem abordar uma escala específica (WINEMILLER et al., 2008).

Os padrões mais óbvios de variação nas assembleias de peixes de riachos ocorrem em amplas escalas espaciais, com composição taxonômica contrastante entre a fauna de diferentes continentes e bacias de drenagem (WINEMILLER et al., 2008). Segundo POFF (1997), esses padrões são consequências das restrições biogeográficas e hidrológicas combinadas com as preferências similares das espécies de peixes, com pouca influência das interações biológicas. Para DAVIES et al. (2000), variáveis que operam em escalas espaciais amplas podem ser mais importantes que variáveis de escala local em termos de influência ou controle do habitat e da biota de riachos, entre essas variáveis estão a área da bacia (DAVEIS et al., 2000), o uso da terra e a geologia (VONDRACEK et al., 2001). A influência das características ambientais na distribuição das comunidades e nos processos biológicos constitui um dos maiores desafios da Ecologia (EROS et al., 2003). Entender como os organismos respondem às variações espaciais e temporais, o papel do habitat na determinação das comunidades biológicas e nos processos ecossistêmicos e, sobretudo, como a ação humana interfere nessa relação ambiente-comunidade, é essencial para modificarmos nossas ações em relação ao ambiente em direção ao uso sustentável de seus recursos.

O uso da biota para avaliar os impactos antropogênicos sobre a integridade dos rios tem alcançado grande importância (KARR et al., 2000; PYRON et al., 2008; ZHU & CHANG, 2008), como ferramenta para os gestores de recursos hídricos em todo o mundo (SOUTHERLAND et al., 2007) e, a estrutura da ictiofauna tem sido eficiente nesse sentido. (MAGALHÃES et al., 2008). O monitoramento biológico é realizado principalmente através da aplicação de diferentes protocolos de avaliação, índices biológicos e multimétricos, tendo como base a utilização de bioindicadores de qualidade de água e habitat. Dentre os índices multimétricos, o “Index of Biotic Integrity” (IBI) - Índice de Integridade Biótica – se destaca por ter sido pioneiro na análise da estrutura da assembleia de peixes para avaliar a integridade biótica de ecossistemas aquáticos. Este índice foi proposto por KARR (1981) para investigar o estado de conservação de riachos nos Estados Unidos utilizando atributos observados em

comunidades de peixes. Depois disso, este índice passou a ser amplamente utilizado não somente nos Estados Unidos (FAUSH et al., 2002), como em vários outros países (GANASAN & HUGHES, 1998; BELPAIRE et al., 2000; LYONS et al., 2000; ANGERMEIER & DAVIDEANU, 2004; HUED & BISTONI, 2005; TEJERINA-GARRO et al., 2006), como uma ferramenta de avaliação ambiental.

Em países em desenvolvimento como o Brasil, o uso de índices multimétricos não é exigido em programas de monitoramento, apesar de vários estudos com o objetivo de desenvolver essas ferramentas terem sido realizados nos últimos anos (ARAÚJO, 1998; ARAÚJO et al., 2003; BOZZETI & SCHULZ, 2004; FERREIRA & CASATTI, 2006; PINTO et al., 2006; PINTO & ARAÚJO, 2007; BAPTISTA et al., 2007; MUGNAI et al., 2008; CASATTI et al., 2009; OLIVEIRA et al., 2011; TERRA & ARAÚJO, 2011). As consequências da falta de programas de biomonitoramento são refletidas na ausência de uma visão integrada da condição biótica dos sistemas aquáticos, o que dificulta a elaboração de planos de manejo e preservação. Por outro lado, a alta diversidade nos trópicos e a falta de informações confiáveis sobre os limites físicos e químicos que indiquem precisamente os distúrbios, são obstáculos que dificultam a elaboração de índices multimétricos aplicáveis. Uma tentativa de minimizar essa deficiência em países como o Brasil é a geração de um índice que utilize eficazmente as informações disponíveis sobre a diversidade e biologia das espécies. Além disso, a utilização de alternativas para a identificação de áreas de referência, tais como o Índice de Distúrbio Integrado - IDI - (LIGEIRO et al., 2013), que não é dependente de classificações anteriores com base em limites das variáveis físico-químicas. O IDI combina perturbações em escala local e regional em um único índice, descrevendo a perturbação total por pressões humanas nos ambientes considerados.

Os índices bióticos multimétricos devem ser associados ao estudo de habitats locais e regionais devido ao importante papel desses na integridade biótica, como estruturadores da comunidade (GORMAN & KARR, 1978). Numerosos estudos têm mostrado que fatores ambientais atuam em múltiplas escalas de forma hierárquica para moldar a organização da biota (COMPIN & CÉRÉGHINO, 2007; STEPHENSON & MORIN, 2009; SÁLY et al., 2011). Fatores como altitude, largura do rio, tipo de substrato, uso do solo na bacia podem influenciar significativamente nas respostas dos atributos utilizados na elaboração de índices (LYONS et al., 2000; OBERDORFF et al., 2001; JOY & DEATH, 2002). Uma tentativa de minimizar a influência dos fatores locais e regionais é considerá-los nos critérios de classificação dos ambientes a serem avaliados (ROSET et al., 2007). Índices para avaliação da qualidade dos habitats locais foram desenvolvidos e têm sido incorporados no monitoramento de várias agências de proteção ambiental através dos Protocolos de Avaliações Rápidas (PLAFKIN et al., 1989; BARBOUR et al., 1999), sendo considerados instrumento útil para validar os índices bióticos (DILLEMBURG, 2007).

Outro fator que pode influenciar a resposta dos índices é o tamanho da área amostrada. A suficiência amostral, para cada ambiente, não tem sido rigorosamente avaliada (HUGHES & HERLIHY, 2007), principalmente em sistemas aquáticos tropicais. A suficiência de amostragem é importante, principalmente para a determinação de métodos consistentes, eficientes e de menor custo que possam ser utilizados no monitoramento de bacias hidrográficas. Pesquisas têm sido realizadas com suficiência de amostragem para estimar

riqueza de espécies de peixes. LYONS (1992) determinou que um trecho com comprimento de 5-49 vezes a largura “molhada” do canal, seria necessário para que a assíntota da estimativa de riqueza de espécies observadas fosse atingida. Entretanto, CAO et al., (2001) estimou que trechos com comprimentos entre 14-134 vezes a largura “molhada” seriam necessários, similarmente ao proposto por HUGHES et al. (2002). No entanto, como os índices multimétricos são indicadores muito menos variáveis do que a riqueza de espécies (HUGHES & GAMMON, 1987), uma distância mais curta seria esperada para a aplicação desses índices. Além disso, a maioria das pesquisas realizadas neste âmbito são realizadas em regiões temperadas, reforçando a necessidade de estudos em rios e riachos tropicais.

Neste contexto, a proposta desse trabalho foi dividida em três capítulos, em formato de artigos científicos, como se segue:

- Capítulo I: Influência espacial e ambiental, em escala local e regional, sobre a estrutura das assembleias de peixes em riachos de Floresta Atlântica.
- Capítulo II: Suficiência amostral para assembleia de peixes em riachos de Floresta Atlântica.
- Capítulo III: Avaliação da condição biótica de riachos da Floresta Atlântica: uma abordagem multimétrica baseada na assembleia de peixes.

2 ÁREA DE ESTUDO

A Floresta Atlântica é um dos biomas mais ameaçados do mundo, com uma estimativa de restarem 11,4% a 16% dos 1,5 milhão de quilômetros quadrados que originalmente cobriam a costa brasileira (RIBEIRO et al., 2009). Esses remanescentes somam, aproximadamente, 157.000 km² (RIBEIRO et al., 2009) e seus rios e riachos apresentam uma fauna de peixes altamente diversificada e com elevado grau de endemismo (BIZERRIL, 1994). A principal razão para essa diversidade é a ocorrência de espécies de peixes com distribuição restrita, como resultado do grande número de bacias costeiras (ou grupos de bacias) independentes e do efeito de isolamento das cadeias de montanhas e do mar sobre os rios costeiros (BIZERRIL, 1994; MENEZES et al., 2007). Deste modo, uma grande quantidade (70%) dos peixes de água doce pode ser considerada exclusiva das bacias costeiras desse bioma (ABILHOA et al., 2011). No entanto, a intensa demanda de água para consumo, o despejo de esgoto *in natura* e o uso intensivo do solo conflituam com as políticas de conservação para os riachos inseridos nos domínios da Floresta Atlântica.

O estado do Rio de Janeiro abriga sete macrorregiões ambientais, oficializadas pelo Decreto Estadual n° 26.058 de 14 de março de 2000, as quais compreendem uma ou mais bacias hidrográficas. A macrorregião 1, engloba sete bacias, dentre elas a Bacia da Baía de Guanabara. Esta bacia corresponde a uma área de 4.081 km² (JICA, 1994) e abrange, parcialmente ou totalmente, os municípios do Rio de Janeiro, Nova Iguaçu, Belford Roxo, Duque de Caxias, Magé, Petrópolis, Itaboraí, São Gonçalo, Niterói, Rio Bonito, Teresópolis e

Cachoeiras de Macacu, abarcando uma concentração urbana de quase 10 milhões de habitantes. A bacia é delimitada pela Serra dos Órgãos, com altitudes que variam entre 800 e 1800 m de altitude e a distância entre a serra e o litoral é, em média, de 40 km, sendo que o trecho mais afastado fica na região nordeste. Esta barreira orográfica é, em grande parte, responsável pelas condições climáticas verificadas em toda a bacia (SEMADS, 2001). O clima é quente e úmido, com duas estações bem definidas: uma chuvosa de outubro a março, e uma estação seca, de abril a setembro, temperatura média anual de 22 °C e precipitação média anual de perto de 1.700 milímetros (SEMADS, 2001). A Bacia da Baía de Guanabara é constituída por 25 sub-bacias, das quais cinco foram consideradas neste estudo (bacias do rio Iguaçu, do rio Estrela-Inhomirim, do rio Suruí, do rio Roncador e do rio Guapi-Macacu). A área de estudo incluiu quatro Unidades de Conservação (Reserva Biológica do Tinguá, Área de Proteção Ambiental de Petrópolis, Parque Nacional da Serra dos Órgãos e Parque Estadual dos Três Picos).

A bacia do rio Iguaçu apresenta uma área de drenagem de 726 km² e abrange a totalidade dos municípios de Belford Roxo e Mesquita e parte dos municípios do Rio de Janeiro, Nilópolis, São João de Meriti, Nova Iguaçu e Duque de Caxias. A bacia é delimitada pela Serra do Mar, onde se encontra o ponto culminante da bacia, o pico do Tinguá (1600 m), e tem sua maior extensão na Baixada Fluminense. A vegetação remanescente da bacia ocorre predominantemente ao norte e nordeste, na serra do Tinguá, e na serra de Madureira-Mendanha.

A bacia do rio Estrela-Inhomirim abrange uma área aproximada de 667,50 km² (JICA, 1994) abrangendo os municípios de Duque de Caxias, Magé e uma pequena área de Petrópolis. A bacia também é delimitada ao norte pela Serra do Mar, onde se encontra recoberta por vegetação arbórea, com remanescentes de Floresta Atlântica protegidos sob a tutela Federal no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, cuja área abrange parte de Magé e, na Área de Proteção Ambiental de Petrópolis.

A bacia do rio Suruí possui uma área de drenagem de 68,8 km², está localizada entre a bacia do rio Estrela e do rio Roncador. A bacia do rio Roncador possui uma área de drenagem de 111,25 Km², correspondendo a aproximadamente 3% do total da área continental de contribuição à Baía de Guanabara (ECOLOGUS – AGRAR, 2005). A bacia possui 95% de sua área localizada no município de Magé, sendo limitada ao norte pela Serra dos Órgãos, aonde se encontra sua principal nascente; ao sul pela Baía de Guanabara e Bacia do Rio Iriri, a leste pela Bacia dos Rios Guapimirim-Macacu e a oeste Bacia do Rio Suruí e Bacia do rio Iriri (SEMADS, 2001).

A bacia do Guapimirim-Macacu possui uma área de drenagem de cerca de 1.640 km² e uma população estimada em 106.341 mil habitantes. A bacia é limitada ao norte e noroeste pela Serra dos Órgãos. A nordeste pela Serra de Macaé de Cima, à leste pelas Serras da Botija e de Monte Azul e ao sul pelas Serras de Sambe e dos Garcias. O município de Cachoeira de Macacu tem 90% de sua área nesta bacia, Guapimirim tem aproximadamente 95% e Itaboraí, 12%. O uso do solo é predominantemente rural, com áreas de vegetação natural, agricultura e de pastagens e abastece cerca de 2,5 milhões de habitantes dos municípios nos quais está inserida. (DANTAS et al., 2008).

3 METODOLOGIA GERAL

Amostragens padronizadas foram realizadas em 48 trechos de riachos de primeira à terceira ordem, contribuintes da Bacia da Baía de Guanabara, com altitude variando entre 8 e 860 m. As amostragens ocorreram no período de seca (entre abril e outubro) dos anos de 2010, no qual 31 trechos foram amostrados e, 2011, com mais 17 trechos amostrados. Dentre esses trechos, sete foram selecionados aleatoriamente e reamostrados no período de cheia de 2011 (fevereiro e março) (Figura 1; Tabela 1). Assim, os trechos foram distribuídos entre as cinco bacias da seguinte maneira: bacia do rio Iguaçu (13 locais), rio Estrela-Inhomirim (23 locais), rio Suruí (4 locais), rio Roncador (2 locais) e rio Guapimirim-Macacu (6 locais) (Figura 2). Os trechos considerados em cada capítulo estão assinalados na Tabela 1.

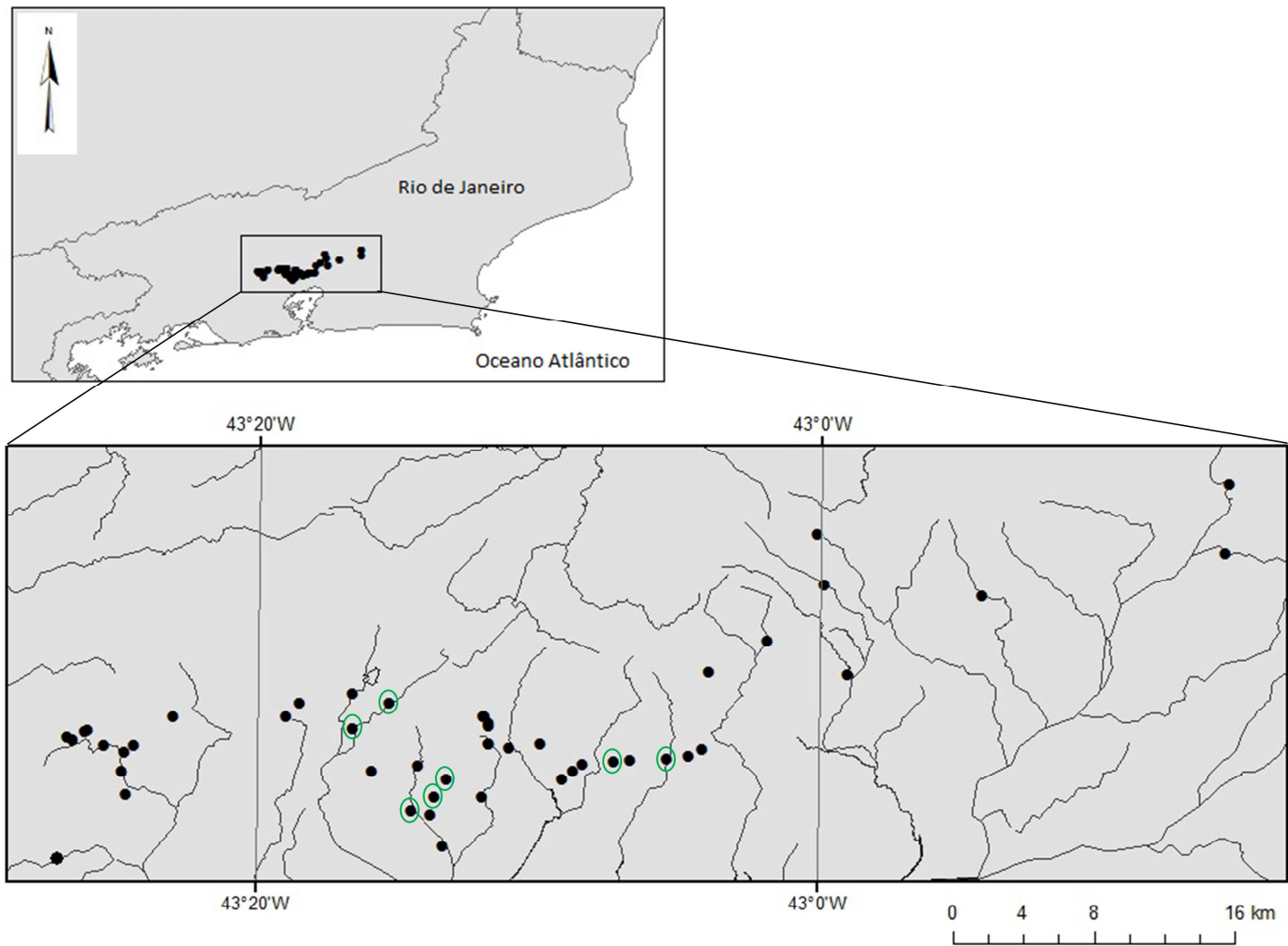


Figura 1: Área de estudos com 48 trechos de riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara - RJ, amostrados no período de seca de 2010 e 2011. Círculos verdes indicando pontos reamostrados no período de cheia (2011).

Tabela 1: Características físicas de 48 riachos de Floresta Atlântica amostrados nos períodos de seca de 2010 e 2011. O tamanho total da área amostrada é o produto da largura do riacho amostrado x 40, com um mínimo de 100 m e máximo de 500 m de trecho amostrado.

Código	Período		Latitude (geo/wgs84)	Longitude (geo/wgs84)	Média de largura (m)	Trecho amostrado	Altitude (m)	Capítulos		
	Seca	Cheia						I	II	III
1			22° 37' 16"	43° 14' 31"	6	240	21			●
2			22° 36' 49"	43° 13' 41"	4	160	24	●	●	●
3			22° 35' 48"	43° 14' 17"	4	160	50	●	●	●
4			22° 36' 15"	43° 13' 16"	3	120	15	●	●	●
5			22° 33' 26"	43° 16' 38"	8	320	56	●	●	●
6			22° 33' 44"	43° 15' 21"	6	240	88	●	●	●
7			22° 36' 01"	43° 15' 57"	5	200	19		●	●
8			22° 36' 01"	43° 15' 57"	3	120	103	●	●	●
9			22° 33' 45"	43° 18' 32"	2,5	100	42			●
10			22° 34' 14"	43° 19' 10"	6	240	32	●	●	●
11			22° 35' 04"	43° 11' 46"	1	100	26	●	●	●
12			22° 35' 04"	43° 11' 46"	1	100	43	●	●	●
13			22° 35' 12"	43° 11' 03"	8	320	20	●	●	●
14			22° 35' 02"	43° 09' 57"	8	320	35	●	●	●
15			22° 36' 11"	43° 09' 10"	1,5	100	18	●	●	●
16			22° 35' 56"	43° 08' 47"	1,5	100	14	●	●	●
17			22° 35' 49"	43° 08' 34"	0,5	100	43			●
18			22° 35' 36"	43° 07' 19"	4	160	12	●		●
19			22° 35' 32"	43° 06' 44"	4	160	43	●	●	●
20			22° 34' 10"	43° 11' 56"	3	120	82	●	●	●
21			22° 34' 10"	43° 11' 59"	6	240	101	●	●	●
22			22° 34' 21"	43° 11' 48"	2	100	64	●		●
23			22° 34' 27"	43° 11' 46"	2	100	55	●	●	●
24			22° 35' 28"	43° 05' 26"	4	160	33	●	●	●
25			22° 35' 27"	43° 04' 37"	2	100	12	●	●	●
26			22° 35' 09"	43° 04' 90"	2	100	12	●	●	●
27			22° 32' 34"	43° 03' 59"	7	280	207	●	●	●
28			22° 31' 30"	43° 01' 53"	5	200	261	●	●	●
29			22° 36' 49"	43° 11' 58"	1	100	12			●
30			22° 37' 23"	43° 13' 50"	3,5	140	11		●	●
31			22° 38' 27"	43° 13' 22"	5	200	8			●
39			22° 34' 59"	43° 26' 49"	4	160	228	●		●
40			22° 35' 03"	43° 26' 36"	4	160	217	●		●
41			22° 34' 46"	43° 26' 10"	1,5	100	152			●
42			22° 34' 45"	43° 26' 04"	6	240	144	●		●
43			22° 35' 13"	43° 24' 26"	3	120	35	●	●	●
44			22° 36' 03"	43° 24' 52"	15	500	23		●	●
45			22° 35' 15"	43° 25' 28"	9	360	54	●	●	●
46			22° 34' 17"	43° 23' 20"	5	200	113	●	●	●
47			22° 35' 28"	43° 24' 44"	5	200	33	●	●	●
48			22° 36' 50"	43° 24' 40"	4	160	22			●
49			22° 29' 56"	42° 54' 18"	7	280	43	●	●	●
50			22° 26' 07"	42° 45' 32"	16	500	18	●	●	●
51*			22° 27' 59"	43° 00' 09"	15	160	862			●
52			22° 29' 39"	42° 59' 53"	4	160	340	●		●
53			23° 38' 60"	43° 27' 06"	7	280	40	●		●
54			22° 28' 25"	42° 45' 38"	9	360	43	●	●	●
55			22° 32' 35"	42° 59' 02"	5	200	26	●		●



Figura 2: Riachos de Floresta Atlântica com diferentes tipos de substrato, vegetação ripariana e largura, amostrados no período de seca de 2010 e 2011. A= rio Santo Antônio, Duque de Caxias; B = rio Santo Aleixo, Magé; C e F = rio Taquara, Duque de Caxias; D = rio Mato Grosso, Duque de Caxias e E = ribeirão Imbariê, Duque de Caxias.

3.1 – Desenho Amostral

Em cada local, um trecho de 40 vezes a largura “molhada” média do canal foi determinado, ou um trecho mínimo de 100 m e no máximo 500 m. Por exemplo, um riacho que apresentou três metros de largura, em média, teve um trecho de 120 m de comprimento amostrado. Assim, cada riacho foi amostrado proporcionalmente ao seu tamanho. Em cada trecho 11 transectos equidistantes foram demarcados, definindo 10 seções de mesmo comprimento. A área de cada seção foi calculada como a largura x (largura x 40/10). No meio de cada seção, outro transecto foi demarcado para medições complementares de variáveis físico-químicas e do habitat físico. Assim, um total de 21 transectos foi demarcado ao longo de cada trecho amostrado (Figura 3).

a) Amostragem das Variáveis em Escala Local

Em cada uma das dez seções (nomeadas de A a J), dois transectos foram determinados: um no início da seção (I) e outro no meio (II) (Figura 3). Nos transectos I, foram feitas cinco sondagens equidistantes de profundidade e tipo de substrato, classificado nas seguintes categorias: silte (< 0,2 cm), areia (0,2–2 mm), cascalho (2 –16 mm), seixo (60–250 mm), pedra pequena (250–1000 mm), pedra grande (1000–4000 mm), pedregulho (> 4000 mm), concreto/asfalto, raízes e folhas. Nos transectos II, além das sondagens de profundidade e tipo de substrato, foram realizadas, também em cinco pontos equidistantes, sondagens de velocidade da corrente (m/s), além da largura “molhada”. Em um ponto central, neste mesmo transecto, foram mensuradas as seguintes variáveis físico-químicas: temperatura da água (°C), condutividade (mS/cm), oxigênio dissolvido (mg/L) e turbidez (NTU), com a utilização de multisensores digitais portáteis do tipo Horiba (W-21) e turbidímetro (AP 2000 – Policontrol) (Figura 4). Também foram feitas fotografias digitais da cobertura do dossel, voltadas, para montante e para jusante.

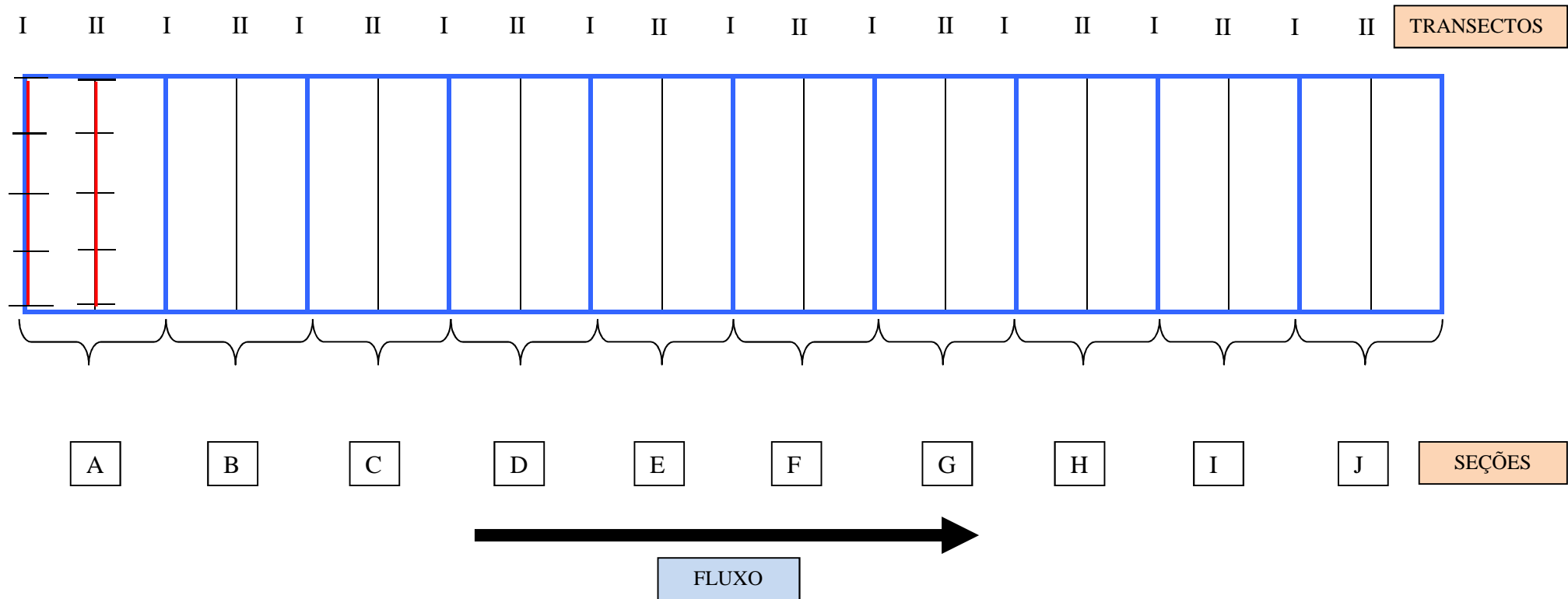


Figura 3: Modelo esquemático do desenho amostral em cada recho estudado. As linhas em azul (I) representam os transectos que limitam as seções (A à J). As linhas pretas (II) representam os transectos dentro de cada seção. Em vermelho a representação dos cinco pontos equidistantes em cada transecto para medidas das variáveis físicas e química.

Além disso, dentro de cada seção foram registradas as porcentagens dos seguintes atributos físicos: corredeiras, remansos, rápidos, vegetação aquática, galhos, troncos, sombreamento da vegetação, substrato rochoso e estruturas artificiais, bem como de raízes ou árvores nas margens. Também foram registradas a ocorrência de lixo, lançamento de esgoto, presença de animais domésticos, barragens, moradia nas margens, pastagem, estradas e erosão (Figura 5). Para a caracterização quantitativa do habitat em escala local, dentro de cada trecho amostrado, foram calculadas as porcentagens de ocorrência das variáveis categóricas supracitadas. Para profundidade, velocidade da corrente e variáveis físico-químicas foram calculados os valores médios para cada trecho. Para os tipos de substrato, além da porcentagem de ocorrência em cada trecho, também foi calculado o diâmetro geométrico médio (Dgm), segundo KAUFMANN et al. (2009). O Dgm foi calculado a partir do antilogaritmo do somatório das médias geométricas dos limites superior e inferior de cada categoria de substrato (por exemplo, a categoria cascalho tem 2 mm de limite inferior e 16 mm de limite superior de diâmetro). A média geométrica foi calculada como, o logaritmo do limite superior somado ao logaritmo do limite inferior dividido por dois, ponderadas pela frequência de ocorrência da categoria correspondente, de acordo a fórmula:

$$D_{gm} = \text{Antilog} \sum_i \{ P_i \{ [\log_{10}(D_{isup}) + \text{Log}_{10}(D_{iinf})]/2 \} \} \text{ onde:}$$

P_i = Proporção de partículas da categoria de diâmetro i dentro do total amostrado em cada trecho;

D_{isup} = Diâmetro (mm) no limite superior da categoria de diâmetro i ;

D_{iinf} = Diâmetro (mm) no limite inferior da categoria de diâmetro i ;

\sum_i = somatório de todas as categorias de diâmetro.

a) Amostragem da Ictiofauna

As coletas foram realizadas com equipamento de pesca elétrica, constituído de um gerador de corrente alternada (Modelo: Coleman *Powermate* ProGen 3000; 3000 W; 220 V) conectado a dois cabos de 50 m de comprimento e, cada um destes, a um puçá (eletrodos - com aro de 440 mm x 300 mm) com rede de 3 mm entre nós adjacentes. Duas pessoas, cada uma com um eletrodo, caminharam de uma margem a outra de cada seção coletando todos os peixes detectados no campo elétrico (Figura 6).



Figura 4: Medição de variáveis físicas e químicas em riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara, nos períodos de seca dos anos de 2010 e 2011. A – turbidez; B- temperatura da água, oxigênio dissolvido e condutividade; C – profundidade, velocidade da corrente e tipo de substrato.

A pesca elétrica foi o único método de captura empregado por ser reconhecido como uma técnica eficaz e, por isso, amplamente utilizada em programas de monitoramento de larga escala (VAUX et al., 2000; HUGHES et al., 2002; HUGHES & PECK, 2008; RABENI et al., 2009).

Os peixes coletados, em cada seção, foram acondicionados em sacolas plásticas, devidamente etiquetadas, colocados em isopor com gelo e conduzidos ao Laboratório de Ecologia de Peixes da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro onde foram fixados em formalina 10%, conservados em álcool 70%, identificados, pesados (g) e medido o comprimento padrão (cm) (Figura 7). Os indivíduos coletados foram depositados na coleção de peixes do Laboratório de Ecologia de Peixes da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro e Coleção Ictiológica do Instituto de Biologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Essas coletas foram realizadas com autorização do Instituto Chico Mendes de Biodiversidade sob a licença de número 17632-2.



Figura 5: Diferentes tipos de distúrbios observados dentre os 48 trechos amostrados em riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara, nos períodos de seca de 2010 e 2011. A= Construções; B = Barragem; C = Retirada da vegetação ripariana; D = Erosão; E = Lançamento de esgoto e F= Lixo.



Figura 6: Amostragem da ictiofauna com o uso da pesca elétrica, em 48 trechos amostrados em riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara, nos períodos de seca de 2010 e 2011.



Figura 7: Triagem e identificação dos espécimes coletados em 48 trechos amostrados em riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara, nos períodos de seca de 2010 e 2011.

b) Amostragem das Variáveis em Escala Regional

O uso do solo em toda a área da bacia acima de cada trecho amostrado foi classificado em cinco tipos: área urbana, capoeira, floresta, pastagem e área agrícola. Cada tipo de uso foi estimado através de ortofotos de escala 1:25.000, disponíveis gratuitamente a partir do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Os diferentes usos do solo foram determinados através da interpretação visual e vetorização diretamente na tela do computador usando o pacote ArcGIS 10 (ESRI, 2007).

4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABILHOA, V.; BRAGA, R.R.; BORNATOWSKI, H.; VITULE, J.R.S. Fishes of the Atlantic Rain Forest Streams: ecological patterns and conservation. *In*: Grillo, O. (Ed.). Changing diversity in changing environmental. InTech, Rijeka, p. 259–282, 2011.

ANGERMEIER, P.L.; DAVIDEANU, G. Using fish communities to assess streams in Romania: initial development of an index biotic integrity. **Hydrobiologia**, V. 511, p. 65-78, 2004.

ARAÚJO, F.G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, V. 58, n. 4, p. 547–558, 1998.

ARAÚJO, F.G.; FICHBERG, I.; PINTO, B.C.T.; PEIXOTO M.G. A preliminary index of biotic integrity for monitoring condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. **Environmental Management**, V. 32, p. 516-526, 2003.

BAPTISTA, D.F., BUSS, D.F., EGLER, M., GIOVANELLI, A., SILVEIRA, M.P.; NESSIMIAN, J. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. **Hydrobiologia**, V. 575, p. 83-94, 2007.

BARBOUR, M.T; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D; STRIBLING, D.J.B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in stream and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Second Edition. EPA 841-b-99-002. U. S. Environmental Protection Agency. Office of Watter, Washington, DC.

BELPAIRE C.; SMOLDERS R.; VANDEN AUWEELE I.; ERCKEN D.; BREINE J.; VAN THYNEG.; OLLEVIER F. An index of biotic integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian water bodies. **Hydrobiologia**, V. 434, p. 17-33, 2000.

BIZERRIL, C.R.S.F.A. Análise taxonômica e biogeográfica da ictiofauna de água doce do leste brasileiro. **Acta Biológica Leopoldensia**, V. 16, p. 51-80, 1994.

BOZZETTI M.; SCHULZ U.H. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. **Hydrobiologia**, V. 529, p. 133-144, 2004.

CAO, Y.; LARSEN, D.P.; HUGHES, R.M. Evaluating sampling sufficiency in fish community surveys: a similarity-based approach. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, V. 58, p. 1782–1793, 2001.

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

COMPIN, A.; CÉRÉGHINO, R. Spatial patterns of macroinvertebrate functional feeding groups in streams in relation to physical variables and land-cover in Southwestern France. **Landscape Ecology**, V. 22, p. 1215–1225, 2007.

DANTAS, J. R. (2008). Impactos Ambientais na bacia hidrográfica de Guapi-Macacu e suas consequências para o abastecimento de água nos municípios do leste da Baía de Guanabara. In *Série Gestão e Planejamento Ambiental* (p. 26p). Rio de Janeiro: CETEM-MCT.

DAVIES, N.M.; NORRIS, R.H.; THOMS, M.C. Prediction and assessment of local stream habitat features using large-scale catchment characteristics. **Freshwater Biology**, V. 45, p. 343-369, 2000.

DILLENBURG, A. K. 2007. A importância do monitoramento ambiental na avaliação da qualidade de um rio – estudo de caso - Mercedes, PR. Revista Urataguá - **Revista Acadêmica Multidisciplinar**. Nº 12, Paraná, Brasil.

ECOLOGUS –AGRAR. 2005. Plano Diretor de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica da Baía de Guanabara. Rio de Janeiro. 190p.

EROS, T.; BOTTA-DUKÁT, Z.; GROSSMAN, G.D. Assemblage structure and habitat use of fishes in a Central-European submontane stream: a patch based approach. **Ecology of Freshwater Fish**, V. 12, p. 141–150, 2003.

ESRI, 2007. ArcGis, the Complete Geographical Information System. Redlands, California.

FAUSCH, K.D.; TORGERSEN, C.E.; BAXTER C.V.; LI, H.W. Landscapes to riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes. **BioScience**, V. 52, n.6, p. 483-498, 2002.

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**, V. 6, p. 1–25, 2006.

GANASAN, V.; HUGHES, R.M. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. **Freshwater Biology**, V. 40, p. 367–383, 1998.

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

HUED, A.C.; BISTONI, M. Development and validation of a biotic index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. **Hydrobiologia**, V.543, p.279-298, 2005.

HUGHES, R.M.; GAMMON, J.R. Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette River, Oregon. **Transactions of the American Fisheries Society**, V. 116, p. 196–209, 1987.

HUGHES, R.M.; HERLIHY, A.T. Electrofishing Distance Needed to Estimate Consistent Index of Biotic Integrity (IBI) Scores in Raftable Oregon Rivers. **Transactions of the American Fisheries Society**, V. 136, p. 135–141, 2007.

HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R.; HERLIHY, A.T.; INTELMANN, S.S.; CORBETT, S.C.; ARBOGAST, M.C.; HJORT, R.C. Electrofishing distance needed to estimate fish species richness in raftable Oregon rivers. **North American Journal of Fisheries Management**, V. 22, p. 1229–1240, 2002.

HUGHES, R.M.; PECK, D.V. Acquiring data for large aquatic resource surveys: the art of compromise among science, logistics, and reality. **Journal of the North American Benthological Society**, V. 27, p. 837–859, 2008.

JICA (Japan International Cooperation Agency), 1994, The study on recuperation of Guanabara Bay Ecosystem. Toquio, Kokusai Kogyo Co. v.4.

JOY, M.K.; DEATH, R.G. Predictive modeling of freshwater fish as a biomonitoring tool in New Zealand. **Freshwater Biology**, V. 47, p. 2261–2275, 2002.

KARR, J.R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, V. 6, n.6, p.21–27, 1981.

KARR, J.R.; ALLAN, D.; BENKE, A.C. 2000. River conservation in the United States and Canada: Science, Policy, and Practice. In: P. J. Boon, B. R. Davis and G. E. Petts, (eds.). **Perspectives on River Conservation: Science, Policy, and Practice**. JohnWiley. Chichester: Global. 35 pp.

KAUFMANN, P.R.; LARSEN, D.P.; FAUSTINI, J.M. Bed Stability and Sedimentation Associated With Human Disturbances in Pacific Northwest Streams. **Journal of the American Water Resources Association**, V. 45, n. 2, p. 434–459, 2009.

LIGEIRO, R.; HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R.; MACEDO, D.R.; FIRMIANO, K.R.; FERREIRA, W.R.; OLIVEIRA, D.; MELO, A.S.; CALLISTO, M. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. **Ecological Indicators**, V. 25, p. 45–57, 2013.

LYONS, J. The length of stream to sample with a towed electrofishing unit when fish species richness is estimated. **North American Journal of Fisheries Management**, V. 12, p. 198–203, 1992.

LYONS, J.; GUTIERREZ-HERNANDEZ, A.; DIAZ-PARDO, E.; SOTO-GALERA, E.; MEDINA-NAVA, M.; PINEDA-LOPEZ, R. Development of a preliminary index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central Mexico. **Hydrobiologia**, V. 418, p. 57-72, 2000.

MAGALHÃES M.F.; RAMALHO, C.E.; COLLARES-PEREIRA, M.J. Assessing biotic integrity in a Mediterranean watershed: development and evaluation of a fish-based index. **Fisheries Management and Ecology**, V. 15, p. 273–289, 2008.

MENEZES, N.; WEITZMAN, S.; OYAKAWA, O.; LIMA, F.; CASTRO, R. WEITZMAN, M. 2007. Peixes de água doce da Mata Atlântica. Conservação Internacional; FAPESP; CNPq.

MUGNAI, R.; OLIVEIRA, R.B.S.; CARVALHO, A.L.; BAPTISTA, D.F. Adaptation of the indicebióticoesteso (IBE) for water quality assessment in rivers of Serra do Mar, Rio de Janeiro State, Brazil. **Tropical Zoology**, V. 21, p. 57–74, 2008.

OBERDORFF T.; PONT D.; HUGUENY B.; CHESSEL, D. A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. **Freshwater Biology**, V. 46, p. 399–415, 2001.

OLIVEIRA, R.B., BAPTISTA, D.F., MUGNAI, R., CASTRO, C. M., HUGHES, R.M. Towards rapid bioassessment of wadeable streams in Brazil: Development of the Guapiaçu-Macacu Multimetric Index (GMMI) based on benthic macroinvertebrates. **Ecological Indicators**, V. 11, p. 1584-1593, 2011.

PINTO, B.C.T. & ARAÚJO, F.G. Assessing biotic integrity of the fish community in a heavily impacted segment of a tropic river in Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, V. 50, p. 489–502, 2007.

PINTO, B.C.T., PEIXOTO, M.G. & ARAÚJO, F.G. Effects of the proximity from an industrial plant on fish assemblages in the rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, V.4, n. 2, p. 269-278, 2006.

PLAFKIN, J.L.; BARBOUR, M.T.; PORTER, K.D.; GROSS S.K.; HUGHES, R.M. 1989. Rapid Bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. EPA/444/4-89-001. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.

POFF, N.L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal of the North American Benthological Society**, V.16, p.391–409, 1997.

PYRON, M.; LAUER, T.E.; LEBLANC, D.; WEITZEL, D.; GAMMON, J.R. 2008. Temporal and spatial variation in an index of biological integrity for the middle Wabash River, Indiana. **Hydrobiologia**, V. 600, p. 205–214, 2008.

RABENI, C.F.; LYONS, J.; MERCADO-SILVA, N.; PETERSON, J.T. 2009. Chapter 4: warmwater fish in wadeable streams. Pages 43-58 in S.A. Bonar, W.A. Hubert, and D.W. Willis, editors. Standard methods for sampling North American freshwater fishes. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.; HIROTA, M. M. Brazilian Atlantic forest: How much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, V. 142, p. 1141–1153, 2009.

ROSET, N.; GRENOUILLET, G.; GOFFAUX, D.; PONT, D.; KESTEMONT, P. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. **Fisheries Management and Ecology**, V. 14, p. 393-405, 2007.

SÁLY, P.; TAKÁCS, P.; KISS, I.; BÍRÓ, P.; ERÓS, T. The relative influence of spatial context and catchment- and site-scale environmental factors on stream fish assemblages in a human-modified landscape. **Ecology of Freshwater Fish**, V. 20, p. 251–262, 2011.

SCHLOSSER, I.J. Stream fish ecology: a landscape perspective. **BioScience**, V.41, p.704–712, 1991.

SEMADS: SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL: BACIAS HIDROGRÁFICAS E RIOS FLUMINENSES – Síntese Informativa por Macroregião/ Coordenadores Antônio da Hora & Wilfried Teuber. - - Rio de Janeiro: Planágua, 2001.

SOUTHERLAND, M.T.; ROGERS, G.M.; KLINE, M.J.; MORGAN, R.P.; BOWARD, D.M.; KAZYAK P.F.; KLAUDA, R.J.; STRANKO, S.A. Improving biological indicators to better assess the condition of streams. **Ecological Indicators**, V. 7, p. 751–767, 2007.

STEPHENSON, J.M.; MORIN, A. Covariation of stream community structure and biomass of algae, invertebrates and fish with forest cover at multiple spatial scales. **Freshwater Biology**, V. 54, p. 2139–2154, 2009.

TEJERINA-GARRO, F.L.; MÉRONA, B.; OBERDOR, T.; HUGUENY, B. A fish-based index of large river quality for French Guiana (South America): method and preliminary results. **Aquatic Living Resource**, V. 19, p. 31–46, 2006.

TERRA, B.F.; ARAÚJO, F.G. A preliminary fish assemblage index for a transitional river reservoir system in southeastern Brazil. **Ecological Indicators**, V. 11, p. 874–881, 2011.

UIEDA, V.S.; CASTRO, R.M.C. Coleta e fixação de peixes de riacho. p. 1-22. *In* Caramaschi, E.P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P.R (Ed.). *Ecologia de peixes de riacho. Série Oecologia Brasiliensis v. VI*, Rio de Janeiro: Programa de Pós-Graduação em Ecologia/UFRJ. 1999.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science**, V. 37, p. 130-137, 1980.

VAUX, P.D., WHITTIER, T.R.; DECESARE, G.; KURTENBACH, J.P. Evaluation of a backpack electrofishing unit for multiple-lake surveys of fish assemblage structure. **North American Journal of Fisheries Management**, V. 20, p. 168–179, 2000.

VONDRACEK, B.; BLANN, K.L.; NERBONNE, B. Habitat-fish relationship across local to watershed scales. P. 7-22. *In*: Dubois, R.; Kale, K.; Ebbers, M. & Turner, S. (Ed.) *Trout and trout angier II*. American Fisheries Society, North Central Division, Salmonid Technical Committee, St. Paul, 2001. 104p.

WINEMILLER, K.O.; AGOSTINHO, A.A; CARAMASCHI, E.P. 2008. Fish ecology in tropical streams. *In*: Dudgeon, D. (ed.), **Tropical Stream Ecology**. Academic Press, pp. 107-146.

ZHU, D.; CHANG, J. 2008. Annual Variations of Biotic Integrity in The Upper Yangtze River Using an Adapted Index of Biotic Integrity (IBI). **Ecological Indicators**, V. 8, p. 564 – 572, 2008.

CAPÍTULO I

INFLUÊNCIA ESPACIAL E AMBIENTAL, EM ESCALA LOCAL E REGIONAL, SOBRE A ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM RIACHOS DE FLORESTA ATLÂNTICA

RESUMO

Rios e riachos configuram ambientes com pressões ambientais que atuam em diferentes escalas, influenciando e determinando a organização das assembleias de peixes. No entanto, a influência relativa das variáveis ambientais em diferentes escalas é pouco conhecida. Este estudo objetivou avaliar a importância de variáveis ambientais em escala local e regional, bem como a influência do contexto espacial, na estruturação das assembleias de peixes em 37 riachos de Floresta Atlântica, contribuintes da bacia da Baía de Guanabara, Sudeste do Brasil. As variáveis espaciais foram calculadas a partir das coordenadas geográficas através da técnica de Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas que produziram 3 eixos (matriz espacial). Um total de 25 variáveis ambientais locais e sete regionais foi inicialmente submetido a dois processos de eliminação da colinearidade (Fator de Inflação da Variância e Correlação de Pearson). A Análise de Redundância foi aplicada às três matrizes (espacial, ambiental local e ambiental regional) para quantificação da variância explicada por cada matriz sobre a estrutura das assembleias de peixes. As variáveis ambientais locais, principalmente a altitude, % pedras pequenas e % macrófitas foram as que mais explicaram a estruturação das assembleias, em relação às variáveis ambientais regionais e variáveis espaciais. Além disso, mesmo em um estreito gradiente altitudinal, as assembleias respondem a um padrão de zonação longitudinal, sugerindo que, pelo menos duas zonas (> 80 e < 80 m de altitude) sejam encontradas nos riachos de Floresta Atlântica que deságuam na Baía de Guanabara. Esses resultados ressaltam a necessidade de se avaliar os riachos de Floresta Atlântica sob diferentes escalas e considerar a existência de uma dinâmica longitudinal na estruturação das assembleias de peixes no desenvolvimento e aplicação de programas de monitoramento, estudos de avaliação de impacto ambiental e planos de conservação.

Palavras chaves: habitat; variáveis local/regional; partição da variância.

ABSTRACT

River and streams are systems under environmental pressure acting at different scales influencing and determine the ecological organization of fish assemblages. However, the relative influence of the different scale-related variables groups is poorly known. This study evaluated the importance of catchment-scale and site-scale environmental variables, as well as the spatial context of the sampling sites, shaping stream fish assemblages in an Atlantic Rain Forest streams, Guanabara Bay basin, Southeastern Brazil. The spatial variables were calculated from geographic coordinates using the Principal Coordinates Neighbor Matrices which produced three axes (spatial matrix). Altogether 25 site-scale variables and seven catchment-scale were initially subjected to two processes of eliminating collinearity (Variance Inflation Factor and Pearson correlation). Redundancy Analysis was applied to the three matrices (spatial, site-scale and catchment-scale) to quantify the variance explained by each matrix on the structure of the fish assemblages. The site-scale variables, mainly, altitude, % small gravel, and % macrophytes were relatively more influential for the fish assemblage structure than catchment-scale and spatial variables. Moreover, even in a narrow gradient, the fish assemblage is affected by a longitudinal zonation pattern, suggesting that at least two zones, one above and one below 80 m altitude, are found in Atlantic Rain Forest stream, in the Guanabara Bay basin. This overall result highlights the need to assess the Atlantic Rain Forest streams under different scales and consider the existence of a longitudinal dynamics in structuring the fish assemblages in the development and implementation of monitoring programs, impact studies and conservation plans.

Key words: stream habitat; local/regional environment; variation partitioning.

1 INTRODUÇÃO

A caracterização da variação das assembleias de peixes, através de diferentes escalas (local e regional), auxilia na compreensão da estruturação da ictiofauna, um pré-requisito importante para os esforços de conservação dos sistemas aquáticos. Uma série de estudos indica que a organização de assembleias de peixes pode ser determinada não só por processos locais, mas também por variáveis ambientais de larga escala (MAGALHÃES et al., 2002; HOEINGHAUS et al., 2007). Por isso, a importância da escala das variáveis ambientais que determinam a estrutura das assembleias de peixes vem recebendo atenção (WANG et al., 2003; MESQUITA et al., 2006; FERREIRA et al., 2007; ESSELMAN & ALLAN, 2010; PEASE et al., 2011; SÁLY et al., 2011). Em ambientes tropicais, a maioria dos estudos está focada na influência das variáveis locais (meso e microhabitat), sobre as assembleias ou em uma população específica, em pequenas extensões espaciais, (por exemplo, FERREIRA & CASATTI, 2006; REZENDE et al., 2010), limitando a capacidade de discernir controles em larga escala, pelo menos, na escala de bacia hidrográfica, que é determinada pela legislação brasileira como unidade de gestão. Esse cenário cria uma incompatibilidade entre a escala de conhecimento ecológico e as escalas em que intervenções de gestão devem ocorrer para proteger e restaurar a integridade de ecossistemas (WIENS, 2002; LAKE et al., 2007).

Considerar a influência de diferentes escalas na estruturação das assembleias de peixes oferece a oportunidade de testar a generalidade dos conceitos do Rio Contínuo (VANNOTE et al., 1980) e Zonação de Peixes (HUET, 1959; THORP et al., 2006). Muitos estudos em pequenos sistemas tropicais têm documentado fortes influências da diversidade e variáveis de habitat local (p.ex. profundidade, velocidade de corrente, física e química da água) sobre assembleias de peixes. De modo geral, esses estudos sugerem que as diferenças ao longo do gradiente longitudinal nos rios estão entre os principais determinantes na distribuição das espécies (MAZZONI & LOBÓN-CERVIÁ, 2000; MAZZONI & IGLESIAS-RIOS, 2002; SÚAREZ & PETRERE-JUNIOR, 2007; SÚAREZ & LIMA-JUNIOR, 2009; GONÇALVES & BRAGA, 2012). Entretanto, estudos que considerem a influência de variáveis em escala regional sobre a estrutura de assembleias de peixes são menos comuns, sendo a maioria deles focada em fatores determinantes da riqueza de espécies (HOEINGHAUS et al., 2007). Além disso, são escassos também estudos que incorporem o contexto espacial (a configuração espacial dos locais) na estruturação das assembleias de peixe, embora a importância da separação dos componentes espaciais e ambientais da variação tenha sido cada vez mais reconhecida (BORCARD & LEGENDRE, 2002; DRAY et al., 2006). Assim, estudos que congreguem informações a cerca da influência das variáveis espaciais e ambientais em diferentes escalas na definição e regulação da estrutura das assembleias são importantes para a avaliação da condição biótica dos ecossistemas aquáticos, pois esta depende das relações espécie-específicas de perturbação e da escala espacial em que eles agem (FERREIRA et al., 2007).

Deste modo, o presente estudo investiga a importância relativa das variáveis espaciais e das variáveis ambientais, locais e regionais, na variação na composição das

assembleias de peixes em riachos inseridos nos domínios da Floresta Atlântica. Para este fim, as variáveis em escala regional foram definidas como aquelas integradas à paisagem a montante do trecho amostrado (por exemplo, a área da bacia a montante do trecho, a área coberta por floresta, área urbana). Em contraste, as variáveis em escala local foram consideradas aquelas mensuradas pontualmente no trecho amostrado, descrevendo as condições dos habitats locais (por exemplo, profundidade, tipo de substrato, altitude, cobertura vegetal) em trechos que variaram de 100 à 500 m de comprimento. O presente estudo tem como objetivo responder as seguintes perguntas: (1) Qual escala (espacial, ambiental local ou ambiental regional) melhor explica a variabilidade da estrutura das assembleias peixes nos riachos de Floresta Atlântica da bacia da Baía da Guanabara? (2) Existe um gradiente longitudinal de estruturação dessas assembleias?

2 MATERIAL E MÉTODO

2.1 – Desenho Amostral

Foram amostrados 37 trechos de riachos de Floresta Atlântica contribuintes da Baía de Guanabara, Sudeste do Brasil, nos períodos de seca de 2010 e 2011. Dos 48 trechos apresentados na Metodologia Geral, 11 não foram considerados neste capítulo, por apresentarem elevado grau de perturbação, o que poderia confundir com os efeitos das variáveis ambientais sobre a estrutura das assembleias de peixes. Em cada local foi amostrado um trecho de distância igual a 40 vezes a largura “molhada” média do canal, ou no mínimo de 100 m e no máximo de 500 m. Metodologia detalhada na seção de Metodologia Geral.

2.2 – Amostragem da Ictiofauna

Para amostragem da ictiofauna foi empregada a pesca elétrica, utilizando-se um gerador de corrente alternada (3000 W; 220 V) conectado a dois cabos de 50m de comprimento e, cada um destes, a um puçá (eletrodos com aro de 440 mm x 300 mm) com rede de 3mm entre nós adjacentes. Duas pessoas, cada uma com um eletrodo, caminharam de uma margem a outra de cada seção coletando todos os peixes detectados no campo elétrico. Todos os peixes coletados foram identificados, contados, pesados (g) e medidos o comprimento padrão (cm). Material testemunho foi fixado em formol a 10% por 48 horas, posteriormente conservado em etanol 70% e então, depositado nas coleções de referência do Laboratório de Ecologia de Peixes da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro e Coleção Ictiológica do Instituto de Biologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro.

2.3 – Amostragem das Variáveis Ambientais Locais e Regionais

Variáveis ambientais locais

Em cada trecho, 11 transectos equidistantes foram demarcados, definindo 10 seções de mesmo comprimento. No meio de cada seção, outro transecto foi demarcado para medições complementares das variáveis físico-químicas e do habitat físico. Assim, um total de 21 transectos foi demarcado ao longo de cada trecho amostrado. As variáveis locais, derivadas das medições do habitat físico e das variáveis físico-químicas descritas na Metodologia Geral, foram: Altitude (m), profundidade (m), velocidade (cm/s), largura (m), temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), condutividade (mS/cm), turbidez (NTU), % remanso, % água rápida, % cobertura do dossel, % macrófita, Dgm, % silte e areia, % cascalho (2 – 16 mm), % pedra pequena (PP) (250 – 1000 mm), % pedras grandes (1000 – 4000 mm), % pedregulho (> 4000), % média de sombreamento, % média de cobertura de galhos, % média de cobertura de troncos, % média de cobertura de raiz e % média de cobertura de substrato rochoso. Também foi utilizada uma variável adicional para caracterizar a variabilidade de habitat dentro dos trechos amostrados: Variabilidade Hidromorfológica (VH). Esta variável foi expressa como sendo os valores do primeiro eixo da Análise de Componentes Principais (CP1 = 79,23%), com as seguintes variáveis: (i) o coeficiente de variação (CV) da largura, (ii) o CV da profundidade e (iii) o CV da velocidade da água (SÁLY et al., 2011).

Variáveis ambientais regionais

As variáveis regionais consideradas foram: Área da bacia (km²), % capoeira, % floresta, % floresta e capoeira, % área agrícola, % área urbana e % pastagem. Todas essas variáveis foram calculadas para a área total da bacia hidrográfica acima do trecho de coleta. Essas variáveis foram estimadas através de ortofotos de escala 1:25.000, disponíveis gratuitamente a partir do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Os diferentes usos do solo foram determinados através da interpretação visual e vetorização diretamente na tela do computador usando o pacote ArcGIS 10 (ESRI, 2007).

2.4 – Variáveis Espaciais

Para avaliar a influência do espaço sobre a estrutura das assembleias de peixes foram utilizadas variáveis espaciais calculadas pelo método das Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas (*Principal Coordinates of Neighbor Matrices* - PCNM) (BORCARD & LEGENDRE, 2002; BORCARD et al., 2004). A partir das coordenadas geográficas x e y de cada trecho amostrado, foram calculadas matrizes de distância euclidiana, a partir delas, foram geradas matrizes truncadas das quais foram extraídas as coordenadas principais (BORCARD & LEGENDRE, 2002), calculadas em ambiente R, pacote PCNM (LEGENDRE et al., 2009). Somente as coordenadas principais com autovalores positivos foram consideradas como descritoras espaciais no processo de

decomposição da variação em relação a componentes espaciais e ambientais (locais e regionais). Segundo BORCARD & LEGENDRE (2002), os autovalores negativos não podem ser utilizados porque seus eixos são formados por números complexos.

2.5 – Análise dos dados

Uma técnica de partição da variância foi utilizada para avaliar a contribuição relativa das variáveis ambientais (25 variáveis locais e sete regionais) e espaciais na estrutura das assembleias de peixes. Para isso, os dados de composição das assembleias de peixes foram organizados em uma matriz de acordo com as abundâncias de cada espécie por trecho amostrado, constituindo a matriz de variáveis resposta.

As variáveis explanatórias foram organizadas em três matrizes: i) matriz de variáveis locais - contendo características do meso e micro habitat, ii) matriz de variáveis regionais – contendo informações da paisagem da área total da bacia acima do trecho de amostragem e iii) matriz de variáveis espaciais – gerada a partir das variáveis contínuas das coordenadas de localização x e y de cada trecho amostrado.

Para a matriz de variáveis resposta (assembleias de peixes) foi utilizada a transformação de Hellinger, que transforma os dados em abundâncias relativas (LEGENDRE & GALLAGHER, 2001). A transformação de Hellinger é dada pela raiz quadrada da abundância da espécie x dividida pela abundância total da amostra, estando disponível na função *decostand* do pacote VEGAN (OKSANEN et al., 2009). Essa transformação é recomendada para matrizes de abundância por oferecer melhor ajuste entre a linearidade e a resolução, em ordenações lineares (LEGENDRE & GALLAGHER, 2001). As variáveis ambientais, das matrizes de variáveis locais e regionais, que expressaram proporções foram transformadas em arco seno de $(x/100)^{1/2}$ e posteriormente logaritmizadas ($\log x+1$) como as demais variáveis.

Os conjuntos de variáveis ambientais (matriz de variáveis locais e regionais) passaram por dois passos para eliminação de variáveis colineares, para reduzir a redundância de informações das variáveis altamente correlacionadas. O primeiro passo foi a utilização do Fator de Inflação da Variância (VIF), que foi calculado para cada variável. Aquelas que apresentaram VIF maiores que 10 foram eliminadas (SÁLY et al., 2011). Posteriormente, variáveis com valor de correlação de Pearson maior que $|0,70|$ também foram eliminadas, sendo retidas aquelas variáveis que apresentaram baixos valores médios de correlação com as demais variáveis dentro de cada matriz (local e regional).

As variáveis então selecionadas em cada matriz (local, regional e espacial) foram utilizadas em uma Análise de Redundância Canônica parcial (pRDA), na qual é possível obter as frações de explicação de cada matriz explanatória sobre a variabilidade da matriz das assembleias de peixes, bem como, a explicação partilhada entre essas matrizes. Assim foi testada a influência das variáveis explanatórias, ambientais (em escala local, regional) e espacial sobre a estrutura das assembleias de peixes. Para esta

análise, seguiu-se o recomendado por BORCARD et al. (2011), não destendenciando as variáveis resposta e, ao invés disto, testando-se a tendência linear e incorporando-a, explicitamente, no processo de partição da variância. Entretanto, os mesmos autores afirmam que na Análise de Correspondência Destendenciada (DCA), um comprimento de gradiente maior que quatro aponta que algumas espécies têm uma resposta unimodal ao longo do eixo (TER BRAAK E ŠMILAUER, 2002) e, neste caso a análise indicada seria a Análise de Correspondência Canônica (CCA). Assim, para esse estudo foi utilizada a RDA porque a DCA preliminar indicou a resposta linear das variáveis-resposta para o gradiente, pois o comprimento do gradiente do primeiro eixo da DCA foi igual a quatro.

Para cada uma das três matrizes de variáveis explanatórias foi realizada a análise de seleção *forward*, para que somente as variáveis relevantes fossem utilizadas. O nível de significância utilizado para esta análise foi de 0,1% para evitar a perda de variáveis importantes, como o proposto por SÁLY et al. (2011). A função *forward.sel*, disponível no pacote PACKFOR (DRAY et al., 2009), utilizada nesse estudo, seleciona variáveis com maior R^2 , significativas ao nível de significância pré-selecionado. Assim, as variáveis selecionadas são as “melhores variáveis explanatórias”, ou seja, as que explicam as maiores proporções da variância da matriz resposta (assembleias de peixes). Para as frações explicadas, o R^2 ajustado foi utilizado por fornecer uma estimativa imparcial da fração da variância explicada (PERES-NETO et al., 2006; SÁLY et al., 2011). A partição da variância resultou em três frações puras de variância explicada [local], [regional] e [espacial], quatro frações partilhadas: [local + regional], [local + espacial], [regional + espacial] e [local + regional + espacial] e a fração não explicada [resíduos]. Essas frações foram expressas como a percentagem da variabilidade total. A significância das frações puras foi testada por permutação (999 permutações), ao nível de significância 0,05% (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998). Essas análises foram conduzidas no ambiente R versão 2.15.2. O processo de seleção *forward* foi conduzida com o pacote PACKFOR (DRAY et al., 2009) e a partição da variância com o pacote VEGAN (OKSANEN et al., 2009).

A matriz explanatória que mais explicou a estrutura das assembleias de peixes foi então utilizada em uma sequência de análise para avaliação da influência de cada uma das variáveis sobre as assembleias. Para isso, uma Análise de Redundância (RDA) e a correlação de Pearson foram utilizadas somente com a assembleia de peixes como matriz resposta e a matriz de variáveis explanatórias de maior proporção de explicação. A partir dessas análises as variáveis de maior influência individual foram identificadas.

A variável de maior influência foi transformada em fator e a Análise de Escalonamento Multidimensional não métrico (MDS) foi utilizada para visualizar a influência desse fator na estrutura das assembleias, a partir de uma matriz de similaridade de Bray-Curtis. As espécies indicadoras foram utilizadas para testar a afinidade das espécies com as “classes” do fator. Este método desenvolvido por DUFRENE & LEGENDRE (1997) foi calculado utilizando-se o pacote INDICSPECIES no programa R versão 2.15.2. Neste pacote, foi utilizada a função *multipatt*, uma extensão do método original, pois busca espécies indicadoras dos grupos

individuais e da combinação entre eles (BORCARD et al., 2011). A probabilidade de se obter um valor de indicação igual ou maior entre os grupos (p) foi estimado por 999 permutações do dado original. Espécies com valores de indicação significantes ($p \leq 0,1$) são, provavelmente, encontradas em riachos de condições semelhantes e sugerem uma afinidade dessas espécies às características ambientais comuns a esses ambientes. A análise de similaridade (ANOSIM) foi utilizado para comparar as assembleias entre as “classes” do fator, a similaridade de Bray-Curtis foi utilizada como medida de distância, no pacote VEGAN do programa R versão 2.15.2.

Além disso, o teste de Mann-Whitney foi utilizado para avaliar diferenças na composição das guildas tróficas: detritívoros, onívoros, insetívoros e carnívoros (Tabela I-2) e de habitat (bentônicas e de coluna d’água) em cada “classe” do fator considerado.

3 RESULTADOS

3.1 – Características da Ictiofauna

Um total de 14.114 indivíduos foi coletado, com biomassa de 94.096,58g, pertencentes a 63 espécies (quatro exóticas), 41 gêneros, 13 famílias e seis ordens (Tabela I-1). Os Siluriformes corresponderam a 41,18% do total de espécies, seguidos dos Characiformes, com 35,29%. Os Perciformes foram representados por sete espécies (10,29%) e as ordens menos representadas, Cyprinodontiformes, Gymnotiformes e Synbranchiformes contribuíram com 8,82%, 2,94% e 1,47% do total de espécies. A família que apresentou maior número de espécies foi Characidae ($S = 20$), seguida por Loricariidae ($S = 14$) e Cichlidae ($S = 6$).

Tabela I-1: Lista de espécies coletadas em 37 trechos de riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara. * Espécies exóticas.

Ordem	Família	Espécies
Characiformes	Crenuchidae	<i>Characidium interruptum</i> Pellegrin, 1909 <i>Characidium vidali</i> Travassos, 1967
	Characidae	<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758) <i>Astyanax giton</i> Eigenmann, 1908 <i>Astyanax hastatus</i> Myers, 1928 <i>Astyanax intermedius</i> Eigenmann, 1908 <i>Astyanax janeiroensis</i> Eigenmann, 1908 <i>Astyanax parahybae</i> Eigenmann, 1908 <i>Astyanax</i> sp. <i>Astyanax</i> sp.1 <i>Astyanax</i> sp.2 <i>Astyanax taeniatus</i> (Jenyns, 1842) <i>Brycon opalinus</i> (Cuvier, 1819) <i>Bryconamericus microcephalus</i> (Miranda Ribeiro, 1908) <i>Bryconamericus ornaticeps</i> Bizerril & Perez-Neto, 1995 <i>Bryconamericus tenuis</i> Bizerril & Auraujo, 1992 <i>Deuterodon parahybae</i> Eigenmann, 1908 <i>Deuterodon</i> sp. <i>Deuterodon</i> sp.2 <i>Hyphessobrycon reticulatus</i> Ellis, 1911 <i>Mimagoniates microlepis</i> (Steindachner, 1877) <i>Oligosarcus hepsetus</i> (Cuvier, 1829)
Siluriformes	Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)
	Callichthyidae	<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758) <i>Corydoras nattereri</i> Steindachner, 1876 <i>Scleromystax barbatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)
	Loricariidae	<i>Ancistrus multispinis</i> (Regan, 1912) <i>Hemipsilichthys gobio</i> (Lütken, 1874) <i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner, 1877) <i>Hypostomus</i> sp. <i>Kronichthys heylandi</i> (Boulenger, 1900) <i>Loricariichthys castaneus</i> (Castelnau, 1855) <i>Neoplecostomus microps</i> (Steindachner, 1877) <i>Parotocinclus maculicauda</i> (Steindachner, 1877) <i>Pseudotothyris obtusa</i> (Miranda Ribeiro, 1911) <i>Rineloricaria</i> sp.1 <i>Rineloricaria</i> sp.2 <i>Schizolecis guntheri</i> (Miranda Ribeiro, 1918)
	Heptapteridae	<i>Acentronichthys leptos</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889 <i>Heptapterus</i> sp. <i>Pimelodella lateristriga</i> (Lichtenstein, 1823)

Ordem	Família	Espécies
		<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)
		<i>Rhamdioglanis transfasciatus</i> Miranda Ribeiro, 1908
	Trichomycteridae	<i>Homodiaetus passarellii</i> (Miranda Ribeiro, 1944)
		<i>Listrura nematopteryx</i> de Pinna, 1988
		<i>Trichomycterus</i> cf. <i>paquequerense</i>
		<i>Trichomycterus</i> sp.
		<i>Trichomycterus</i> cf. <i>zonatus</i>
Gymnotiformes	Gymnotidae	<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999
		<i>Gymnotus pantherinus</i> (Steindachner, 1908)
Cyprinodontiformes	Rivulidae	<i>Kryptolebias brasiliensis</i> (Valenciennes, 1821)
	Poeciliidae	<i>Phalloceros</i> aff. <i>anisophalos</i>
		<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008
		<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859
		<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider, 1801
		<i>Xiphophorus</i> sp.*
Synbranchiformes	Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795
Perciformes	Cichlidae	<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira, 2006*
		<i>Cichlasoma</i> sp.*
		<i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau, 1855)
		<i>Crenicichla</i> cf. <i>lepidota</i> *
		<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)
	Gobiidae	<i>Awaous tajasica</i> (Lichtenstein, 1822)

O número de espécies registrado por trecho amostrado variou de 3 a 30 espécies. *Astyanax taeniatus*, *Scleromystax barbatus*, *Characidium vidali* e *Poecilia reticulata* foram responsáveis por mais de 38% da abundância total, considerando todos os trechos amostrados. Entretanto, além dessas quatro espécies, outras de menor abundância ocorreram em mais de 50 % dos trechos amostrados: *Phalloceros harpagos*, *Geophagus brasiliensis*, *Pimelodella lateristriga*, *Rhamdia quelen*, *Acentronichthys leptos*, *Ancistrus multispinis*, *Schizolecis guntheri*, *Synbranchus marmoratus* (Tabela I-2). Em relação a biomassa, três espécies contribuíram, cada uma, com mais de 10% do total amostrado: *A. taeniatus* (16,77%), *R. quelen* (15,81%) e *G. brasiliensis* (11,87%). A maioria das espécies foi amplamente distribuída ao longo da área de estudos, entretanto algumas foram restritas a bacias. *Listrura nematopteryx*, *Bryconamericus microcephalus*, *Bryconamericus tenuis* foram coletadas somente na bacia do rio Estrela. *Loricariichthys castaneus* e *Trichomycterus* cf. *paquequerense* foram coletados somente na bacia do rio Guapimirim. Algumas espécies exóticas também foram coletadas (*Cichla kelberi* na bacia do rio Estrela; *Cichlasoma* sp. na bacia do rio Guapimirim e *Crenicichla* cf. *lepidota* na bacia do rio Iguazu), entretanto apresentaram abundância menor que cinco indivíduos, com exceção de *Xiphophorus* sp. (10 indivíduos) coletada em três das cinco bacias estudadas.

Tabela I-2: Espécies de peixes coletadas, frequência de ocorrência (FO%), abundância, e biomassa em 37 trechos de riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía da Guanabara.

* Referências bibliográficas referentes a espécies do mesmo gênero ou família.

Espécies	Código	FO%	Abundância	Biomassa (g)	Guilda Trófica	Referência
<i>Characidium interruptum</i>	Chaint	8,2	11	14,4	Insetívoro	*Braga & Gomiero (2009)
<i>Characidium vidali</i>	Chavid	59,5	1275	2968,1	Insetívoro	Rezende et al. (2011)
<i>Oligosarcus hepsetus</i>	Olihep	10,9	7	255,6	Carnívoro	Araújo et al. (2005)
<i>Astyanax bimaculatus</i>	Astbim	5,5	19	198	Onívoro	*Menezes et al. (2007)
<i>Astyanax giton</i>	Astgit	48,7	468	3077	Onívoro	*Menezes et al. (2007)
<i>Astyanax hastatus</i>	Asthas	48,7	399	1310,1	Onívoro	*Menezes et al. (2007)
<i>Astyanax intermedius</i>	Astint	37,9	238	1273,7	Onívoro	*Menezes et al. (2007)
<i>Astyanax janeiroensis</i>	Astjan	40,6	514	4425,9	Onívoro	Mazzoni & Costa (2007)
<i>Astyanax parahybae</i>	Astpar	5,5	33	99,4	Onívoro	*Menezes et al. (2007)
<i>Astyanax sp.</i>	Astsp	5,5	3	38	Onívoro	*Menezes et al. (2007)
<i>Astyanax sp.1</i>	Astsp1	8,2	3	20,7	Onívoro	*Menezes et al. (2007)
<i>Astyanax sp.2</i>	Astsp2	19	31	606,2	Onívoro	*Menezes et al. (2007)
<i>Astyanax taeniatus</i>	Asttae	54,1	2236	15781,9	Onívoro	Manna et al. (2012)
<i>Brycon opalinus</i>	Bryopa	5,5	8	0,8	Onívoro	Gomiero et al. (2008)
<i>Bryconamericus microcephalus</i>	Brimic	2,8	1	3,6	insetívoro	Mazzoni & Rezende (2009)
<i>Bryconamericus ornaticeps</i>	Bryorn	40,6	649	1527,8	insetívoro	*Mazzoni & Rezende (2009); *Brandão-Gonçalves et al (2009)
<i>Bryconamericus tenuis</i>	Bryten	2,8	1	0,1	Insetívoro	*Mazzoni & Rezende (2009); *Brandão-Gonçalves et al (2009)
<i>Deuterodon parahybae</i>	Deupar	2,8	2	5,9	Onívoro	*Mazzoni & Rezende (2003)
<i>Deuterodon sp.</i>	Deutsp	19	27	287,1	Onívoro	Mazzoni & Rezende (2003)
<i>Deuterodon sp.2</i>	Deutsp2	8,2	37	65,8	Onívoro	*Mazzoni & Rezende (2003)
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i>	Hypret	5,5	71	46,6	Onívoro	Barreto & Aranha (2006)
<i>Mimagoniates microlepis</i>	Mimmic	43,3	343	208,9	Insetívoro	Mazzoni and Costa (2007)
<i>Hoplias malabaricus</i>	Hopmal	35,2	49	6877,6	Piscívoro	Rolla et al. (2009)
<i>Kryptolebias brasiliensis</i>	Krybra	13,6	45	43,5	Insetívoro	*Abilhoa et al. (2010)
<i>Phalloceros aff. anisophalos</i>	Phaani	5,5	10	2	Detritívoro	Ferreira and Casatti (2003)
<i>Phalloceros harpagos</i>	Phahar	51,4	419	110,6	Onívoro	Souza et al. (2009)
<i>Poecilia reticulata</i>	Poeret	64,9	853	162,8	Detritívoro	Ferreira & Casatti (2006)
<i>Poecilia vivipara</i>	Poeviv	24,4	335	63,1	Detritívoro	*Ferreira & Casatti (2006)
<i>Xiphophorus sp.</i>	Xiphso	10,9	10	17,1	Onívoro	
<i>Gymnotus carapo</i>	Gymcar	13,6	8	207,4	Insetívoro	Rolla et al. (2009)
<i>Gymnotus pantherinus</i>	Gympan	32,5	62	778,5	Onívoro	Esteves & Lobón (2001)
<i>Crenicichla cf. lepidota</i>	Crelepd	2,8	1	8	Piscívoro	Gurgel et al (1998)
<i>Cichla kelberi</i>	Cickel	2,8	2	428,4	Piscívoro	Junior & Gomiero (2010)

Espécies	Código	FO%	Abundância	Biomassa (g)	Guilda Trófica	Referência
<i>Cichlasoma</i> sp.	Cichsp	2,8	1	8,9	Onívoro	
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Geobra	56,8	551	11170,7	Onívoro	Mazzoni & Costa (2007)
<i>Crenicichla lacustris</i>	Crenlac	8,2	14	148,6	Piscívoro	Araújo et al. (2009)
<i>Awaous tajasica</i>	Awataj	13,6	9	76,1	Onívoro	Sabino et al. (1990)
<i>Callichthys callichthys</i>	Calcal	2,8	2	58,1	Onívoro	Ferreira & Casatti (2006)
<i>Corydoras nattereri</i>	Cornat	27,1	62	166,5	Insetívoro	*Ferreira & Casatti (2006)
<i>Scleromystax barbatus</i>	Scubar	56,8	1015	3519	Insetívoro	
<i>Pimelodella lateristriga</i>	Pimlat	51,4	398	2642	insetívoro	Rezende et al. (2011)
<i>Rhamdia quelen</i>	Rhaque	67,6	355	14875,4	Piscívoro	Brasil-Souza et al. (2009)
<i>Acentronichthys leptos</i>	Acelep	59,5	403	781,5	Insetívoro	Esteves and Lobón (2001)
<i>Rhamdioglanis transfasciatus</i>	Rhatra	35,2	430	5163,4	invertívora	Brasil-Souza et al. (2009)
<i>Heptapterus</i> sp.	Hepsp	2,8	1	1,8	Insetívoro	
<i>Ancistrus multispinis</i>	Ancmul	51,4	272	1241	Detritívoro	
<i>Hemipsilichthys gobio</i>	Himgob	19	194	1104,6	Detritívoro	Araújo et al. (2009)
<i>Parotocinclus maculicauda</i>	Parmac	37,9	126	147,1	Detritívoro	
<i>Hypostomus affinis</i>	Hypaff	35,2	72	1109,4	Detritívoro	Araújo et al. (2009)
<i>Hypostomus</i> sp.	Hypsp	10,9	38	46,1	Detritívoro	*Araújo et al. (2009)
<i>Kronichthys heylandi</i>	Krohey	19	84	193,9	Detritívoro	Esteves and Lobón (2001)
<i>Loricariichthys castaneus</i>	Lorcasp	2,8	6	309,4	Detritívoro	Araújo et al. (2009)
<i>Neoplecostomus microps</i>	Neomic	8,2	34	122,9	insetívoro	Braga & Gomiero (2009)
<i>Pseudotothyris obtusa</i>	Pseobt	16,3	38	13	Detritívoro	
<i>Rineloricaria</i> sp.1	Rinsp1	48,7	606	3089,3	Detritívoro	Araújo et al. (2009)
<i>Rineloricaria</i> sp.2	Rinsp2	24,4	208	988,8	Detritívoro	Araújo et al. (2009)
<i>Schizolecis guntheri</i>	Schgun	59,5	396	178,5	Detritívoro	Esteves and Lobón (2001)
<i>Homodiaetus passarellii</i>	Hompasp	5,5	8	2,1	Detritívoro	
<i>Listrura nematopteryx</i>	Listnem	2,8	1	0,2	Detritívoro	
<i>Trichomycterus</i> cf. <i>paquequerense</i>	Tripaq	2,8	2	8,7	Invertívoro (gênero)	*Esteves & Lobón (2001); Braga & Gomiero (2009)
<i>Trichomycterus</i> sp.	Trisp	2,8	4	16,1	Invertívoro (gênero)	*Esteves & Lobón (2001); Braga & Gomiero (2009)
<i>Trichomycterus</i> cf. <i>zonatus</i>	Trizon	51,4	509	648,8	Invertívoro (gênero)	*Esteves & Lobón (2001); Braga & Gomiero (2009)
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Synmar	75,7	105	5352,8	Piscívoro/ Carnívoro	Ferreira & Casatti (2006)
Total			14114	94.099,3		

3.2 – Seleção das Variáveis

Durante as análises preliminares, duas variáveis foram descartadas da matriz de variáveis ambientais locais e sete da matriz ambiental regional. Das variáveis remanescentes, oito foram eliminadas pelo procedimento de seleção *forward*. Assim, 14 variáveis foram selecionadas como explanatórias considerando as duas matrizes de variáveis ambientais (local e regional) (Tabela I-3). As variáveis em escala regional de maior influência foram: (i) Área da bacia, (ii) % floresta, (iii) % área agrícola e (iv) % Pastagem. Em escala local (v) Altitude, (vi) largura molhada, (vii) variabilidade hidromorfológica, (viii) oxigênio dissolvido, (ix) % macrófita, (x) % Cascalho, (xi) % Pedra, (xii) % Pedregulho, (xiii) % tronco e (xiv) % raiz foram as variáveis mais importantes. Essas variáveis explanatórias foram correlacionadas significativamente com as variáveis eliminadas no decorrer do processo (Table I-4). O método de Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas (PCNM) obteve nove eixos com autovalores positivos, sendo, apenas três deles (eixos 1, 2 e 7) retidos pela seleção *forward* como variáveis espaciais para análise de partição da variância.

Tabela I-3: Mediana, valores mínimo e máximo das variáveis ambientais locais e regionais coletadas em 37 riachos de Floresta Atlântica amostrados nos períodos de seca de 2010 e 2011. F = Final – Variáveis selecionadas para a análise de partição de variância.

	Mediana	Mínimo	Máximo	Descartado	Forward	F
Variáveis em escala regional						
Área (km ²)	6	0	56,7			x
% Capoeira	1,5	0	68,2	x		
% Floresta	88,7	0	100			x
% Floresta e capoeira	94,2	0,1	100	x		
% Área agrícola	0	0	85,4			x
% Área urbana	0,2	0	17,3		x	
% Pastagem	2,3	0	41,1			x
Variáveis em escala local						
Altitude (m)	43	12	340			x
Profundidade (m)	0,2	0,1	0,4	x		
Velocidade (cm/s)	0,2	0,1	0,4		x	
Largura (m)	5,5	1,1	14,8			x
Variabilidade Hidromorfológica (VH)	-0,1	-0,9	2,7			x
Dgm	21	0,3	425	x		
Temperatura (°C)	19,4	16,7	22,5		x	
Oxigênio dissolvido (OD) (mg/L)	9	5	11,2			x
Condutividade (mS/cm)	4	0	9,7		x	
Turbidez	1	0,1	7,2		x	
% Remanso	42	1	100	x		
% Água rápida	56	0	99	x		
% Cobertura do Dossel	71,3	0	87,5		x	
% Macrófita	0	0	72,5			x
% Silte e Areia	28	0	100		x	
% Cascalho (2–16mm)	5	0	33			x
% Pedra pequena (PP) (250–1000mm)	5	0	41			x
% Pedras grandes (PG) (1000–4000mm)	0	0	22	x		
% Pedregulho (PD) (>4000)	1	0	20			x
% Média de sombreamento	33	0	58	x		
% Média de cobertura de galhos	7,5	0	30,5		x	
% Média de cobertura de troncos	1,5	0	18,5			x
% Média de cobertura de raiz	5	0	37,5			x
% Média de cobertura de substrato rochoso	47,5	0	75	x		

3.3 – Variabilidade Explicada

A variação total explicada pelas matrizes de variáveis ambientais locais e regionais e variáveis espaciais foi de 30%, com as variáveis locais puras (14,15%, $p = 0,005$) com melhor poder explanatório que as variáveis ambientais regionais (0,9%, $p = 0,38$) e espaciais (5,84%, $p = 0,03$) (Figura I-1). O poder de predição das matrizes explanatórias foi sempre baixo e, em alguns casos, não significativo, como no caso da matriz de variáveis ambientais regionais. Os componentes partilhados [local + regional] e [local + regional + espacial] foram os únicos que apresentaram valores positivos de explicação da variância, 7,06% e 3,87%, respectivamente. A variação explicada pelos componentes partilhados [local + espacial] e [regional + espacial] foi próxima de zero (valores negativos do R^2 ajustado), indicando que as variáveis ambientais locais e variáveis espaciais foram independentes das variáveis ambientais regionais e vice-versa.

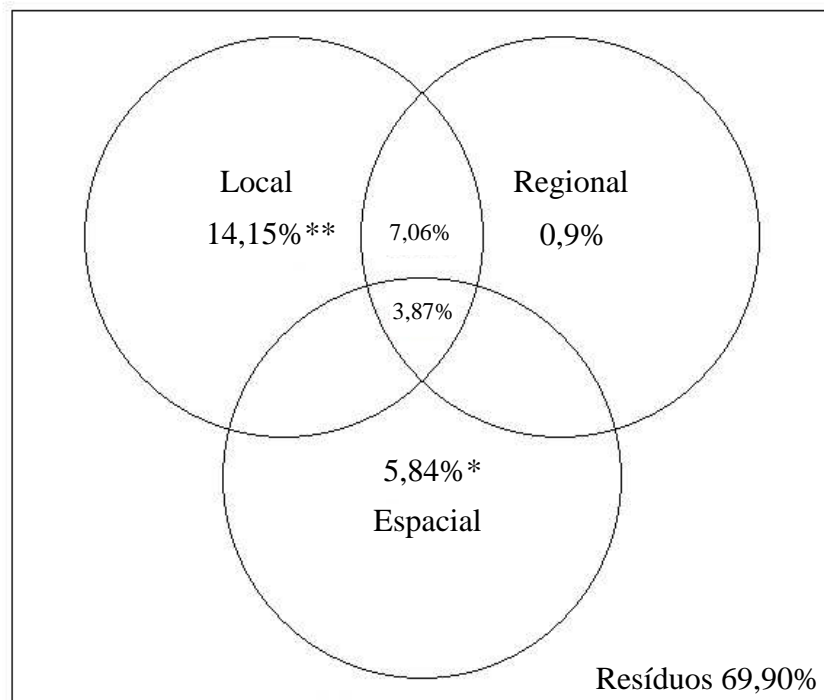


Figura I-1: Contribuição relativa (% de explicação) das variáveis ambientais locais, regionais e espaciais, e os componentes partilhados para explicar a variabilidade da distribuição da abundância de peixes. * indica valores significativos: ** = 0,01; * = 0,05.

Tabela I-4: Coeficientes de correlações de Pearson entre as variáveis ambientais locais e regionais descartadas e as selecionadas para a análise de partição de variância. PP: pedra pequena; AB: área da bacia. Coeficientes em negrito indicam correlações significativas em $p < 0,05$. Código das variáveis ambientais locais na Tabela I-3.

Variáveis eliminadas	Variáveis ambientais finais (locais e regionais)													
	Altitude	Largura	VH	OD	% macrófita	% cascalho	% PP	% PD	% tronco	% raiz	AB	% floresta	% Área agrícola	% Pasto
Profundidade	0,21	0,68	0,06	-0,09	0,05	-0,14	0,55	0,00	0,11	-0,39	0,68	-0,02	-0,14	0,03
Velocidade	0,39	0,39	-0,52	0,09	-0,02	0,20	0,47	0,04	0,20	-0,08	0,24	-0,07	0,03	0,00
Dgm	0,48	0,36	0,30	-0,01	-0,47	0,04	0,77	0,55	-0,17	-0,07	0,35	0,25	-0,47	-0,21
Temperatura	-0,58	-0,22	0,02	0,03	0,35	-0,25	-0,47	-0,29	-0,12	-0,14	-0,13	-0,10	0,10	0,18
Condutividade	0,08	-0,07	0,03	0,45	0,03	0,17	0,04	-0,24	0,03	0,18	0,17	0,32	0,06	0,16
Turbidez	-0,37	-0,29	-0,33	-0,11	0,50	-0,48	-0,33	-0,34	-0,02	0,01	-0,24	-0,32	0,32	0,35
% remanso	-0,05	0,04	0,70	-0,04	-0,23	0,11	0,13	0,24	0,01	0,08	0,05	0,10	-0,28	-0,25
% águas rápidas	0,17	0,32	-0,51	-0,10	-0,23	0,33	0,21	0,04	0,25	-0,19	0,16	-0,02	-0,21	-0,12
% cobertura do dossel	0,18	-0,14	-0,16	-0,18	-0,45	0,21	0,06	0,34	-0,01	0,15	-0,37	0,11	-0,15	-0,31
% silte e areia	-0,47	-0,32	-0,30	-0,01	0,36	-0,05	-0,55	-0,38	0,05	0,17	-0,33	-0,17	0,35	0,24
% pedras grandes (PG)	0,46	0,25	0,15	-0,14	-0,35	-0,11	0,71	0,58	-0,13	0,00	0,18	0,14	-0,18	-0,12
% sombreamento	0,22	0,13	-0,07	-0,14	-0,60	0,49	0,30	0,32	0,34	0,09	-0,08	0,08	-0,29	-0,31
% galhos	0,16	0,12	-0,31	0,00	-0,31	0,41	0,20	-0,06	0,61	0,17	0,04	0,02	-0,15	-0,23
% substrato rochoso	0,40	0,30	0,34	0,15	-0,52	0,34	0,71	0,49	-0,02	0,01	0,43	0,45	-0,69	-0,29
% capoeira	-0,14	-0,13	-0,10	0,31	0,45	-0,23	-0,06	-0,01	-0,15	0,21	0,05	-0,21	0,34	0,75
% capoeira + floresta	0,43	-0,12	0,12	0,45	-0,44	0,28	0,36	0,32	-0,20	0,14	0,36	0,80	-0,40	-0,11
% área urbana	-0,17	-0,11	-0,07	0,25	0,46	-0,21	0,01	-0,20	-0,30	0,01	0,17	-0,05	0,29	0,68

3.4 – Relação das Variáveis Ambientais Locais com a Ictiofauna

As variáveis ambientais locais foram as responsáveis pela maior proporção de explicação da estrutura das assembleias, por isso, a interação entre a ictiofauna (considerando as espécies com abundância relativa maior que 0,1% = 40 espécies) e essas variáveis foi avaliada através do coeficiente de correlação de Pearson e da Análise de Redundância (RDA). Relações significativas, com oito das 10 variáveis ambientais locais, foram detectadas para 26 das 40 espécies consideradas, com valores de r-Pearson elevados, indicando fortes associações (Tabela I-5). A altitude foi a variável que mais apresentou correlações significativas com as espécies (11), apresentando correlação positiva com *B. ornaticeps*, *R. transfasciatus*, *H. gobio*, *N. microps*, *T. cf. zonatus* e, negativa com *A. hastatus*, *M. microlepis*, *P. reticulata*, *S. barbatus*, *P. lateristriga*, e *R. quelen* (Tabela I-5). Também a % macrófitas foi significativamente correlacionada com nove espécies e a % pedra pequena (PP) (250-1000 mm) com sete espécies (Tabela I-5).

Tabela I-5: Correlação de Pearson entre as variáveis ambientais locais e as espécies com abundância relativa superior a 0,1% do número total de peixes. Correlações significativas, indicadas em negrito ($p < 0,05$). Códigos das variáveis na Tabela I-3 e das espécies na Tabela I-2.

	Altitude	Largura	VH	OD	% macrófita	% cascalho	% PD	% PG
Chavid	0,24	0,3	0,23	-0,24	-0,32	0,04	0,35	-0,16
Asthas	-0,43	0,05	-0,02	-0,17	0,54	-0,22	-0,37	-0,4
Astspa1	-0,07	0,15	-0,02	-0,46	0,24	-0,17	-0,39	-0,23
Bryorn	0,46	0,17	-0,17	0,03	-0,12	0,18	0,24	0,3
Hypret	-0,28	-0,31	-0,07	0,08	0,37	0,09	-0,29	-0,21
Mimmic	-0,41	-0,24	0,07	0,09	0,44	-0,31	-0,59	-0,38
Hopmal	-0,4	-0,07	-0,44	0,1	0,41	-0,09	-0,39	-0,4
Krybra	-0,13	-0,43	-0,02	0,18	-0,08	-0,01	-0,25	0,11
Phahar	-0,27	-0,16	0,28	0,09	0,52	-0,26	-0,23	-0,17
Poeret	-0,38	-0,25	0,01	0,28	0,09	0,24	-0,3	0,19
Geobra	-0,29	0,13	-0,31	0	0,53	-0,43	-0,2	-0,25
Cornat	-0,27	-0,16	0	0	0,38	-0,27	-0,35	-0,25
Scibar	-0,45	0,11	-0,29	0,15	0,27	-0,15	-0,43	-0,32
Pimlat	-0,44	0	0,14	-0,2	0,04	-0,02	-0,12	-0,09
Rhaque	-0,39	0,15	-0,17	-0,02	0,38	-0,15	-0,13	-0,12
Rhatra	0,71	0,05	-0,17	-0,18	-0,41	0,17	0,36	0,09
Ancmul	0,07	0,08	0,15	-0,01	-0,15	0,25	0,08	0,37
Hingob	0,53	0,2	0,11	-0,02	-0,23	-0,04	0,35	0,35
Parmac	-0,31	0,3	-0,36	0,06	0,33	-0,05	-0,18	-0,44
Hypaff	-0,29	-0,01	-0,44	-0,1	0,29	-0,38	-0,31	-0,26
Hypsp	-0,19	0,06	-0,36	0,16	0,31	0,14	-0,18	-0,31
Neomic	0,53	0,18	0,07	-0,03	-0,21	-0,04	0,31	0,35
Pseobt	-0,4	-0,32	0,11	0,17	0,39	-0,67	-0,27	-0,18
Rinspa	-0,17	0,37	-0,17	0,04	0,14	0,13	-0,34	-0,26
Rinspb	-0,25	0,45	-0,08	0,2	0,17	0,23	0,03	-0,33
Trizon	0,63	0,23	-0,15	0,01	-0,22	0,29	0,2	0,16

*Representadas apenas as variáveis ambientais locais e espécies que apresentaram correlações positivas.

A análise de redundância (RDA) entre a ictiofauna (espécies com abundância relativa maior que 0,1% = 40 espécies) e as variáveis ambientais locais foi feita considerando somente as variáveis selecionadas pelos processos seguidos para o desenvolvimento da pRDA (VIF, correlação de Pearson e *Forward*). Os dois primeiros eixos sumarizaram 25,3% da percentagem cumulativa de variância da correlação espécie-ambiente. As variáveis ambientais locais que mais contribuíram na distribuição das espécies foram: Altitude, % de macrófitas e % de pedras pequenas (PP) sendo representadas pelos maiores vetores. O eixo 1 explicou 16% da variação espécie-ambiente, sendo relacionado positivamente com a altitude, largura, % cascalho, %

pedras pequenas (PP), % pedregulho e negativamente com % macrófitas. O eixo 2 explicou apenas 9,1% da relação das espécies com as variáveis ambientais locais, apresentando correlações positivas com largura e variabilidade hidromorfológica (Tabela I-6). A Figura I-2 representa a ordenação mostrando as variáveis locais e as espécies que contribuíram com mais de 0,1 % da abundância total.

As maiores altitudes foram associadas à maior ocorrência de *R. transfasciatus*, *H. gobio*, *N. microps* e *T. cf. zonatus*. Das espécies que apresentaram correlação positiva com a percentagem de pedregulho destacam-se *B. ornaticeps* e *K. heylandi*. As espécies do gênero *Astyanax* e os Cyprinodontiformes foram correlacionados positivamente com a percentagem de macrófitas (Figura I-2).

Tabela I-6: Sumário da Análise de Redundância para variáveis ambientais locais e as assembleias de peixes de 37 riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara.

Eixos	1	2	3	4
Altitude	0,8218	-0,1495	-0,1942	-0,1152
Largura	0,1604	0,2881	-0,1861	-0,38
Variabilidade hidromorfológica	0,0519	0,2586	0,4118	0,1904
Oxigênio Dissolvido	-0,216	-0,1317	0,078	-0,4281
% macrófitas	-0,5465	-0,0433	-0,2303	0,2167
% cascalho	0,2074	-0,0906	0,2028	-0,4472
% pedras pequenas	0,5598	0,0756	0,1966	-0,1575
% pedregulho	0,2485	-0,3817	0,3296	-0,1528
% troncos	0,0452	-0,1892	-0,2131	0,0197
% raízes	-0,1093	-0,3018	0,0248	0,3029
Sumário				
Autovalores	0,161	0,091	0,067	0,043
Correlação espécie-ambiente	0,907	0,832	0,787	0,826
Percentagem da variância acumulada				
Dados das espécies	16,1	25,3	32	36,3
Correlação espécies-ambiente	35,3	55,4	70,1	79,6
Soma do total dos autovalores não condicionados				1,000
Soma do total dos autovalores canônicos				0,456

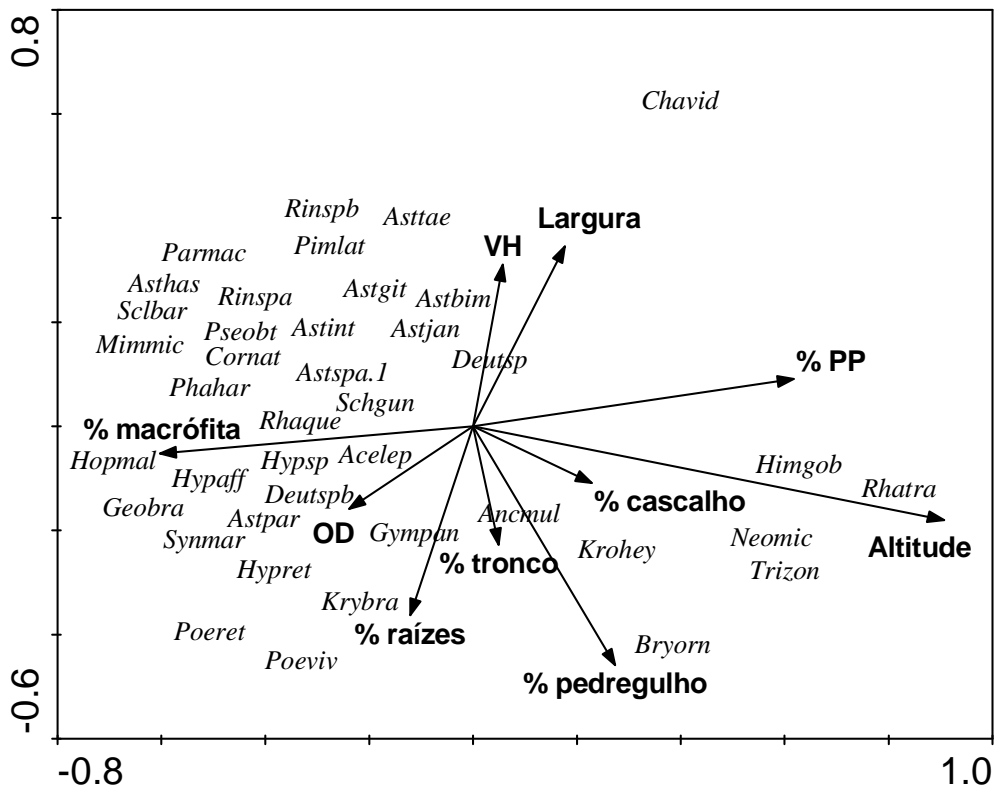


Figura I-2: Diagrama de ordenação da análise de redundância da abundância da ictiofauna em função das variáveis locais para 37 riachos de Floresta Atlântica amostrados nos períodos de seca de 2010 e 2011, bacia da Baía de Guanabara. Código das espécies na Tabela I-2 e das variáveis na Tabela I-3.

3.5 – Influência da Altitude na Estrutura das Assembleias de Peixes

A altitude foi a variável local com maior influência na estrutura das assembleias de peixes, por isso ela foi analisada como um fator, na tentativa de se avaliar o comportamento das demais variáveis locais na distribuição das espécies. O diagrama de ordenação do MDS apresentou uma nítida separação entre os trechos acima e abaixo de 80 m de altitude (Figura I-3). No entanto, três trechos localizados acima de 80 m de altitude, com características de habitat semelhantes aos trechos de altitudes inferiores, foram agrupados com esses últimos, apresentando ictiofauna características dessa faixa de altitude. Diferenças significativas nas assembleias de peixes entre as duas faixas de altitude consideradas (< 80 m e > 80 m) foram detectadas pelo ANOSIM, com valor de R igual a 0,733 e $p = 0,001$.

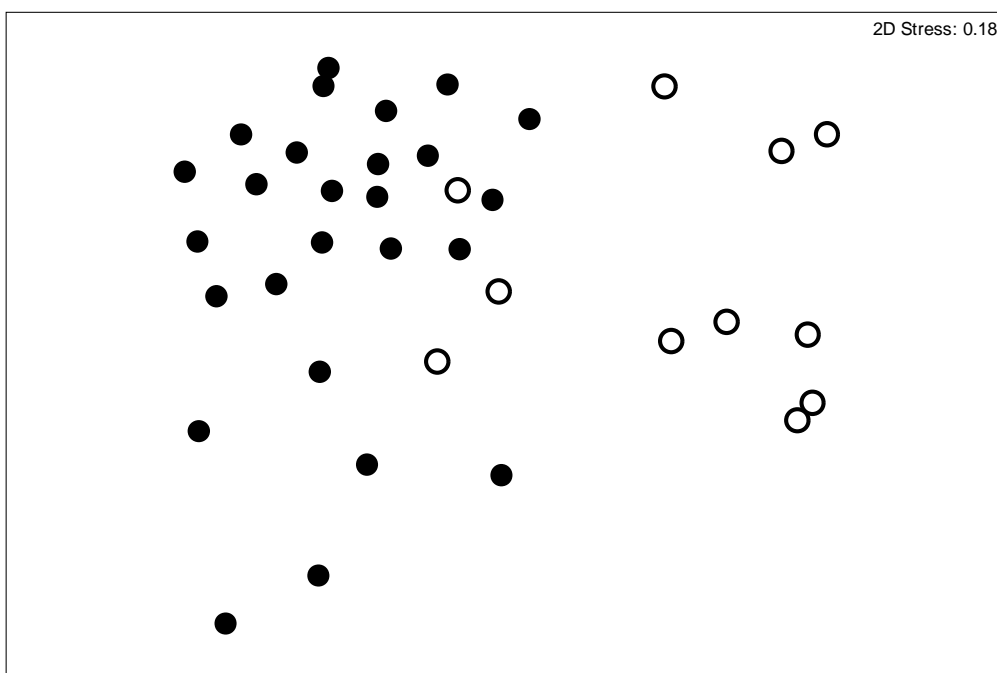


Figura I-3: MDS das assembleias de peixes de 37 trechos de riachos de Floresta Atlântica baseado na similaridade de Bray-Cutis. Círculos pretos = trechos situados abaixo de 80 m de altitude; Círculos brancos = trechos situados acima de 80 m de altitude.

Espécies indicadoras

Do total das 63 espécies analisadas, 12 apresentaram valores indicadores significativos (Tabela I-7). Oito espécies foram indicadoras da faixa de altitude < 80 m, enquanto quatro foram indicadoras das maiores altitudes (> 80m).

Tabela I-7: Valores significativos da análise de espécies indicadoras das assembleias de peixes de duas faixas de altitude: abaixo e acima de 80 m de altitude. Código das espécies na Tabela I-2. IndVal = Valor de indicação.

	Espécies	IndVal	p			Espécies	IndVal	p	
< 80 m	Pimlat	0,73	0,001	***	> 80 m	Rhatra	0,78	0,001	***
	Asthas	0,69	0,003	**		Trizon	0,67	0,002	**
	Asttae	0,59	0,016	*		Bryorn	0,51	0,021	*
	Parmac	0,54	0,005	**		Neomic	0,27	0,037	*
	Hopmal	0,50	0,008	**					
	Mimmic	0,48	0,038	*					
	Hypaff	0,42	0,039	*					

Guildas Tróficas

Os onívoros (37,10%) foram dominantes nos trechos amostrados abaixo de 80 m de altitude ($U = 34, p = 0,002$), seguidos dos detritívoros (28,90%; $U = 81, p = 0,038$). Os insetívoros (63,82%) foram mais abundantes nos trechos de maiores altitudes, embora os valores encontrados nas duas faixas de altitude não sejam estatisticamente diferentes ($U = 103,5, p = 0,194$) (Figura I-4). Em relação ao uso do habitat, as espécies foram classificadas em bentônicas ou de coluna d'água. O primeiro grupo foi mais abundante nas maiores altitudes (64,51%), embora essa diferença não tenha sido estatisticamente significativa ($U = 126,5, p = 0,59$), enquanto o segundo grupo (56,81%; $U = 60, p = 0,004$) foi mais abundante abaixo de 80 m de altitude (Figura I-5).

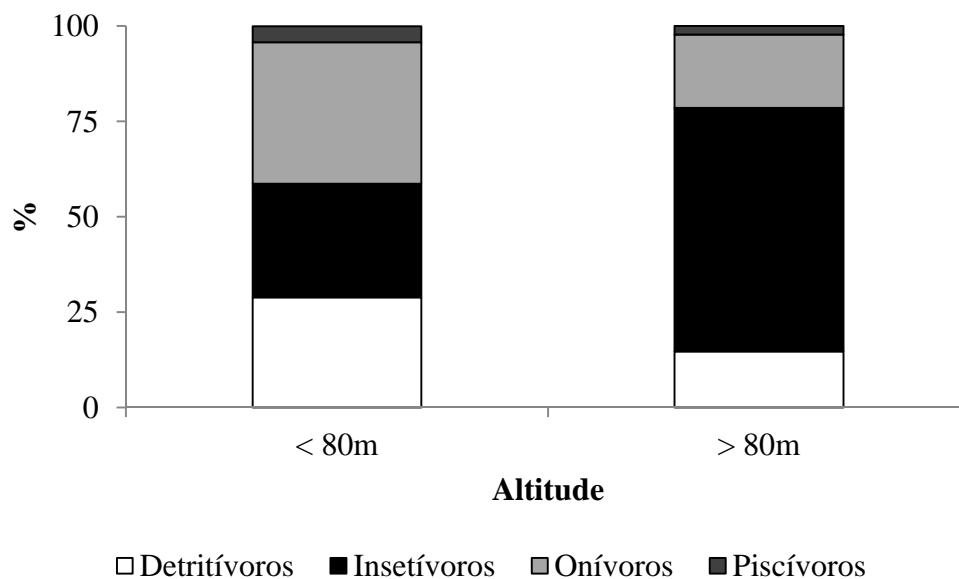


Figura I-4: Proporções relativas dos indivíduos por guilda trófica nas duas faixas de altitude: acima e abaixo de 80 m de altitude.

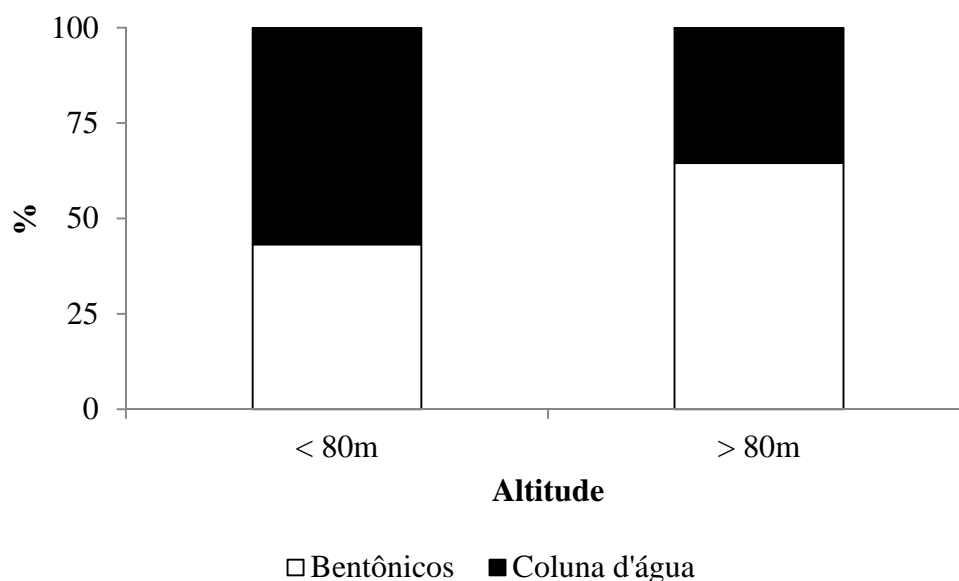


Figura I-5: Proporções relativas dos indivíduos por utilização do habitat (bentônico e coluna d'água) nas duas faixas de altitude: acima e abaixo de 80 m de altitude.

Influência das variáveis ambientais locais em função da altitude

Considerando cada faixa de altitude (< 80 m e > 80 m), foi utilizada a Análise de Redundância entre as variáveis ambientais locais (as nove previamente selecionadas, exceto altitude, que agora está sendo analisada como fator) e a ictiofauna (espécies com mais de 0,1% de abundância relativa considerando todos os 37 trechos amostrados). Para os trechos localizados abaixo de 80 m, os dois primeiros eixos sumarizaram 27% da percentagem cumulativa de variância da correlação espécie-ambiente. As variáveis ambientais locais que mais contribuíram com a distribuição das espécies foram: % pedregulho, % macrófitas e variabilidade hidromorfológica, sendo representadas pelos maiores vetores. O eixo 1 explicou 13% da variação espécie-ambiente, sendo relacionado negativamente com % macrófitas, oxigênio dissolvido, largura e % tronco. O eixo 2 explicou também 13% da relação das espécies com as variáveis ambientais locais, apresentando correlações positivas com % macrófitas, % tronco e % raiz (Tabela I-8). A figura I-6 representa a ordenação mostrando as variáveis ambientais locais e as espécies que contribuíram com mais de 0,1 % da abundância total.

Tabela I-8: Sumário da Análise de Redundância para as assembleias de peixes e variáveis ambientais locais dos riachos de Floresta Atlântica localizados em altitudes abaixo de 80 m, bacia da Baía de Guanabara.

Eixos	1	2	3	4
Largura	-0,2637	-0,32	-0,588	-0,1069
VH	0,2219	-0,488	0,4699	0,0779
Oxigênio Dissolvido	-0,2935	-0,0676	0,2529	-0,0649
% macrófitas	-0,3338	0,4638	0,2184	-0,1151
% cascalho	0,2757	-0,3017	-0,2309	-0,3383
% pedra pequena	0,1537	-0,4299	-0,2861	0,3533
% pedregulho	0,5883	-0,2031	-0,0646	0,1672
% troncos	-0,0323	0,3626	-0,2515	-0,0997
% raízes	0,1096	0,335	0,4176	0,3272
Sumário				
Autovalores	0,136	0,133	0,062	0,039
Correlação espécie-ambiente	0,865	0,886	0,879	0,777
Porcentagem da variância acumulada				
Dados das espécies	13,6	26,9	33,1	37
Correlação espécies-ambiente	29,5	58,3	71,7	80
Soma do total dos autovalores não condicionados				1
Soma do total dos autovalores canônicos				0,462

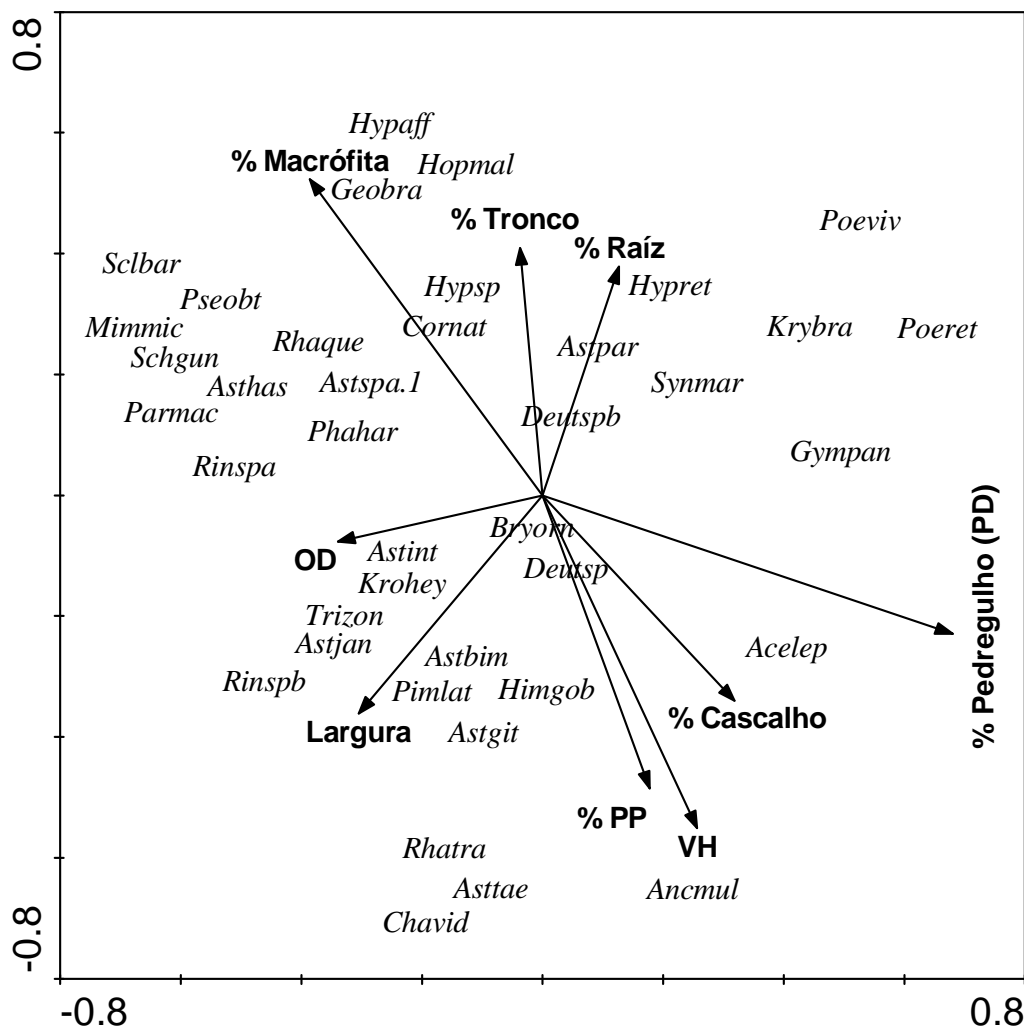


Figura I-6: Diagrama de ordenação da Análise de Redundância da abundância de espécies em função das variáveis ambientais locais para os riachos de Floresta Atlântica localizados em altitudes abaixo de 80 m, bacia da Baía de Guanabara, Código das espécies na Tabela I-2.

Nos trechos abaixo de 80 m, *H. affinis*, *G. brasiliensis* e *H. malabaricus* foram fortemente correlacionadas com elevadas percentagens de macrófitas e trechos com pouco ou nenhum substrato rochoso (como cascalhos, pedras ou pedregulhos). Trechos mais largos, com maiores percentagens de substrato rochoso, oxigênio dissolvido e água mais turbulenta foram associados com espécies como *R. transfasciatus*, *A. taeniatus*, *C. vidali*, *A. multispinis*, *A. leptos*, *A. giton*, *H. gobio*, *P. lateristriga*, *T. cf. zonatus* e *K. heylandi*.

Para os trechos localizados acima de 80 m, os dois primeiros eixos sumarizaram 52% da percentagem cumulativa de variância da correlação espécie-ambiente. As variáveis ambientais que mais contribuíram com a distribuição das espécies foram: variabilidade hidromorfológica, % cascalho, % raiz e % macrófitas, sendo representadas pelos maiores vetores. O eixo 1 explicou 28% da variação espécie-ambiente, sendo

relacionado positivamente com % cascalho e % raízes. O eixo 2 explicou 23% da relação das espécies com as variáveis ambientais, apresentando correlação positiva, principalmente com % macrófita (Tabela I-9). A figura I-7 representa a ordenação mostrando as variáveis locais e as espécies que contribuíram com mais de 0,1 % da abundância total.

Tabela I-9: Sumário da Análise de Redundância para as assembleias de peixes e variáveis ambientais locais dos riachos de Floresta Atlântica localizados em altitudes acima de 80 m, bacia da Baía de Guanabara.

Eixos	1	2	3	4
Largura	-0,4293	-0,0449	0,3184	-0,1435
VH	-0,5323	0,117	0,2435	0,3391
Oxigênio Dissolvido	0,0049	0,0472	0,0596	0,7109
% macrófitas	0,134	0,8727	0,0123	-0,2152
% cascalho	0,8101	0,0976	-0,1406	0,2002
% pedra pequena	-0,1604	-0,2222	0,2413	-0,629
% pedregulho	0,3629	-0,0661	0,7602	0,1722
% troncos	0,1051	0,0232	-0,5232	0,0691
% raízes	0,5744	0,1091	-0,328	-0,0026
Sumário				
Autovalores	0,281	0,237	0,126	0,107
Correlação espécie-ambiente	0,93	1	0,963	0,926
Porcentagem da variância acumulada				
Dados das espécies	28,1	51,8	64,4	75,1
Correlação espécies-ambiente	31,7	58,5	72,7	84,8
Soma do total dos autovalores não condicionados				1
Soma do total dos autovalores canônicos				0,886

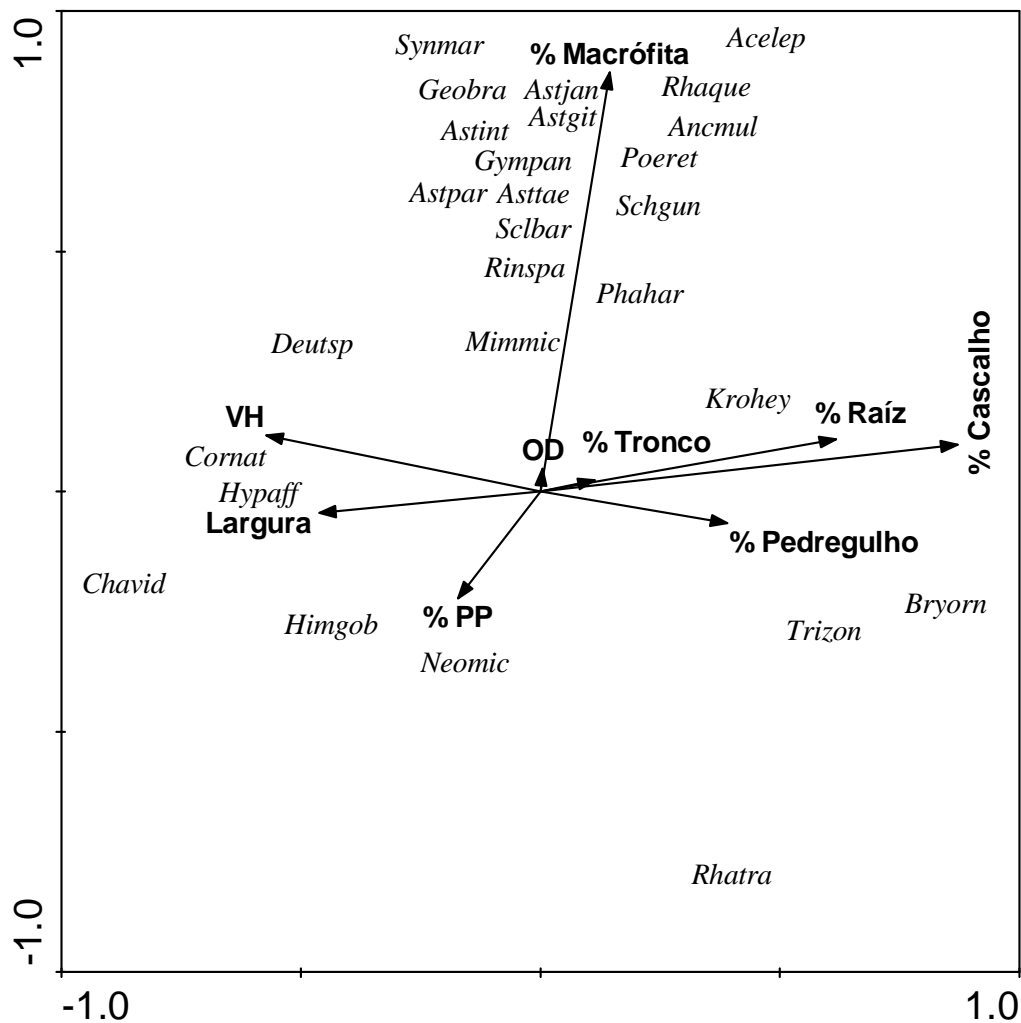


Figura I-7: Diagrama de ordenação da Análise de Redundância da abundância de espécies em função das variáveis locais para os riachos de Floresta Atlântica localizados em altitudes acima que 80 m. Código das espécies na Tabela I-2.

Acima de 80 m de altitude, *K heylandi*, *T. cf. zonatus* e *B. ornaticeps* foram associados a substratos rochosos e margens com raízes. Trechos mais largos e com águas mais turbulentas foram associados a *C. vidali*, *C. nattereri* e *H. affinis*. A presença de macrófitas, registrada apenas nos trechos 6 e 8 (aqueles agrupados pelo MDS aos trechos da faixa de altitude abaixo de 80 m), foi fortemente associada as espécies *A. leptos*, *S. marmoratus*, *G. brasiliensis*, *R. quelen*, *A. janeiroensis*, *A. multispinis*, *A. giton*, *P. reticulata*, *G. pantherinus*, *A. intermedius*, *S. barbatus*, *M. microlepis*.

4 DISCUSSÃO

As assembleias de peixes dos riachos de Floresta Atlântica contribuintes da Baía da Guanabara foram estruturadas, principalmente, por variáveis ambientais em escala local do que com variáveis em escala regional, ou mesmo, o efeito da espacialização dos trechos amostrados. No entanto, a fração total explicada por este conjunto de variáveis (locais, ambientais e espaciais) foi menor que 50%, o que se conclui que existem muitas influências não avaliadas, ou mesmo, muito efeito da aleatoriedade na distribuição das espécies, o que é muito comum em regiões tropicais, onde a sazonalidade de certas variáveis ambientais (e.g. temperatura) não é muito marcada. Em estudos realizados em riachos europeus, FERREIRA et al. (2007) e SÁLY et al. (2011) encontraram que as variáveis estudadas (por exemplo, altitude, profundidade, largura, substrato dominante, oxigênio dissolvido) explicaram até 70% da variabilidade da distribuição de espécies, e na estrutura da assembleia, respectivamente. SÁLY et al. (2011) argumentam que essa elevada explicação pode ser atribuída a incorporação das variáveis espaciais nas análises. Entretanto, isto também foi aplicado neste estudo e, ainda assim, uma grande proporção da variância permaneceu não explicada, já que estas variáveis espaciais explicaram apenas 5,84% da variação da ictiofauna. ESSELMAN & ALLAN (2010) encontraram até 76% de explicação para a variabilidade da ictiofauna em rios e riachos do México e Guatemala. A baixa explicação das variáveis estudadas pode ser atribuída a processos neutros e/ou estocásticos e fatores bióticos que tornam mais difícil a previsibilidade. Neste estudo, especialmente, isso pode estar associado à área relativamente pequena, onde existe menor probabilidade de detecção de variabilidade comparada com áreas mais extensas (ecorregiões) e, que incorporam maiores gradientes de variação das variáveis ambientais e espaciais. SÁLY et al. (2011) também afirmam que é difícil fazer generalizações quanto a variância explicada pois esta varia consideravelmente entre os estudos e geralmente entre 25% e 75%, dependendo da região, tipo de assembleia, comprimento do gradiente de habitats, modificação do sistema e, possivelmente, o método de avaliação utilizado. Para esses autores, seria provável que a quantidade de variabilidade explicada fosse maior se a histórico de manejo do uso da terra fosse incluído nos modelos. CLEARY & GENNERT (2004) argumentam, entretanto, que a grande proporção não explicada da variância é comum em estudos ecológicos e atribui isto, pelo menos em parte, a importantes variáveis que são perdidas ou não mensuradas.

A influência relativa das variáveis ambientais locais e das variáveis ambientais regionais sobre as locais (fração compartilhada entre essas duas matrizes de variáveis) foram maiores do que a das variáveis regionais puras sobre as assembleias de peixes, respondendo a primeira pergunta deste trabalho. Alguns estudos sugerem que as variáveis em escala de paisagem, muitas vezes, têm menos poder explicativo do que as variáveis em escala local (WANG et al., 2003; JOHNSON et al., 2007, ESSELMAN & ALLAN, 2010), exceto em situações onde as paisagens são fortemente dominadas pela modificação antrópica do uso do solo (ELSSEMAN & ALLAN, 2010). Em paisagens dominadas pelo homem, as condições na escala de bacias hidrográficas tem se mostrado mais importantes do que as condições ambientais locais para peixes de riachos (ALLAN et al., 1997). Embora ELSSEMAN & ALLAN (2010) tenham encontrado o contrário,

esses autores justificam seus resultados pela inclusão de bacias hidrográficas de diferentes regiões biogeográficas, o que favoreceria uma maior importância explicativa das variáveis regionais, porque variáveis que consideram características geológicas podem impor fortes limites na dispersão de espécie, colonização e persistência da população.

A segunda pergunta, referente à existência de um gradiente longitudinal de estruturação das assembleias de peixes, foi positivamente respondida, como sugerido para outros sistemas inseridos na Floresta Atlântica: PETRY & SCHULZ (2006); ARAÚJO et al. (2009); FERREIRA & PETRERE (2009). A altitude foi a variável de maior importância ecológica para um grande número de espécies. Variáveis locais que muitas vezes são dependentes da altitude (largura, tipo de substratos, variabilidade hidromorfológica), também estão entre as que melhor explicaram a estrutura das assembleias. Neste trabalho, as assembleias de peixes foram agrupadas em duas faixas de altitude, abaixo e acima de 80 m, por apresentarem composição e estrutura mais similares dentro desses dois grupos. O primeiro grupo foi caracterizado pelo predomínio de Characiformes, espécies do gênero *Astyanax*, *M. microlepis*, *H. malabaricus*, relacionadas a maior cobertura de macrófitas (variável correlacionada positivamente com temperatura, turbidez, substrato composto por silte e areia, Tabela I-4), enquanto o segundo grupo foi caracterizado por *R. transfasciatus*, *T. cf. zonatus*, *B. ornaticeps* e *N. microps*, associadas ao predomínio de substratos rochosos, margens protegidas por plantas enraizadas e águas mais rasas e velozes (Tabela I-4).

Esse padrão de zonação de riachos foi descrito por FERREIRA & PETRERE (2009) na bacia do rio Itanhaém – SP. Esses autores encontraram diferentes zonas ao longo de um gradiente altitudinal variando do nível do mar à 700 m, entre elas uma zona dominada pela família Characidae, abaixo de 40 m e uma zona de peixes de cabeceiras situada entre 100 e 300 m de altitude. Os resultados do presente estudo sugerem que, pelo menos essas duas zonas também sejam encontradas nos riachos de Floresta Atlântica que deságuam na Baía de Guanabara. Entretanto os trechos situados entre 40 e 100 m não foram nitidamente agrupados em uma zona de transição, como o registrado por FERREIRA & PETRERE (2009). De acordo com o conceito de zonação da ictifauna, proposto por HUET (1959) para riachos do leste Europeus, os riachos apresentariam zonas ao longo do contínuo nas quais prevaleceriam diferentes grupos de espécies. Esse conceito vai de encontro ao Conceito do Rio Contínuo de VANNOTE et al. (1980), associado a Síntese Teórica para Ecossistemas de rios e riachos de THORP et al. (2006) que prediz que mudanças na prevalência de diferentes grupos funcionais, ao longo da posição do rio, seguem a distribuição das manchas hidrogeomórficas. Entretanto, THORP et al. (2006) salientam que embora tenham definido essas manchas como zonas, elas não estão diretamente relacionadas à caracterização histórica deste termo, pois uma mesma zona pode estar presente várias vezes ao longo do sistema de uma forma não previsível (FERREIRA et al., 2010).

Neste estudo, não foi possível afirmar que existam zonas delimitadas sem repetição ao longo do gradiente longitudinal, mas somente que existem mudanças nas assembleias ao longo do gradiente longitudinal desses sistemas. Essas mudanças não

foram observadas somente na composição de espécies, mas também no predomínio de grupos funcionais relacionados às guildas tróficas. Os onívoros, seguidos dos detritívoros foram dominantes nos trechos situados abaixo de 80 m de altitude, enquanto os insetívoros foram os mais abundantes nos trechos acima deste ponto. Esse padrão de distribuição dos grupos funcionais é reconhecido na Floresta Atlântica, sendo os riachos de maior altitude cobertos pela vegetação ripariana que impede a entrada de luz e, conseqüentemente, o crescimento extensivo do perifíton, sendo a cadeia alimentar trófica sustentada pela entrada de insetos alóctones (BARRELLA et al., 2000), suportando a maior abundância de insetívoros. Por outro lado, os trechos mais baixos, tem o intensivo crescimento de alga, onde a cobertura do dossel é menos densa (permitindo a chegada da luz do sol na superfície da água), favorecendo a exploração de itens autóctones pelos detritívoros. O elevado número de onívoros tem sido reportado como uma característica dos ecossistemas aquáticos tropicais (LOWE-MCCONNELL, 1999). Segundo ABELHA et al. (2001), a ocorrência de uma dieta flexível é uma característica marcante da ictiofauna tropical fluvial, cuja maioria das espécies é capaz de mudar de um alimento para outro em resposta a oscilações na abundância relativa de recursos alimentares em uso decorrente de alterações espaciais e temporais do ambiente. Essas mudanças longitudinais na estrutura das assembleias de peixes também foram observadas em outros riachos tropicais, bem como em região temperada (POUILLY et al., 2006; IBANEZ et al., 2007; FERREIRA & PETRERE, 2009; GONÇALVES & BRAGA, 2012) sendo preconizadas pelo conceito do Rio Contínuo (VANNOTE et al., 1980).

Embora não fossem considerados neste estudo trechos de riachos com elevado grau de perturbação antrópica, o gradiente longitudinal observado pode sofrer influência de interferências humanas. A presença de macrófitas, por exemplo, em trechos acima de 80 m de altitude, associada a ocorrência de espécies conhecidamente tolerantes como *G. brasiliensis*, *R. quelen* e *P. reticulata*, caracterizam trechos que, provavelmente, têm um maior aporte de matéria orgânica por despejo de fontes pontuais de esgoto; Por isso, os trechos com maiores percentagens de macrófitas foram agrupados com os trechos abaixo de 80 m no MDS (Figura I-3). Por outro lado, os trechos abaixo de 80 m, que realmente mostram marcada diferenciação na estrutura das assembleias de peixes em relação aos trechos acima de 80 m, sofrem maiores pressões antrópicas por serem de mais fácil acesso. Assim, a maior proporção de espécies detritívoras e onívoras, a maior abundância de espécies como as do gênero *Astyanax* nos trechos abaixo de 80 m também podem estar associadas não só ao gradiente altitudinal, como também, à perturbações como retirada da mata ripariana, lançamento de esgoto/lixo e uso intensivo para recreação.

Do ponto de vista da Biologia da Conservação, estes resultados ressaltam a necessidade de avaliar os riachos de Floresta Atlântica sob diferentes escalas e considerar a existência de uma dinâmica longitudinal na estruturação das assembleias de peixes. Além disso, deve-se levar em consideração a influência dos gradientes naturais, principalmente, relacionados ao gradiente altitudinal no desenvolvimento e aplicação de programas de monitoramento, estudos de impacto e planos de conservação. Assim, será possível a formulação de ferramentas e aplicação de medidas mitigadoras que realmente viabilizem a recuperação e proteção desses sistemas.

5 CONCLUSÃO

As variáveis ambientais locais, principalmente a altitude, exercem maior influência sobre as assembleias de peixes dos riachos de Floresta Atlântica, contribuintes da Baía de Guanabara, do que as variáveis ambientais regionais e espaciais. Além disso, foi possível detectar uma zonação das assembleias de peixes, mesmo no pequeno gradiente de altitude (11 m e 340 m), com uma fauna típica de altitudes maiores que 80 m, influenciada principalmente pela composição do substrato (cascalho, pedregulho) e outra típica de altitudes menores 80 m, com substrato menos rochoso e água menos turbulenta. A presença de macrófitas foi fortemente associada a espécies como *G. brasiliensis*, *R. quelen* e *P. reticulata*, tanto acima como abaixo de 80 m de altitude, o que, provavelmente, está relacionado a um maior aporte de nutrientes, em consequência do lançamento do esgoto *in natura*, em alguns desses riachos amostrados.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABELHA, C.M.F.; ANTONIO, A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum**, V. 23, n. 2, p. 425-434, 2001.

ABILHOA, V.; VITULE, J. R. S.; BORNATOWSKI, H. Feeding ecology of *Rivulus luelingi* (Aplocheiloidei: Rivulidae) in a Coastal Atlantic Rainforest stream, southern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, V. 8, n. 4, p. 813-818, 2010.

ALLAN, J.D.; ERICKSON, D.L.; FAY, J. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. **Freshwater Biology**, V.37, p.149–161, 1997.

ARAÚJO, F. G.; ANDRADE, C.C.; SANTOS, R.N.; SANTOS, A.F G.N.;SANTOS, L.N. Spatial and seasonal changes in the diet of *Oligosarcus hepsetus* (Characiformes, Characidae) in a Brazilian reservoir. **Brazilian journal of biology**, V. 65, n. 1, p. 1-8, 2005.

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**, V. 618, n. 1, p. 89-107. 2008.

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**, V. 618, p. 89–107, 2009.

BARRELLA, W., PETRERE JR., M., SMITH, W.S.; MONTAG, L.F.A. 2000. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In *Matas ciliares: Conservação e recuperação* (R.R. Rodrigues & H. F. L. Filho, eds.). EDUSP, São Paulo, p. 187-207.

BARRETO, A. P.; ARANHA, J. M. Alimentação de quatro espécies de Characiformes de um riacho da Floresta Atlântica, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, V. 23, n. 3, p. 779-788, 2006.

BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical Ecology with R**. [S.l.] Springer, 2011.

BORCARD, D.; LEGENDRE, P.; AVOIS-JACQUET, C.; TUOMISTO, H. .Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. **Ecology**, V. 85, p. 1826–1832, 2004.

BORCARD, D.; LEGENDRE, P. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. **Ecological Modelling**, V. 153, p. 51-68, 2002.

BRAGA, F.M.S; GOMIERO, L.M. Alimentação de peixes na microbacia do Ribeirão Grande , Serra da Mantiqueira oriental, SP Introdução. **Biota Neotropica**, V. 9, n. 3, p. 207-212, 2009.

BRANDÃO-GONÇALVES, L.; LIMA-JUNIOR, S. E.; SUAREZ, Y. R. Hábitos alimentares de *Bryconamericus stramineus* Eigenmann , 1908 (Characidae), em diferentes riachos da sub-bacia do Rio Guiraí, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, V. 9, n. 1, p. 135-143, 2009.

BRAZIL-SOUSA, C.; MARQUES, R. M.; ALBRECHT, M. P. Segregação alimentar entre duas espécies de Heptapteridae no Rio Macaé , RJ. **Biota Neotropica**, V. 9, n. 3, p. 31-36, 2009.

CASATTI, L. Alimentação dos Peixes em um Riacho do Parque Estadual Morro do Diabo , Bacia do Alto rio Paraná , Sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, V. 2, n. 2, p. 1-14, 2003.

CLEARY, D.F. R.; GENNERT, M.J. Changes in rain forest butterfly diversity following major ENSO-induced fires in Borneo. **Global Ecological Biogeography**, V. 13, p. 129–140, 2004.

DRAY S., LEGENDRE P.; BLANCHET F.G. 2009. PACKFOR: Forward Selection with Permutation (Canoco p.46) (R package version 0.0-7/r58.). Available at: <http://R-Forge.R-project.org/projects/sedar/>.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, V. 67, p. 345-366, 1997.

ESRI, 2007. ArcGis, the Complete Geographical Information System. Redlands, California.

ESSELMAN, P.C.; ALLAN, J.D. Relative influences of catchment- and reach-scale abiotic factors on freshwater fish communities in rivers of northeastern Mesoamerica. **Ecology of Freshwater Fish**, V. 19, n. 3, p. 439-454, 2010.

ESTEVEZ, K. E.; LOBÓN-CERVÍA, J. Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, V. 62, p. 429-440, 2001.

FERREIRA, C.D.P.; CASATTI, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**, V. 6, n. 3, p. 1-25.

FERREIRA, C.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**, V. 23, n. 3, p. 642-651, 2006.

FERREIRA, F. C.; SOUZA, U. P.; PETRERE Jr, M. Zonação longitudinal da ictiofauna em ambientes lóticos. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, V. 38, n. 1, p. 1-17, 2010.

FERREIRA, F.C.; PETRERE, M. The fish zonation of the Itanhaém river basin in the Atlantic Forest of southeast Brazil. **Hydrobiologia**, V. 636, n. 1, p. 11-34, 2009.

FERREIRA, M.T.; SOUSA, L.; SANTOS, J.M.; REINO, L.; OLIVEIRA, J.; ALMEIDA, P.R.; CORTES, R.V. Regional and local environmental correlates of native Iberian fish fauna. **Ecology of Freshwater Fish**, V. 16, n. 4, p. 504-514, dez. 2007.

GOMIERO, L.M.; MANZATTO, A.G.; BRAGA, F.M.S. The role of riverine forests for food supply for the omnivorous fish *Brycon opalinus* Cuvier, 1819 (Characidae) in the Serra do Mar, Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, V. 68, n. 2, p. 321-328, 2008.

GONÇALVES, C.S.; BRAGA, F.M.S. Changes in ichthyofauna composition along a gradient from clearwaters to blackwaters in coastal streams of Atlantic forest (southeastern Brazil) in relation to environmental variables. **Neotropical Ichthyology**, V. 10, n. 3, p. 675–684, 2012.

GURGEL, H.C.B.; ALMEIDA, R.G.; BARBIERI, G.; VIEIRA, L.J.S. Dieta de *Crenicichla lepidota* Heckel, 1840 (Perciformes, Cichlidae) da lagoa Redonda, Nísia Floresta / RN. **Acta Scientiarum**, V. 20, n. 2, p. 191-194, 1998.

HOEINGHAUS, D.J.; WINEMILLER, K.O.; BIRNBAUM, J.S. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. **Journal of Biogeography**, V. 34, n. 2, p. 324-338, 2007.

IBANEZ, C.; OBERDORFF T.; TEUGELS G.; MAMONONEKENE V.; LAVOUÉ S.; FERMON Y.; PAUGY D.; TOHAM A.K. Fish assemblages structure and function along environmental gradients in rivers of Gabon (Africa). **Ecology of Freshwater Fish**, V. 16, n. 3, p. 315-334, 2007.

JOHNSON, R.K.; FURSE, M.T.; HERING, D.; SANDIN, L. Ecological relationships between stream communities and spatial scale: implications for designing catchment-level monitoring programmes. **Freshwater Biology**, V. 52, p. 939–958, 2007.

LAKE, P.S.; BOND, N.; REICH, P. Linking ecological theory with stream restoration. **Freshwater Biology**, V. 52, p. 597–615, 2007.

LEGENDRE, P.; BORCARD, D.; BLANCHET, G.; DRAY, S. 2009. PCNM: PCNM spatial eigenfunction and principal coordinate analyses. R package version 2.1-1. <http://r-forge.r-project.org/projects/sedar/>

LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E.D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, V. 129, p. 271–280, 2001.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. 1998. Numerical Ecology. Elsevier Scientific, Amsterdam.

LOWE-MCCONNELL, R.H. 1999. A fauna de peixes neotropical. In Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais (R. H. Lowe-McConnell, eds.). EDUSP, São Paulo, p. 129-168.

MAGALHAES, M. F.; BATALHA, D. C.; COLLARES-PEREIRA, M. J. Gradients in stream fish assemblages across a Mediterranean landscape: contributions of

environmental factors and spatial structure. **Freshwater Biology**, V. 47, p. 1015-1031, 2002.

MANNA, L.; REZENDE, C.; MAZZONI, R. Plasticity in the diet of *Astyanax taeniatus* in a coastal stream from south-east Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, V. 72, n. 4, p. 919-28, 2012.

MAZZONI, R.; COSTA, L.D.S. Feeding Ecology of Stream-Dwelling Fishes from a Coastal Stream in the Southeast of Brazil. V. 50, p. 627-635, 2007.

MAZZONI, R.; IGLESIAS-RIOS, R. Distribution pattern of two fish species in a coastal stream in Southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, V. 62, n. 1, p. 171-178, 2002.

MAZZONI, R.; LOBÓN-CERVIÁ, J. Longitudinal structure, density and production rates of a neotropical stream fish assemblage: the river Ubatiba in the Serra do Mar, southeast Brazil. **Ecography**, V. 23, n. 5, p.588-602. 2000.

MAZZONI, R.; REZENDE, C.F. Daily feeding activity of *Bryconamericus microcephalus* (Characiformes, Characidae). **Brazilian Journal of Biology**, V. 69, n. 2, p. 381-384, 2009.

MAZZONI, R.; REZENDE, C.F. Seasonal diet shift in a Tetragonopterinae (Osteichthyes, Characidae) from the Ubatiba River, RJ, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, V. 63, n. 1, p. 69-74, 2003.

MENEZES, N.A.; WEITZMAN, S.H.; OYAKAWA, O.S.; LIMA, F.C.T.; CASTRO, R.M.C.; WEITZMAN, M.J. 2007. Peixes de Água Doce da Mata Atlântica: lista preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais. São Paulo: MZUSP. 408 p.

MESQUITA, N.; COELHO, M.M.; FILOMENA, M.M. Spatial Variation in Fish Assemblages across small Mediterranean Drainages: Effects of Habitat and Landscape Context. **Environmental Biology of Fishes**, V. 77, n. 2, p. 105-120, 2006.

OKSANEN, J.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H.; WAGNER, H. 2009. Vegan: community ecology package. Ordination methods, diversity analysis and other functions for community and vegetation ecologists. In: R Package Version 1.15-3.

PEASE, A.A.; TAYLOR, J.M.; WINEMILLER, K.O.; KING, R.S. Multiscale Environmental Influences on Fish Assemblage Structure in Central Texas Streams. **Transactions of the American Fisheries Society**, V. 140, n. 5, p. 1409-1427, 2011.

PERES-NETO, P.; LEGENDRE, P.; DRAY, S.; BORCARD, D. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. **Ecology**, V. 87, p. 2614–2625, 2006.

PETRY, A.C.; SCHULZ, U.H. Longitudinal changes and indicator species of the fish fauna in the subtropical Sinos River, Brazil. **Journal of Fish Biology**, V. 69, p. 272–290, 2006.

POUILLY, M.; BARRERA, S.; ROSALES, C. Changes of taxonomic and trophic structure of fish assemblages along an environmental gradient in the Upper Beni watershed (Bolivia). **Journal of Fish Biology**, V. 68, p. 137-156, 2006.

REZENDE, C.F.; MAZZONI, R.; CARAMASCHI, E.P.; RODRIGUES, D.; MORAES, M. Prey selection by two benthic fish species in a Mato Grosso stream, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista de Biología Tropical**, V. 59, n. 4, p. 1697-706, 2011.

REZENDE, C.F.; MORAES, M.; MANNA, L.R.; LEITÃO, R.P.; CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R. Mesohabitat indicator species in a coastal stream of the Atlantic rainforest, Rio de Janeiro-Brazil. **Revista de Biología Tropical**, V. 58, n. 4, p. 1479-87, 2010.

ROLLA, A.P.P.R.; ESTEVES, K.E.; ÁVILA-DA-SILVA, A. O. Feeding ecology of a stream fish assemblage in an Atlantic Forest remnant. **Neotropical Ichthyology**, V. 7, n. 1, p. 65-76, 2009.

SABINO, J.; CASTRO, R. M. C. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (sudeste do Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, V.50, p.23-36, 1990.

SÁLY, P.; TAKÁCS, P.; KISS, I.; BÍRÓ, P.; ERÓS, T. The relative influence of spatial context and catchment- and site-scale environmental factors on stream fish assemblages in a human-modified landscape. **Ecology of Freshwater Fish**, V. 20, p. 251–262, 2011.

SOUZA, M. M. ; LIMA-JUNIOR., S. E. ; SUAREZ, Y. R. . Ecologia trófica de Phalloceros harpagos (Lucinda, 2008) no córrego Guiraí, Alto Rio Paraná-MS. **Anais do Encontro de Iniciação Científica**, UEMS, V. 1, p. 1-14, 2009.

SÚAREZ, Y. R.; PETRERE-JÚNIOR, M. Environmental factors predicting fish community structure in two neotropical rivers in Brazil. **Neotropical Ichthyology**, V. 5, p. 61-68, 2007.

SÚAREZ, Y.R.; LIMA-JUNIOR, S.E. Variação espacial e temporal nas assembléias de peixes de riachos na bacia do rio Guiraí, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, V. 9, n. 1. 2009.

TER BRAAK, C.J.F.; SMILAUER, P. 2002. CANOCO reference manual and CanoDraw for Window's user's guide: Software for canonical community ordination (version 4.5). Ithaca, NY: Microcomputer Power.

THORP, J.H., THOMS M.C.; DELONG M. D. The riverine ecosystem synthesis? Biocomplexity in river networks across space and time. **River Research and Applications**, V. 22, p.123–147, 2006.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING. C.E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, V. 37, p. 130-137, 1980.

VILELLA, F.S.; BECKER, F.G.; HARTZ, S.M.; BARBIERI, G. Relation between environmental variables and aquatic megafauna in a first order stream of the Atlantic Forest, southern Brazil. **Hydrobiologia**, V. 528, n. 1-3, p. 17-30, 2004.

WANG, L.Z.; LYONS, J.; RASMUSSEN, P.; SEELBACH, P.; SIMON, T.; WILEY, M.; KANEHL, P.; BAKER, E.; NIEMELA, S.; STEWART, P.M. Watershed, reach, and riparian influences on stream fish assemblages in the Northern Lakes and Forest Ecoregion, USA. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, V. 60, p. 491–505, 2003.

WIENS, J.A. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. **Freshwater Biology**, V. 47, p. 501–515, 2002.

CAPÍTULO II

SUFICIÊNCIA AMOSTRAL PARA ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM RIACHOS DA FLORESTA ATLÂNTICA

RESUMO

O conhecimento da adequação de protocolos de amostragem de campo é fundamental para a detecção de espécies e avaliação da condição biótica. Vários estudos têm sido realizados para determinar o tamanho do trecho amostrado por pesca elétrica apropriado para estimativa da riqueza de peixes de riachos temperados da América do Norte. Nesse estudo, o objetivo foi testar se a utilização de pesca elétrica em trechos de 40 vezes a largura “molhada” média do canal é suficiente para estimar a riqueza de espécies e desenvolver métricas precisas, com vistas a avaliação ambiental, para riachos da Floresta Atlântica no Sudeste do Brasil. Trinta e três trechos com diferentes gradientes, substratos e pressões antrópicas foram amostrados. Foi encontrado que distâncias de 40 vezes a largura “molhada” média do canal não foram suficientes para estimar a riqueza de espécies nesses sistemas, presumivelmente, devido ao número elevado de espécies raras. No entanto, essa distância foi suficiente para a aplicação de outras métricas de condição da assembleia (por exemplo, número de espécies ou indivíduos comuns, percentagem de indivíduos tolerantes, percentagem de espécies Characiformes, percentagem de espécies Siluriformes, percentagem de espécies de coluna de água, percentagem de espécies bentônicas, diversidade de Shannon e dominância). Isto sugere que a distância testada é adequada para a aplicação de protocolos de avaliação ambiental nos riachos da Floresta Atlântica.

Palavras chaves: pesca elétrica; amostragem; ictiofauna.

ABSTRACT

Knowledge of the adequacy of field sampling protocols is critical for detecting species and assessing ecological condition. Several studies have been conducted to determine the appropriate electrofishing distance for estimating fish assemblage richness in temperate North American streams. We tested whether electrofishing 40 times the mean wetted channel width was sufficient for estimating species richness and developing precise metrics for Atlantic Forest streams in southeastern Brazil. We sampled 32 sites with differing gradients, substrates, and anthropogenic pressures. Our results show that 40 channel widths were not sufficient to estimate species richness in those systems, presumably because of the high number of rare species. However, 40 channel widths were sufficient for applying other metrics of assemblage condition (e.g. number of common species, % tolerant individuals, % Characiform species, % Siluriform species, % water column species, % benthic species, Shannon diversity, dominance). This suggests that 40 channel widths are an appropriate sampling distance for applying environmental assessment protocols to Atlantic Forest streams.

Key words: Electrofishing; fish sample; ichthyofauna.

1 INTRODUÇÃO

A adequação do esforço de amostragem com pesca elétrica para estimativa da riqueza de espécies de peixes em riachos tem sido estudada em várias regiões da América do Norte (LYONS, 1992; ANGERMEIER & SMOGOR, 1995; PALLER, 1995; PATTON et al., 2000; CAO et al., 2001; REYNOLDS et., 2003). A maioria dos estudos sugere um intervalo da largura “molhada” média (LMM) do canal necessário para amostrar 90% das espécies de peixes esperadas em um local. LYONS (1992) sugeriu amostragem de 5 à 49 vezes a LMM do canal para estimar a riqueza de espécies em riachos de Wisconsin, Estados Unidos da América (EUA). ANGERMEIER & SMOGOR (1995) estimaram distâncias de amostragem de 22 à 67 vezes a LMM do canal para riachos na Virgínia, enquanto PALLER (1995) propôs que 13 à 83 vezes a LMM do canal são suficientes para a captura de espécies comuns em riachos na Carolina do Sul. Em Arkansas, DAUWALTER & PERT (2003a) relataram que 46 à 61 vezes a largura “molhada” média do canal eram necessárias para a coleta de 95% das espécies capturadas por pesca elétrica depois de amostrarem 75 vezes a LMM dos riachos. REYNOLDS et al. (2003) determinou que 40 vezes a LMM do canal foram adequadas para estimar a riqueza de espécies e para utilização do Índice de Integridade Biótica em riachos do Oregon, EUA. Esta informação é importante por possibilitar o conhecimento (1) do quanto é necessário amostrar para estimar a riqueza da ictiofauna em riachos e, (2) do esforço de amostragem mais rentável para programas de monitoramento regionais e nacionais (HUGHES et al., 2002; HUGHES & PECK, 2008; HUGHES et al., 2012).

Vários estudos utilizando a pesca elétrica têm sido realizados em riachos de Floresta Atlântica, entretanto diferentes protocolos foram aplicados e poucos pesquisadores relataram a eficácia de seus protocolos de amostragem. MAZZONI et al. (2000) avaliaram a adequação da pesca elétrica para a obtenção de densidade de populações de peixes e dados de produção, mas não dados sobre riqueza. GERHARD et al. (2004) descreveram a variabilidade espacial das assembleias de peixes em 11 riachos, amostrando trechos entre 30 e 35 m de comprimento. FERREIRA & CASATTI (2006a) analisaram a composição e estrutura das assembleias de peixes em quatro trechos de 60 m de comprimento. MAZZONI et al. (2006) descreveram a composição e estrutura da comunidade de peixes amostrando trechos de 80 m de comprimento através da utilização do método de remoção de três passagens. REZENDE et al. (2010) exploraram o uso mesohabitat por espécies de peixes de uma assembleia com baixa diversidade, amostrando trechos de 250 m de comprimento. A falta de um protocolo de amostragem padronizado para estes estudos dificulta a comparação, bem como, inferências sobre a ictiofauna desses riachos (BONAR et al., 2009).

A Floresta Atlântica é considerada um *hotspot* de biodiversidade mundial (MYERS et al., 2000). Segundo o MMA et al. (2000), 350 espécies podem ser encontradas em riachos de Floresta Atlântica, incluindo 133 espécies endêmicas. No entanto, muitas dessas espécies ainda não foram descritas (ABELL et al., 2008). Estes riachos também suportam muitas espécies raras, dificultando ainda mais as estimativas

de riqueza de espécies. Embora riachos tropicais tenham elevada riqueza de espécies e, conseqüentemente, possam apresentar grandes dificuldades na sua estimativa, esses sistemas precisam ser monitorados e avaliados, e os índices bióticos têm se mostrado ferramentas úteis para este propósito em vários riachos no Brasil (por exemplo, BOZZETTI & SCHULTZ, 2004; FERREIRA & CASATTI, 2006b; CASATTI et al., 2009). Índices multimétricos, como o Índice de Integridade Biótica, (IBI) são amplamente utilizados na América do Norte e Europa para avaliar e relatar condição biótica das assembleias de peixes em escalas continentais (por exemplo, OBERDORFF et al., 2002; PONT et al., 2006; 2009; WHITTIER et al., 2007a). No entanto, em corpos hídricos brasileiros esses índices não são exigidos em programas de monitoramento, apesar de estudos com o objetivo de desenvolver essas ferramentas terem aumentado nos últimos anos (ARAÚJO, 1998; ARAÚJO et al., 2003; BOZZETTI & SCHULZ, 2004; FERREIRA & CASATTI 2006; PINTO et al., 2006; CASATTI et al., 2009; BAPTISTA et al., 2007; PINTO & ARAÚJO, 2007; MUGNAI et al., 2008; OLIVEIRA et al., 2011; TERRA & ARAÚJO, 2011). O objetivo deste estudo foi determinar se trechos de 40 vezes a LMM de riachos são adequados para avaliar assembleias de peixes de riachos tropicais. Com base em estudos em riachos de clima temperado, as hipóteses testadas foram de que (1) 40 vezes a largura de riachos seria suficiente para estimar a riqueza de espécies de peixes, entretanto (2) uma distância menor seria suficiente para o cálculo de métricas bióticas da assembleia de peixes utilizadas em índices bióticos.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 – Desenho Amostral

Neste estudo foram considerados 32 trechos de riachos de Floresta Atlântica amostrados nos períodos de seca de 2010 e 2011. Neste capítulo foram considerados somente os trechos em que foi possível amostrar toda sua extensão, sem interrupções por barragens e canalizações. Em cada local foi amostrado um trecho de distância igual a 40 vezes a LMM do canal ou, no mínimo 100 m, em riachos com largura média inferior a 2,5 metros e no máximo 500 m, em riachos com largura média maior que 12 metros. Em cada trecho, 11 transectos transversais equidistantes foram marcados, definindo 10 seções nas quais foram realizadas as amostragens da ictiofauna.

2.2 – Amostragem da Ictiofauna

A pesca elétrica foi realizada com um gerador de corrente alternada (3000 W; 220 V) provido com os dois puçás (eletrodos) com aro (440 mm x 300 mm) suportando uma rede (3 mm de malha). Duas pessoas, cada uma com um puçá, caminharam, de uma extremidade à outra de cada seção removendo todos os peixes detectados no campo

elétrico. Todos os peixes coletados foram identificados, contados, pesados (g), e medidos o comprimento padrão (mm). Material testemunho foi fixado em formol a 10% por 48h, posteriormente conservado em etanol 70%, então, depositado nas coleções de referência do Laboratório de Ecologia de Peixes da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro e Coleção Ictiológica do Instituto de Biologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro.

2.3 – Análise dos Dados

A suficiência amostral para estimativa de riqueza de espécies foi analisada através do uso da curva de acumulação de espécies original, na ordem de amostragem e, a curva da análise de Monte Carlo. A ordem de amostragem pode ser influenciada pelo ponto de partida se uma ou duas seções apresentarem mais espécies do que as seções subsequentes e, portanto, foi utilizada a análise de Monte Carlo com 999 permutações para cada trecho amostrado para obtenção de amostras aleatórias sem reposição para 1-10 seções. Na curva de acumulação de espécies por ordem de amostragem, foram apresentadas as médias, enquanto as medianas foram apresentadas para os resultados da Análise de Monte Carlo. Espécies raras foram consideradas aquelas que contribuíram com menos de 1% dos indivíduos observados em cada trecho.

A curva de rarefação (GOTELLI & COLWELL, 2001) foi calculada para todos os trechos para determinar o efeito das diferenças na abundância total sobre a riqueza. A curva de rarefação foi gerada para cada trecho, com amostras variando de 50 a 600 indivíduos, o que nos permitiu avaliar o potencial aumento da riqueza de espécies quanto mais espécimes foram incluídos na amostra. No entanto, as curvas de rarefação estimam a riqueza de espécies para uma sub-amostra da riqueza total de espécies, com base em todas as espécies realmente coletadas (GOTELLI & COLWELL, 2001). Assim, para estimar a real riqueza de espécies em um trecho, incluindo espécies que não estão presentes em qualquer amostra, foram utilizados quatro diferentes estimadores não-paramétricos (Bootstrap, Chao 1, Chao 2 e Jackknife 2) em cada trecho. Esses estimadores foram escolhidos fundamentalmente por causa de suas diferentes bases conceituais. O estimador de bootstrap foi proposto por Efron (1979, 1981) e é um método de reamostragem no qual amostras bootstrap de tamanho n são aleatoriamente selecionadas a partir de n seções com substituição (HELLMAN & FOWLER, 1999). Chao 1 (CHAO, 1984) e Chao 2 (CHAO, 1987) utilizam o número observado de espécies em um local, combinado com o número de espécies que aparecem em apenas um ou dois quadrats (*singletons* e *doubletons*, respectivamente). No entanto, o estimador Chao 2 usa apenas dados de presença e ausência. O cálculo do Jackknife 2 (SMITH & VAN BELLE, 1984) também envolve *singletons* e *doubletons*, mas usa um modelo diferente do modelo de Chao (HELLMAN & FOWLER, 1999). Estes estimadores foram calculados com o uso do programa PRIMER 6 (CLARKE & GORLEY, 2006).

O efeito da distância do trecho amostral no cálculo de métricas bióticas da assembleia de peixes também foi avaliado através da aplicação de seis métricas previamente utilizadas em adaptações de índices multimétricos em riachos tropicais

(Tabela II-2). Dentre as métricas utilizadas, uma considerou a ocorrência de espécies comuns, ou seja, aquelas que contribuíram com mais de 1% da abundância; duas outras consideraram o uso do habitat: percentagem de espécies bentônicas e de espécies de coluna d'água. Essas classificações foram feitas através da consulta ao FishBase (FROESE & PAULY, 2012), consulta a especialistas e observação pessoal de comportamento e morfologia das espécies. Além disso, foi quantificada a proporção do número total de indivíduos de duas grandes ordens (Characiformes e Siluriformes). Também foram avaliadas métricas de diversidade e dominância, através do índice de dominância (D) proposto por Simpson (1949) e do Índice de diversidade Shannon (H), os quais foram calculados como:

$$D = \sum (n_i / n)^2, e$$

$$H = -\sum (n_i / n) * \ln (n_i / n), \text{ onde}$$

n_i é o número de indivíduos da espécie i em uma amostra;

n é o número total de indivíduos na amostra.

O índice de dominância foi calculado como $1-D$. Ambos os índices de diversidade foram calculados utilizando o programa PAST (HAMMER et al., 2001). A última métrica foi baseada em espécie tolerantes a sistemas perturbados, que tipicamente aumentam ou dominam ambientes poluídos (GANASAN & HUGHES, 1998; PINTO et al., 2006; WHITTIER et al., 2007b; SEGURADO et al., 2011). Para a classificação das espécies seguimos observações pessoais, Araújo (1998) e Pinto & Araújo (2007).

Tabela II-1: Métricas calculadas para 32 riacho de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara - RJ.

Métricas	Referência
Número de espécies comuns ^b	KANNO et al., (2009)
Percentagem de indivíduos tolerantes ^a	CASATTI et al., (2009)
Percentagem de espécies Characiformes ^a	FERREIRA & CASATTI (2006b), PINTO & ARAÚJO (2007)
Percentagem de espécies Siluriformes ^a	FERREIRA & CASATTI (2006b), PINTO & ARAÚJO (2007), ARAÚJO et al., (2003)
Percentagem de espécies de coluna d'água	BOZZETTI & SCHULTZ (2004)
Percentagem de espécies bentônicas	BOZZETTI & SCHULTZ (2004)
Índice de diversidade de Shannon ^b	MAGALHÃES et al., (2008)
Dominância	CASATTI et al., (2009), FERREIRA & CASATTI (2006b)

^a métrica modificada, ^b métrica não utilizada anteriormente em índices multimétricos em riachos tropicais.

3 RESULTADOS

Um total de 61 espécies de 15 famílias foi coletado, incluindo 38 espécies raras, e 3 a 30 espécies por trecho amostrado, incluindo espécies de coluna de água, bentônicas e crípticas. Considerando todos os 32 trechos, a riqueza de espécies de peixes (análise de Monte Carlo e curvas da ordem de amostragem) continuou a aumentar com o aumento da distância de amostragem, sugerindo uma maior riqueza de espécies do que detectado em uma distância igual a 40 vezes a LMM do canal e negando a primeira hipótese (Figura II-1). Não houve nenhuma diferença na curva de acumulação de espécies entre a análise de Monte Carlo e a curva de espécies na ordem de amostragem, o que indica que o ponto de partida inicial para a amostragem por trecho teve pouco efeito neste estudo.

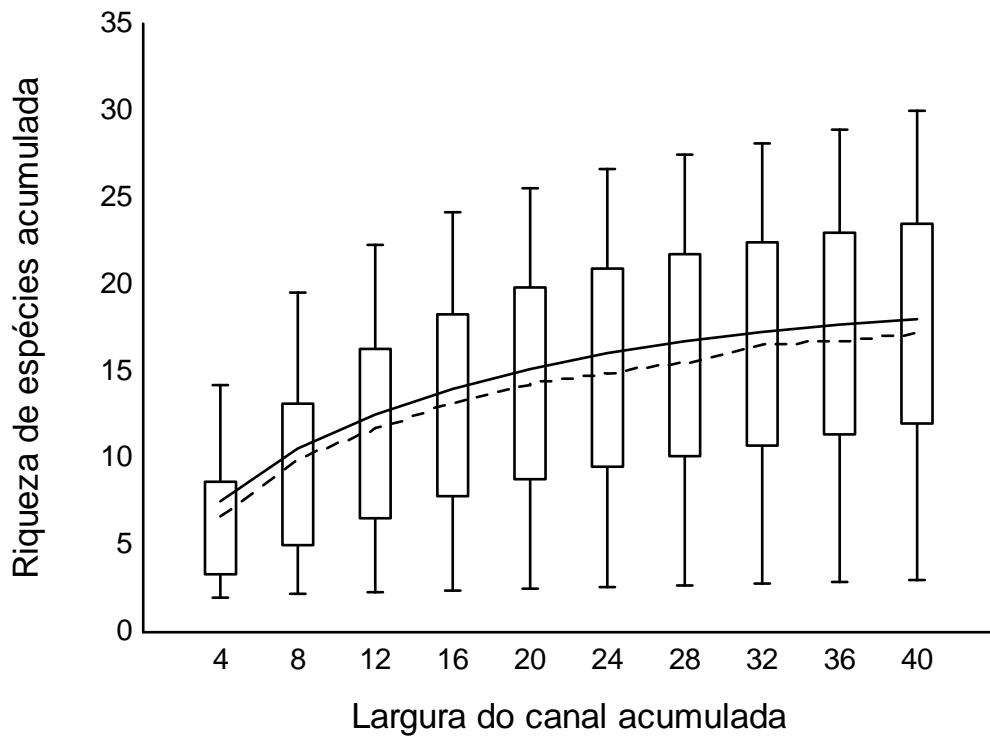


Figura II-1: Riqueza de espécies e LMM acumuladas para 32 riachos de Floresta Atlântica. Curva de espécies na sequência de amostragem com valores médios (linha pontilhada) e análise de Monte Carlo (linha contínua). Nos resultados de Monte Carlo, a linha conecta-se as medianas, as caixas mostram os intervalos interquartis, e os traços mostram o valor mínimo e o máximo dentro de classes.

A curva de rarefação incluiu de 50 a 600 indivíduos e atingiu a assíntota, isto é, apresentou similar riqueza de espécies esperada, mesmo com a adição de novos indivíduos coletados (Figura II-2). Isto sugere que amostras de 400 a 500 indivíduos são necessárias para estimativas razoavelmente precisas de riqueza de espécies de peixes nestes riachos. Os valores observados e estimados de riqueza de espécies não foram semelhantes para a maioria dos trechos amostrados. Os valores estimados de riqueza de espécies, pelos estimadores Bootstrap, Chao1, Chao 2 e Jackknife 2, foram maiores do que o número observado, às vezes estimando 10 espécies acima do que foi observado (Tabela II-3).

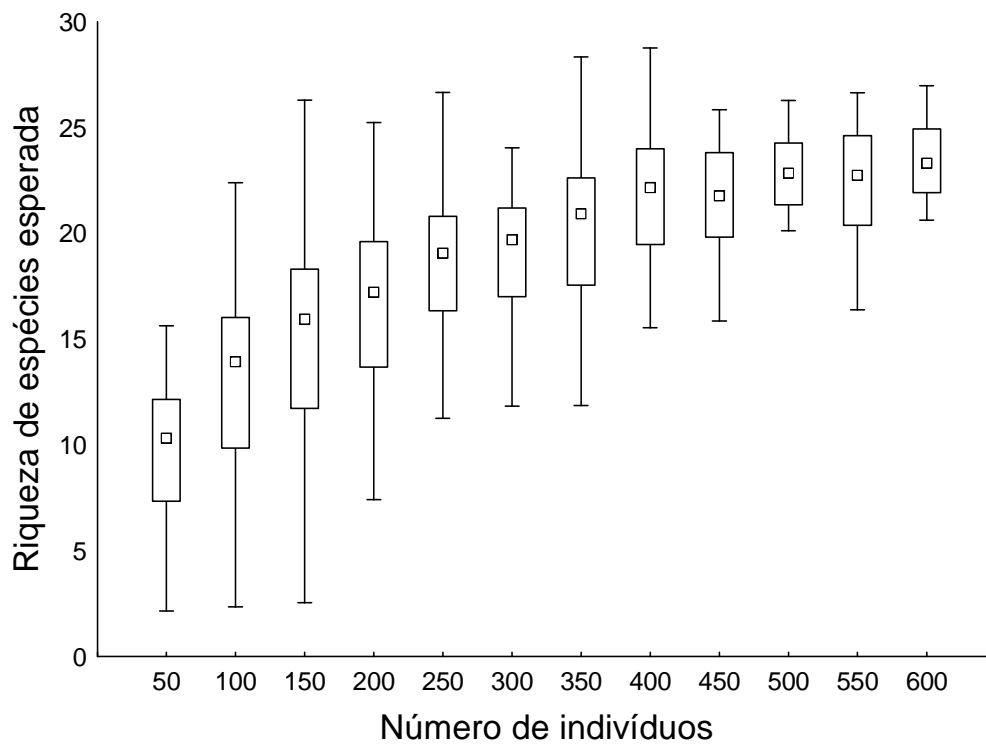


Figura II-2: Riqueza esperada da ictiofauna de acordo com a curva de rarefação de assembleias de peixes de diferentes tamanhos em 32 riachos de Floresta Atlântica. Quadrados pequenos = medianos; retângulos= interquartis e linhas mostram os valores máximos e mínimos dentro das classes de riqueza esperada.

Após a amostragem de 16 à 24 vezes a LMM do canal, todas as métricas avaliadas permaneceram estáveis, isto é, elas não variam, mesmo com o aumento da distância amostrada, ou seja, a segunda hipótese foi aceita (Figura II-3). Isso indica que essas métricas são adequadamente amostradas em distâncias menores que 40 vezes a LMM do canal.

Tabela II-2: Características das assembléias de peixes coletadas em 32 riachos de Floresta Atlântica. S= *singletons* e D= *doubletons*.

Trecho	Abundância Total	Espécies Raras	S/D	Estimadores de Riqueza				
				Riqueza de Espécies Observada	Bootstrap	Chao 1	Chao 2	Jacknife 2
2	392	7	3/3	18	19,7	19,5	18,8	18,8
3	318	3	3/3	12	13,2	12,0	16,5	16,4
4	336	8	3/3	21	23,9	25,2	27,1	30,1
5	640	11	5/3	23	25,7	41,0	27,5	30,4
6	676	10	3/3	21	23,5	21,0	27,0	29,1
7	910	14	2/3	26	29,2	28,0	36,7	37,5
8	227	3	3/3	15	16,3	15,0	17,3	18,7
10	1.086	13	3/3	29	31,1	31,3	30,6	32,2
11	227	6	4/2	12	14,8	12,0	12,0	25,6
12	71	0	4/2	4	4,4	4,0	4,0	5,7
13	975	9	4/4	25	26,7	26,0	29,0	30,4
14	1.214	7	4/4	18	19,3	18,3	18,4	17,8
15	314	5	4/4	21	23,1	22,0	22,3	23,5
16	87	0	4/4	15	18,4	47,0	35,3	28,9
19	67	0	4/4	8	8,8	8,0	10,0	10,7
20	254	1	4/4	3	3,3	3,0	3,0	4,7
21	202	1	4/4	3	3,3	3,0	3,0	4,7
23	245	6	3/2	18	21,0	19,5	24,1	27,1
24	201	6	3/2	16	18,9	16,0	16,0	29,6
25	168	3	3/2	8	9,4	8,0	8,0	14,8
26	498	5	3/2	18	20,7	18,0	30,3	28,5
27	365	3	3/2	12	13,5	12,0	20,0	18,1
28	117	0	3/2	6	6,1	6,0	6,0	5,3
30	216	5	4/2	8	9,9	8,0	20,5	15,8
43	175	2	4/2	18	19,5	18,7	18,3	16,4
44	1.110	12	4/2	24	25,8	24,0	26,7	28,7
45	969	9	4/2	24	25,6	24,0	24,9	25,5
46	208	5	4/2	18	19,6	20,3	19,1	20,3
47	447	13	4/3	29	32,3	29,1	30,8	32,1
49	819	14	4/3	27	29,5	28,1	36,0	35,8
50	374	8	4/3	23	25,9	25,7	31,2	32,8
54	230	14	5/3	30	34,7	32,3	40,1	44,4

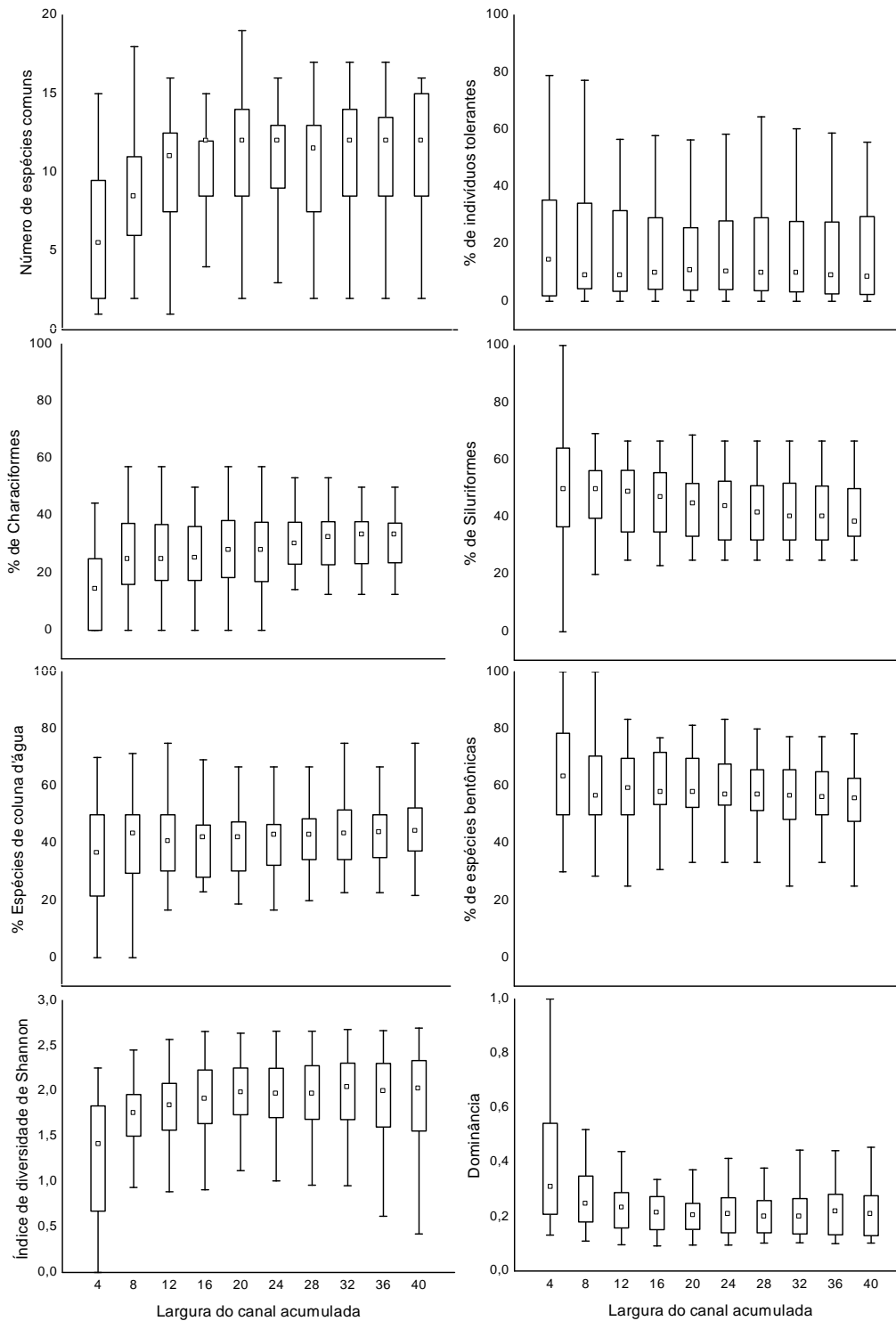


Figura II-3: Métricas bióticas das assembleias de peixes acumuladas *versus* tamanho dos trechos amostrados em 32 riachos de Floresta Atlântica. Quadrados pequenos = medianos; retângulos = interquartis e traços mostram os valores máximos e mínimos dentro das classes de cada métrica.

4 DISCUSSÃO

Os resultados mostram que 40 vezes a LMM do canal não é suficiente para estimar a riqueza de espécies em riachos de Floresta Atlântica, presumivelmente por causa do elevado número de espécies raras. Entretanto, 40 vezes a LMM do canal é suficiente para aplicação de outras métricas bióticas da assembleia (número de espécies comuns, % de indivíduos tolerantes, % de espécies Characiformes, % de indivíduos Siluriformes, % de espécies de coluna d'água, % de espécies bentônicas, diversidade de Shannon, dominância). Isso sugere que 40 vezes a LMM do canal é apropriada para o desenvolvimento de métricas funcionais para a avaliação da condição biótica de riachos de Floresta Atlântica. Trechos de 40 vezes a LMM do canal também foram reportados por REYNOLDS et al. (2003) como adequados para estimar 90% da riqueza de espécies em riachos do noroeste do estado do Oregon, EUA e, esse valor é similar àqueles determinados por estudos desenvolvidos em riachos na região temperada (LYONS, 1992; ANGERMEIER & SMOGOR, 1995; PALLER, 1995; PATTON, et al., 2000; DAUWALTER & PERT, 2003a). Em riachos na Floresta Amazônica com elevado número de espécies raras, Dos ANJOS & ZUANON (2007) sugeriram trechos de amostragem de aproximadamente 60 vezes largura “molhada” média para estimar a riqueza de espécies. A inconsistente ocorrência de espécies raras produz a detecção de descontinuidades em riachos e rios e essas descontinuidades são o fator primário que afetam a distância requerida para estimativa acurada de espécies, (KANNO et al., 2009). REYNOLDS et al. (2003) e HUGHES & PECK (2008) recomendaram amostragem de 40 vezes a LMM, mas argumentaram que essa distância é frequentemente insuficiente para capturar espécies raras em cada trecho, porque essas espécies requerem coleta de maior número de indivíduos. Apesar disso, esses autores não sugerem a exclusão de espécies raras das análises por causa do custo de amostragem envolvido, eles sugerem ser mais prudente minimizar a importância das espécies raras em monitoramentos de assembleia de peixes em larga escala, como os realizados em programas de monitoramentos regionais ou nacionais.

O elevado número de espécies raras observado foi associado à elevada diferenciação de riqueza de espécies entre os trechos (diversidade β). De acordo com MAGURRAN (2004), a diversidade β aumenta quanto mais a semelhança na composição de espécies entre locais diminui; portanto, é uma medida da extensão do quanto a diversidade de duas ou mais unidades espaciais diferem. Em nossos trechos a riqueza de espécies média (α diversidade) foi de $17,3 \pm 7,8$, enquanto o número total de espécies coletadas (diversidade β) foi três vezes maior (61 espécies). Em bacias com alta variabilidade na composição de espécies entre os locais, SMITH & JONES (2008) encontraram que a amostragem em grande número de trechos curtos poderia aumentar as taxas de acúmulo de espécies. Em contraste, eles notaram que amostrar trechos maiores poderiam provavelmente aumentar as taxas de acúmulo de espécies em bacias com elevados custos de amostragem ou com menor conexão entre os trechos. Em riachos relativamente homogêneos nos EUA, FISCHER & PAUKERT (2009) relataram que foram necessários menos locais para estimar a riqueza de trechos, conforme o comprimento amostrado era maior, mas que um maior número de trechos mais curtos pode produzir o mesmo número de espécies com menor esforço de amostragem total.

Assim, a adequação das distâncias de amostragem para estimar a riqueza de espécies, provavelmente precisa ser considerada por região ou bacia, dependendo de objetivos e da prevalência das espécies numericamente raras (KANNO et al., 2009).

As métricas bióticas testadas neste trabalho estabilizaram a partir de distâncias iguais a 25 vezes a LMM (Figura II-3). Isso sugere que a partir dessa distância podem ser gerados dados suficientemente sólidos para avaliações biológicas em riachos de Floresta Atlântica, com base em índices multimétricos. De acordo com HUGHES & GAMMON (1987), um índice multimétrico é um indicador muito menos variável do que a riqueza de espécies. HUGHES & HERLIHY (2007) constataram que cerca de metade do comprimento amostrado em rios de ambientes temperados foi necessária para aplicação de índice multimétrico. Além disso, WAN et al. (2010) relataram que métricas como abundância relativa foram menos afetadas pela falta de táxons raros do que aquelas baseadas na riqueza de espécies. Entretanto, neste estudo também foi constatado que a coleta de 400 a 500 indivíduos por trecho amostrado forneceu uma estimativa razoavelmente precisa da riqueza de espécies empírica. Esse número é semelhante ao número de indivíduos considerado por DUßLING et al. (2004) como necessário para estimativas de riqueza total de espécies. DAUWALTER & PERT (2003b) relataram que os desvios no esforço de amostragem podem resultar em imprecisões na pontuação de índices multimétricos e na avaliação do local amostrado. DOLPH et al. (2010) reportam que tanto o número de táxons raros quanto o número de indivíduos coletados afetam a pontuação do índice em riachos de Minnesota. Presumivelmente, os índices multimétricos utilizados nesses estudos incluíram métricas de riqueza de espécies que tendem a variar consideravelmente com o esforço de amostragem. Assim, mesmo quando se utiliza um índice multimétrico, é importante padronizar o esforço de amostragem, considerando tanto a distância amostrada ou o número de indivíduos coletados, assim como a técnica de coleta e o protocolo de amostragem (HUGHES & PECK, 2008; BONAR et al., 2009; RABENI et al., 2009).

Na Europa, a padronização de amostragem foi parcialmente resolvida por padronização do esforço com pesca elétrica, em 100 m de trecho, para riachos (CEN, 2003). No entanto, SÁLY et al. (2009) determinaram que estimativas de riqueza de espécies necessitam de trechos maiores que 100 m em riachos húngaros com 6-17 espécies. Trabalhando em riachos de 4-7 m de largura na Bélgica, VAN LIEFFERINGE et al. (2010) constataram que uma distância de 452 m de pesca elétrica foi necessária para capturar 90% das espécies presentes em trechos homogêneos, entretanto 380 m foram suficientes para trechos mais heterogêneos. Estes resultados sugerem que o aumento do esforço deve ser empregado na amostragem de uma maior distância em relação a intensiva amostragem de distância mais curta, provavelmente para incorporar maior diversidade de macrohabitats.

As agências regulatórias brasileiras estão interessadas em uma ferramenta consistente, eficiente e de baixo custo para monitorar riachos de Floresta Atlântica. Elas podem considerar índices multimétricos aplicando uma distância amostral de 40 vezes a LMM do canal para aplicação de monitoramento biológico baseado na ictiofauna. Entretanto, deve-se ter atenção ao uso de métricas baseadas em riqueza de espécies, tais

como, número de espécies nativas, número de espécies Characiformes, número de espécies de coluna d'água ou número de espécies raras. Essas métricas, embora não sejam estimadoras da riqueza de espécies, estão intimamente relacionados com a riqueza de espécies esperada e mais sujeitas a erros de amostragem que métricas proporcionais. Por isso, sugere-se o uso de métricas baseadas em abundâncias relativas, como percentagem de espécies ou indivíduos Characiformes, percentagem de espécies ou indivíduos de coluna d'água. MEBANE et al. (2003) e WHITTIER et al. (2007a) também chegaram a essa conclusão para os rios e riachos no Oeste dos Estados Unidos, respectivamente.

5 CONCLUSÃO

Com este estudo, conclui-se que um esforço de amostragem de 40 vezes a LMM do canal é suficiente para avaliar a assembleia de peixes através de um índice multimétrico composto por métricas proporcionais, mas insuficiente para estimar a riqueza de espécies em riachos de Floresta Atlântica, confirmando assim a segunda hipótese proposta nesse trabalho, mas não a primeira. Para a coleta de 95-99% de todas as espécies esperadas em um trecho de riacho de Floresta Atlântica, provavelmente seja necessário amostrar uma distância que garanta a coleta de mais de 500 indivíduos, entretanto pesquisas adicionais, com trechos amostrais de 80-100 vezes a LMM do canal serão necessárias para a confirmação da suficiência desse nível de esforço amostral.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABELL, R.; THIEME, M.L.; REVENGA, C.; BRYER, M.; KOTTELAT, M.; BOGUTSKAYA, N.; COAD, B.; MANDRAK, N.; BALDERAS, S. C.; BUSSING, W.; STIASSNY, M. L. J.; SKELTON, P.; ALLEN, G. R.; UNMACK, P.; NASEKA, A.; NG, R.; SINDORF, N.; ROBERTSON, J.; ARMIJO, E.; HIGGINS, J. V.; HEIBEL, T. J.; WIKRAMANAYAKE, E.; OLSON, D.; LÓPEZ, H. L.; REIS, R. E.; LUNDBERG, J. G.; PÉREZ, M. H. S.; PETRY, P. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. **Bio Science**, V. 58, p. 403–414, 2008.

ANGERMEIER, P. L.; SMOGOR, R. A. Estimating number of species and relative abundances in stream-fish communities: effects of sampling effort and discontinuous spatial distributions. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, V. 52, p. 936–949, 1995.

ARAÚJO, F.G. Adaptation of the index of biotic integrity based on fish assemblages in the Paraíba do Sul River, RJ, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, V. 58, p. 547–558, 1998.

ARAÚJO, F.G.; FICHBERG, I.; PINTO, B.C.; PEIXOTO, M. G. A preliminary index of biotic integrity for monitoring condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. **Environmental Management**, V. 32, p. 516–526, 2003.

BAPTISTA, D. F.; BUSS, D.F.; EGLER, M.; GIOVANELLI, A.; SILVEIRA AND, M. P.; NESSIMIAN, J. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. **Hydrobiologia**, V. 575, p. 83–94, 2007.

BONAR, S.; HUBERT, W.; WILLIS, D. (eds.). 2009. Standard methods for sampling North American freshwater fishes. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

BOZZETTI, M.; SCHULZ, U.H. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. **Hydrobiologia** V. 529, p. 133–144, 2004.

CAO, Y.; LARSEN, D.P.; HUGHES, R. M. Evaluating sampling sufficiency in fish assemblages: a similarity-based approach. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, V. 58, p. 1782–1793, 2001.

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

CEN (Comite Europeen de Normalisation), 2003. Water quality—sampling of fish with electricity. CEN, European Standard—EN 14011:2003 E, Brussels, Belgium.

CHAO, A. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. **Scandinavian Journal of Statistics**, V. 11, p. 265–270, 1984.

CHAO, A. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. **Biometrics**, V. 43, p. 783–791, 1987.

CLARKE, K.R.; GORLEY, R.N. 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.

DAUWALTER, D. C.; PERT, E.J. Electrofishing effort and fish species richness and relative abundance in Ozark Highland streams of Arkansas. **North American Journal of Fisheries Management**, V. 23, p. 1152–1166, 2003a.

DAUWALTER, D. C.; PERT, E.J. Effect of electrofishing effort on an index of biotic integrity. **North American Journal of Fisheries Management**, V. 23, p. 1247–1252, 2003b.

DOLPH, C. L.; SHESHUKOV, A.Y.; CHIZINSKI, C.J.; VONDRACEK, B.; WILSON, B. The index of biological integrity and the bootstrap: can random sampling error affect stream impairment decisions. **Ecological Indicators**, V. 10, p. 527–537, 2010.

DOS ANJOS, M.B.; ZUANON, J. Sampling effort and fish species richness in small terra firme forest streams of central Amazonia, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, V. 5, p. 45–52, 2007.

DUßLING, U.; BERG, R.; KLINGER, H.; WOLTER, C.; WILKEN, R.D. 2004. Assessing the ecological status of river systems using fish assemblages. In C. Steinberg, W. Calmano and H. Klapper, editors, *Handbuch angewandte Limnologie*, VIII-7.4, 20. Erg.Lfg. 12/04 (pp. 1–84). Ecomed, Landsberg am Lech, Bavaria.

EFRON, B. Bootstrap methods: another look at the jackknife. **Annals of Statistics**, V.7, p.1–26, 1979.

EFRON, B. Nonparametric estimates of standard error: the jackknife, the bootstrap and other methods. **Biometrika**, V. 68, p. 589–599, 1981.

FERREIRA, C.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**, V.23, p.642–651, 2006a.

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**, V. 6, p. 1–25, 2006b.

FISCHER, J.R.; PAUKERT, C.P. Effects of sampling effort, assemblage similarity, and habitat heterogeneity on estimates of species richness and relative abundance of stream fishes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, V.66, p.277–290, 2009.

FROESE, R.; PAULY, D. (eds). 2012. FishBase. World Wide Web electronic publication. Available at www.fishbase.org (version 08/2012).

GANASAN, V.; HUGHES, R.M. Application of an index of biological integrity to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra, India. **Freshwater Biology**, V. 40, p. 367–383, 1998.

GERHARD, P.; MORAES, R.; MOLANDER, S. Stream fish communities and their associations to habitat variables in a rainforest reserve in southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, V. 71, p. 321–340, 2004.

GOTELLI, N.; COLWELL, R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, V. 4, p. 379–391, 2001.

HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.

HELLMAN, J. J.; FOWLER, G.W. Bias, precision, and accuracy of four measures of species richness. **Ecological Applications**, V. 9, p. 824–834, 1999.

HUGHES, R. M.; HERLIHY, A.T.; GERTH, W.J.; PAN, Y. Estimating vertebrate, benthic macroinvertebrate, and diatom taxa richness in raftable Pacific Northwest rivers for bioassessment purposes. **Environmental Monitoring Assessment** V. 184, p. 3185–3198, 2012.

HUGHES, R.M.; HERLIHY, A.T. Electrofishing distance needed to estimate consistent index of biotic integrity (IBI) scores in raftable Oregon rivers. **Transactions of the American Fisheries Society**, V. 136, p. 135–141, 2007.

HUGHES, R.M.; PECK, D.V. Acquiring data for large aquatic resource surveys: the art of compromise among science, logistics, and reality. **Journal of the North American Benthological Society**, V. 27, p. 837–859, 2008.

HUGHES, R.M.; GAMMON, J.R. Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette River, Oregon. **Transactions of the American Fisheries Society**, V. 116, p. 196–209, 1987.

HUGHES, R.M., KAUFMANN, P.R.; HERLIHY, A.T.; INTELMAAN, S.S.; CORBETT, S.C.; ARBOGAST, M.C.; HJORT, R.C. Electrofishing distance needed to estimate fish species richness in raftable Oregon rivers. **North American Journal of Fisheries Management**, V. 22, p. 1229–1240, 2002.

KANNO, Y.; VOKOUN, J.C.; DAUWALTER, D.C.; HUGHES, R.M.; HERLIHY, A.T.; MARET, T.R.; PATTON, T.M. Influence of rare species on electrofishing

distance when estimating species richness of stream and river reaches. **Transactions of the American Fisheries Society**, V. 138, p. 1240–1251, 2009.

LYONS, J. The length of stream to sample with a towed electrofishing unit when fish species richness is estimated. **North American Journal of Fisheries Management**, V. 12, p. 198–203, 1992.

MAGALHÃES, M.F.; RAMALHO, C.E.; COLLARES-PEREIRA, M.J. Assessing biotic integrity in a Mediterranean watershed: development and evaluation of a fish-based index. **Fisheries Management and Ecology**, V. 15, p. 273–289, 2008.

MAGURRAN, A.E., 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, London, United Kingdom.

MAZZONI, R.; FENERICH-VERANI, N.; CARAMASCH, E.P. Electrofishing as a sampling technique for coastal stream fish populations in the southeast of Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, V. 60, n.2, p. 205–216, 2000.

MAZZONI, R.; FENERICH-VERANI, N.; CARAMASCHI, E.P.; GLESIAS-RIOS, R. I. Stream-dwelling fish communities from an Atlantic rainforest drainage. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, V.49, p.249–256, 2006.

MEBANE, C.A.; MARET, T.R.; HUGHES, R.M. An index of biological integrity (IBI) for Pacific Northwest rivers. **Transactions of the American Fisheries Society**, V. 132, p. 239–261, 2003.

MMA et al. (Ministério do Meio Ambiente, Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, and SEMAD/ Instituto Estadual de Florestas-MG). 2000. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da mata atlântica e campos sulinos. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

MUGNAI, R.; OLIVEIRA, R.B.S.; CARVALHO, A.L.; BAPTISTA, D.F. Adaptation of the indicebióticoesteso (IBE) for water quality assessment in rivers of Serra do Mar, Rio de Janeiro State, Brazil. **Tropical Zoology**, V. 21, p. 57–74, 2008.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** V. 403, p. 853–858, 2000.

OBERDORFF, T.; PONT, D.; HUGUENY, B.; PORCHER, J.P. Development and validation of a fish-based index (FBI) for the assessment of French rivers: a framework for environmental assessment. **Freshwater Biology**, V. 46, p. 399–415, 2002.

OLIVEIRA, R.B.; BAPTISTA, D.F.; MUGNAI, R.; CASTRO, C.M.; HUGHES, R.M. Towards rapid bioassessment of wadeable streams in Brazil: Development of the Guapiaçu-Macacu Multimetric Index (GMMI) based on benthic macroinvertebrates. **Ecological Indicators**, V. 11, p. 1584–1593, 2011.

PALLER, M.H. Relationships among number of fish species sampled, reach length surveyed, and sampling effort in South Carolina coastal plain streams. **North American Journal of Fisheries Management**, V. 15, p. 110–120, 1995.

PATTON, T.M.; HUBERT, W.A.; RAHEL, F.J.; GEROW, K.G. Effort needed to estimate species richness in small streams on the Great Plains in Wyoming. **North American Journal of Fisheries Management**, V.20, p.394–398, 2000.

PINTO, B.C.; 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**, V. 556, p. 69–83, 2006.

PINTO, B.C.; ARAÚJO, F.G. Assessing of biotic integrity of the fish community in a heavily impacted segment of a tropical river in Brazil. **Brazilian Archives of Biology And Technology**, V.50, n.3, p.489–502, 2007.

PONT, D.; HUGUENY, B.; BEIR, U.; GOFFAUX, D.; MELCHER, A.; NOBLE, R.; ROGERS, C.; ROSET, N.; SCHMUTZ, S. Assessing river biotic condition at the continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. **Journal of Applied Ecology**, V. 43, p. 70–80, 2006.

PONT, D.; HUGHES, R.M.; WHITTIER, T.R.; SCHMUTZ, S. A predictive index of biotic integrity model for aquatic-vertebrate assemblages of western U.S. streams. **Transactions of the American Fisheries Society**, V. 138, p. 292–305, 2009.

RABENI, C.F.; LYONS, J.; MERCADO-SILVA, N.; PETERSON, J.T. 2009. Chapter 4: warmwater fish in wadeable streams. Pages 43-58 *In* S.A. Bonar, W.A. Hubert, and D.W. Willis, editors. Standard methods for sampling North American freshwater fishes. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

REYNOLDS, L.; HERLIHY, A.T.; KAUFMANN, P.R.; GREGORY, S.V.; HUGHES, R.M. Electrofishing effort requirements for assessing species richness and biotic integrity in western Oregon streams. **North American Journal of Fisheries Management**, V. 23, p. 450–461, 2003.

REZENDE, C.F.; MORAES, M.; MANNA, L.R.; LEITÃO, R.P.; CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R. Mesohabitat indicator species in a coastal stream of the Atlantic rainforest, Rio de Janeiro-Brazil. **Revista de Biología Tropical**, V. 58, p. 1479–1487, 2010.

SÁLY, P.; ERŐS, T.; TAKÁCS, P.; SPECZIÁR, A.; KISS, I.; BÍRÓ, P. Assemblage level monitoring of stream fishes: the relative efficiency of single-pass vs. double-pass electrofishing. **Fisheries Research**, V. 99, p. 226–233, 2009.

SEGURADO, P.; SANTOS, J.M.; PONT, D.; MELCHER, A.; GARCIA-JALON, D.; HUGHES, R.M.; FERREIRA, M.T. Estimating species tolerance to human perturbation: expert judgment versus quantitative approaches. **Ecological Indicators**, V. 11, p. 1623–1635, 2011.

SMITH, E.P.; VAN BELLE, G. Nonparametric estimation of species richness. **Biometrics**, V. 40, p.119–129, 1984.

TERRA, B.F.; ARAÚJO, F.G. A preliminary fish assemblage index for a transitional river reservoir system in southeastern Brazil. **Ecological Indicators**, V. 11, p. 874–881, 2011.

SMITH, K.L.; JONES, M.L. Allocation of sampling effort to optimize efficiency of watershed-level ichthyofaunal inventories. **Transactions of the American Fisheries Society**, V. 137, p. 1500–1506, 2008.

VAN LIEFFERINGE, C.; SIMOENS, I.; VOGT, C.; COX, T.J.S.; BREINE, J.; ERCKEN, D.; GOETHALS, P.; BELPAIRE, C.; MEIRE, P. Impact of habitat diversity on the sampling effort required for the assessment of river fish communities and IBI. **Hydrobiologia**, V. 644, p. 169–183, 2010.

WAN, H.; CHIZINSKI, C.J.; DOLPH, C.L.; VONDRACEK, B.; WILSON, B.N. The impact of rare taxa on a fish index of biotic integrity. **Ecological Indicators**, V. 10, p. 781–788, 2010.

WHITTIER, T.R.; HUGHES, R.M.; STODDARD, J.L.; LOMNICKY, G.A.; PECK, D.V.; HERLIHY, A.T. A structured approach to developing indices of biotic integrity: three examples from western USA streams and rivers. **Transactions of the American Fisheries Society**, V. 136, p. 718–735, 2007a.

WHITTIER, T.R.; HUGHES, R.M.; LOMNICKY, G.A.; PECK, D.V. Fish and amphibian tolerance values and an assemblage tolerance index for streams and rivers in the western USA. **Transactions of the American Fisheries Society**, V. 136, p. 254–271, 2007b.

CAPÍTULO III

AVALIAÇÃO DA CONDIÇÃO BIÓTICA DE RIACHOS DA FLORESTA ATLÂNTICA: UMA ABORDAGEM MULTIMÉTRICA BASEADA NA ASSEMBLEIA DE PEIXES

RESUMO

Um índice multimétrico (IMM) preliminar baseado na ictiofauna foi desenvolvido para avaliar a condição biótica de riachos da Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. Os trechos menos perturbados foram utilizados como representantes das condições de referência para o desenvolvimento de métricas. Para determinar o gradiente de perturbação foi utilizado um Índice de Distúrbio Integrado (IDI), que resumiu os múltiplos distúrbios medidos em escalas locais e regionais em um único índice, descrevendo a totalidade da exposição dos riachos às pressões humanas. Para os 48 trechos estudados, nove foram classificados como menos perturbados ($IDI < 0,25$), cinco foram mais-perturbados ($IDI > 1,35$) e 34 foram intermediários. Inicialmente, foram consideradas 41 métricas provenientes, principalmente, de estudos anteriores. Esse conjunto de métricas candidatas passou por um processo de seleção, a partir de cinco testes: amplitude, sinal-ruído, correlação com gradientes naturais, resposta ao gradiente de distúrbio e teste de redundância. Seis métricas foram selecionadas para o IMM: % de indivíduos Characiformes, % indivíduos nativos de coluna d'água, % indivíduos bentônicos invertívoros, % indivíduos detritívoros, % espécies tolerantes e % espécies intolerantes. A validação do IMM com o IDI sugeriu que o índice multimétrico respondeu ao gradiente de perturbação. Conclui-se que o uso do IDI e um processo rigoroso de seleção das métricas são críticos para o desenvolvimento do IMM.

Palavras chaves: condição biótica; monitoramento biológico; ictiofauna; riacho tropical.

ABSTRACT

We developed a preliminary fish-based multimetric index (MMI) to assess biotic condition of Atlantic Rain Forest streams in Southeastern Brazil. We used least-disturbed sites as proxies of reference conditions for metric development. To determine the disturbance gradient we used an Integrated Disturbance Index (IDI) that summarized the multiple disturbances measured at local/regional catchment scales in a single index, describing the totality of exposure of the streams to human pressures. For our 48 sites, nine were least-disturbed ($IDI < 0.25$), five were most-disturbed ($IDI > 1.35$) and 34 were intermediate. Initially, we considered 41 candidate metrics selected primarily from previous studies. We screened this pool of candidate metrics using a series of tests: range test, signal-to-noise test, correlation with natural gradients, responsiveness test, and redundancy test. After that, six metrics were selected for the MMI: % Characiforms individuals, % water column native individuals, % benthic invertivorous individuals, % detritivorous individuals, % tolerant species, and % intolerant species. Validation of the MMI with the IDI suggested that the indices respond to this gradient. We conclude that an IDI and rigorous metric screening are critical to the MMI development process.

Key words: Ecological assessment; biological monitoring; Multimetric indices; ichthyofauna; tropical stream.

1 INTRODUÇÃO

Os impactos causados nos ambientes aquáticos pela influência humana geram efeitos diretos na qualidade da água para consumo e também afetam a capacidade desses sistemas em manter a integridade biótica. Considerando que a integridade biótica de um ecossistema é a capacidade de manter uma comunidade com riqueza de espécies, composição e organização funcional comparáveis à de ecossistemas não perturbados por atividades humanas (KARR & DUDLEY, 1981), poder mensurar essa integridade e acompanhar sua evolução pode ser um importante passo para a conservação e recuperação desses ambientes.

Diversos países têm intensificado seus esforços no desenvolvimento de ferramentas, que possam ser utilizadas no monitoramento dos ambientes aquáticos e que sejam capazes de avaliar a qualidade ambiental considerando a integridade biótica ou condição biótica desses sistemas. A abordagem multimétrica tem sido uma das abordagens mais utilizadas neste contexto, por agrupar características biológicas dos ecossistemas oferecendo uma resposta integrada e robusta. Esta abordagem substitui e/ou complementa as metodologias tradicionalmente utilizadas, baseadas em parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos, apontadas como pouco eficientes para a avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos (BUSS et al., 2008), por avaliarem o ambiente apenas momentaneamente, não agregando informações de longo prazo.

Índices Multimétricos

A abordagem multimétrica fornece uma análise integrada da comunidade biológica de um local por derivar de uma variedade de medidas biológicas (KARR & CHU, 1999). Os índices multimétricos, construídos a partir desta visão, constituem-se em ferramentas de avaliação que agregam essas medidas biológicas (métricas) individuais em um único valor, considerando efeitos múltiplos (HERING et al., 2006). Assim, a força da abordagem multimétrica está na habilidade de integrar informações dos vários aspectos de uma comunidade para fornecer uma classificação geral do nível de degradação do ecossistema, sem perder a informação proveniente das métricas individuais (OLIVEIRA et al., 2008).

Essa metodologia de avaliação da qualidade ambiental tem sido aplicada em diferentes ambientes aquáticos (rios, riachos, reservatórios, estuários e lagos), além de ambientes terrestres. Embora, o grupo dos peixes tenha sido o primeiro a ser utilizado na construção de índices multimétricos há cerca de 30 anos por KARR (1981), o emprego de diversos outros grupos tem sido observado: macroinvertebrados (KLEMM et al., 2003; HERING et al., 2006; BAPTISTA et al., 2011; OLIVEIRA et al., 2011; COUCEIRO et al., 2012); macrófitas aquáticas (MILLER et al., 2006; TRIEST, 2006; TRÉMOLIÈRES et al., 2007; MOORE et al., 2012), fitoplâncton (DANIELSON et al., 2011) e aves (BRYCE et al., 2002). Além disso, os índices multimétricos estão presentes em todos os continentes, como já observado há quatorze anos por HUGHES & OBERDORFF (1999). Nos EUA e em muitos países da Europa, constituem

ferramentas oficiais de monitoramento utilizadas pelas agências ambientais (OLIVEIRA et al., 2008).

Histórico de utilização

Os Estados Unidos foram os primeiros a manifestarem a necessidade de avaliar a qualidade dos ambientes aquáticos com ferramentas que levassem em consideração perturbações que não eram detectadas pelos parâmetros físicos e químicos. As agências ambientais demandavam ferramentas que considerassem alterações no fluxo da água, degradação do habitat e lançamento de efluentes com temperaturas elevadas, entre outros exemplos. Em 1972, foi publicada a “*Water Pollution Control Act Amendments*” que definiu poluição como uma alteração causada ou estimulada pelo homem afetando a integridade física, química, radiológica e biológica da água. Deste modo, pela primeira vez surgiu o termo integridade biológica.

A partir daí, várias iniciativas, como a organização do Fórum de Integridade da Água, organizado pela US - EPA (*United States Environmental Protection Agency*) em 1975, foram tomadas, na tentativa de aprimorar essa ideia. Em 1981, uma comissão foi formada para definir o termo “integridade biótica” funcionalmente. Assim, “integridade biótica” foi definida como “a capacidade de manter uma comunidade de organismos equilibrada, integrada e adaptativa, possuindo diversidade e organização funcional semelhante às áreas que conservam o habitat natural da região”. KARR & DUDLEY (1981) incluíram a noção da aplicabilidade regional ao conceito.

Neste mesmo ano, 1981, o pesquisador James R. Karr, integrante da comissão que discutia e desenvolvia ferramentas atreladas à ideia da integridade biótica, publicou o artigo intitulado “*Avaliação da integridade biótica utilizando comunidade de peixes*”. Neste artigo, o pesquisador apresenta um índice para riachos de Illinois composto por 12 métricas. Entretanto, não deixa todas as etapas de construção do índice explicadas. A partir de então, outros pesquisadores e o próprio James R. Karr passaram a publicar diversos artigos que sustentaram e aprimoraram a ideia inicial (FAUSCH et al., 1984; KARR et al., 1986; KARR et al., 1987).

Índices Multimétricos no Brasil

No Brasil, o uso de índices multimétricos para avaliação da qualidade ambiental de sistemas aquáticos, teve seu início em 1998, com a adaptação do Índice de Integridade Biótica para o trecho médio inferior do rio Paraíba do Sul feita por ARAÚJO (1998). A partir de então, várias adaptações deste índice para esta mesma bacia foram propostas (ARAÚJO et al., 2003, PINTO et al., 2006, PINTO & ARAÚJO, 2007; TERRA & ARAÚJO, 2011) e para outras áreas do país (BOZZETTI & SCHULZ, 2004; MARCIANO et al., 2004; FERREIRA & CASATTI, 2006; BAPTISTA et al., 2007; CASATTI et al., 2009; BAPTISTA et al., 2011; ESTEVES & ALEXANDRE, 2011; OLIVEIRA et al., 2011; COUCEIRO et al., 2012).

Peixes e Índices Multimétricos

Na primeira adaptação do Índice de Integridade Biótica, Karr (1981) apresentou uma lista de vantagens que justificassem a utilização da assembleia de peixes no monitoramento biológico. Dentre elas, destacam-se a diversidade de categorias tróficas (onívoros, herbívoros, insetívoros, planctívoros, piscívoros); a ocupação do topo de cadeias alimentares aquáticas, que podem oferecer uma visão integrada do sistema; o ciclo de vida longo, podendo indicar efeitos de longo prazo; são animais de fácil coleta e identificação e têm valor cultura e social. O público em geral pode entender e sentir-se envolvido com as condições das assembleias de peixes e denunciar acontecimentos negativos relacionados a elas. Além do que, são consumidos por humanos, o que os torna valiosos para medir o risco ecológico e a saúde pública (JAMARILLO-VILLA et al., 2008).

Aplicação de Índices Multimétricos em riachos de Floresta Atlântica

O desenvolvimento de índices multimétricos para riachos inseridos em domínios da Floresta Atlântica tem ocorrido de forma lenta e esparsa. Considerando somente artigos publicados em revistas indexadas, apenas seis adaptações, em pequena escala, de índices multimétricos foram encontradas para esses ambientes. O grupo do Pesquisador Darcílio F. Baptista, da Fundação Oswaldo Cruz, foi responsável por três desses artigos, os quais desenvolveram índices multimétricos utilizando macroinvertebrados. Todos esses trabalhos se concentraram em riachos localizados na Serra dos Órgãos – RJ. BAPTISTA et al. (2007) desenvolveram um índice multimétrico para as bacias dos rios Macaé, Guapimirim e Grande, BAPTISTA et al. (2011), para riachos da bacia dos rios Piabanha-Paquequer e OLIVEIRA et al. (2011) para as bacias dos rios Guapiaçu e Macacu. Esses trabalhos acompanharam a evolução no desenvolvimento de índices multimétricos e apresentam diferentes abordagens na seleção de áreas de referência, seleção das métricas e na pontuação, que passou de discreta em BAPTISTA et al. (2007) para contínua nos dois trabalhos mais recentes.

Além desses, três outros trabalhos foram publicados nos últimos 10 anos utilizando peixes para o desenvolvimento de índices multimétricos em riachos de Floresta Atlântica. BOZZETTI & SCHULZ (2004) desenvolveram um índice utilizando peixes em riachos das bacias dos rios Gravataí e Sinos- RS; MARCIANO et al. (2004) para riachos da bacia do rio Sorocaba –SP e ESTEVES & ALEXANDRE (2011) para riachos da bacia do rio Piracicaba –SP.

Vários fatores contribuem para este reduzido número de estudos relacionados a índices multimétricos em riachos de Floresta Atlântica. Além das dificuldades inerentes a pesquisa em países em desenvolvimento como o Brasil, o elevado grau de endemismo aliado à alta diversidade e a marcada heterogeneidade ambiental tornam o desenvolvimento de índices multimétricos, um grande desafio. Agregar esses fatores em uma única abordagem multimétrica que possa ser utilizada como ferramenta de monitoramento em larga escala deve ser o objetivo de pesquisas que visem contribuir para a adoção do monitoramento biológico dos recursos hídricos.

Este estudo se constitui em um importante passo na criação de um sistema de monitoramento biológico para o Estado do Rio de Janeiro, possibilitando a identificação de áreas críticas para conservação e manejo, bem como áreas que necessitem de intervenções, com a finalidade de que a integridade biótica seja restaurada. Além disso, um índice de avaliação ambiental pode ser utilizado por gestores públicos como subsídio a uma política sustentável e de uso racional dos recursos hídricos. Os objetivos deste estudo foram (a) determinar um gradiente de perturbação antrópica, (b) selecionar medidas biológicas (métricas) baseadas nas assembleias de peixes capazes de distinguir o gradiente de perturbação e (c) combinar essas métricas em um Índice Multimétrico.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 – Desenho Amostral

Neste estudo foram considerados 48 trechos de riachos de Floresta Atlântica amostrados nos períodos de seca de 2010 e 2011, sendo sete deles reamostrados no período de cheia do ano de 2011. Em cada local foi amostrado um trecho de distância igual a 40 vezes a largura “molhada” média do canal, ou no mínimo de 100 metros e no máximo 500 metros.

2.2 – Amostragem da Ictiofauna

A pesca elétrica foi realizada com um gerador de corrente alternada (3000 W; 220 V) com os dois puçás (eletrodos) com aro (440 mm x 300 mm) suportando uma rede (3 mm de malha). Duas pessoas, cada uma com um puçá, caminharam, de uma margem a outra do trecho, em um movimento de zigui-zague, removendo todos os peixes detectados no campo elétrico. Os peixes coletados foram identificados, contados, pesados (g), e medidos - comprimento padrão (mm). Material testemunho foi fixado em formalina a 10% por 48 h, posteriormente conservado em etanol 70% e, então, depositado nas coleções de referência do Laboratório de Ecologia de Peixes da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro e Coleção Ictiológica do Instituto de Biologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro.

2.3 – Determinação do Gradiente de Distúrbio

Para o desenvolvimento das métricas, a condição de referência foi determinada a partir dos locais menos impactados (HUGHES, 1995; STODDARD et al., 2006; WHITTIER et al., 2007a). Para determinar o gradiente de perturbação, o Índice de Distúrbio Integrado (IDI; LIGEIRO et al., 2013) foi utilizado. Esse índice combinou os múltiplos distúrbios mensurados em cada trecho amostrado, em escala local (Índice de Distúrbio Local - IDL) e na bacia hidrográfica acima do local amostrado, escala regional (Índice de Distúrbio Regional- IDR) em um único índice, descrevendo a perturbação total por pressões humanas dos trechos amostrados. O IDL foi calculado a partir da métrica W1_{hall}, como descrito no KAUFMANN et al. (1999), que resume

distúrbios humanos observados nos riachos e na vegetação ciliar. Neste estudo, esta métrica foi calculada usando oito tipos de perturbação: lixo, esgoto, construção, animais domésticos, agricultura, pastagem, erosão, barragem ao longo das dez seções demarcadas em cada trecho. Os valores foram ponderados de acordo com o impacto e a distância da perturbação em relação ao riacho: lixo (1,5), esgoto (2,0), construção (1,0), animais domésticos (1,0), agricultura (1,0), pastagem (1,0), erosão (1,5) e barragem (1,0).

O IDR foi baseado no uso do solo em toda a bacia hidrográfica acima do trecho amostrado e foi calculado como a soma dos tipos de uso, cada um ponderado diferentemente: % de área urbana (4,0), % área agrícola (2,0) e % de pastagem (1,0) (LIGEIRO et al., 2013). Cada tipo de uso foi estimado para a área acima do trecho amostrado através de ortofotos de escala 1:25.000, disponíveis gratuitamente a partir do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Os diferentes usos do solo foram determinados através da interpretação visual e vetorização diretamente na tela do computador usando o pacote ArcGIS 10 (ESRI, 2007).

A correlação de Pearson foi utilizada para avaliar a colinearidade entre ambos os índices. Os valores resultantes foram fracos ($r < 0,51$). Essas baixas correlações confirmam que os impactos potenciais de diferentes escalas de distúrbio são fracamente associados. Deste modo, o uso de índices locais e regionais juntos pode ajudar a evitar a interpretação equivocada e parcial da resposta biológica às pressões humanas. Por não compartilharem a mesma escala numérica, seguindo Ligeiro et al. (2013), os valores brutos de cada índice foram divididos por 75% do valor máximo que cada um deles pode, teoricamente atingir ($IDL = 3$; $IDR = 300$). Assim, o IDI foi calculado pela aplicação do Teorema de Pitágoras seguindo LIGEIRO et al., (2013): $IDI = ((IDL/3)^2 + (IDR/300)^2)^{1/2}$.

Para validar o IDI, variáveis físicas e químicas e métricas do habitat foram utilizadas, buscando representar aspectos essenciais dos habitats nos trechos amostrados, como a morfologia (profundidade média, média da largura x média da profundidade), a heterogeneidade de habitats (% remanso, diâmetro geométrico médio do substrato (Dgm), % cobertura vegetal e % cobertura de macrófitas) e a qualidade da água (temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade e turbidez). A Análise de Componentes Principais (ACP) sobre as variáveis ambientais (Tabela III-1) foi utilizada para determinar a posição das amostras ao longo dos principais gradientes ambientais. Depois disso, o eixo 1 da ACP foi regredido contra o IDI. A expectativa era que trechos amostrais classificados pelo IDI como degradados também teriam baixa qualidade da água e modificações consideráveis no macrohabitat.

Tabela III-1: Caracterização abiótica de 48 trechos de riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara, classificadas pelo índice de Distúrbio Integrado (IDI) em três classes: menor distúrbio, intermediários e maior distúrbio.

	Código	Menor-Distúrbio		Intermediário		Maior-Distúrbio	
		Média	Desvio	Média	Desvio	Média	Desvio
Temperatura (°C)	PHYXTEM	18,34	0,99	19,72	1,42	21,57	0,92
Oxigênio Dissolvido (mg.L⁻¹)	PHYXOD	8,56	1,11	8,70	1,30	6,63	0,77
Condutividade (mS/cm)	PHYXCOND	3,27	2,40	4,43	2,06	13,18	8,54
Turbidez (NTU)	PHYXTUR	0,82	0,84	2,40	2,89	6,85	4,84
Profundidade (m)	Depth	0,21	0,08	0,18	0,08	0,23	0,03
Largura média x profundidade média	XWXD	1,35	1,04	1,10	1,02	1,21	0,75
% remanso	PERPOOL	43,01	11,78	40,22	27,34	51,80	34,05
Dgm	Sub DMM	98,84	135,22	24,10	32,34	3,12	3,34
% Cobertura do dossel	XCANOPY	64,65	21,88	260,20	1195,40	14,23	16,20
% Cobertura de macrófitas	SHELXMACRF	0,78	2,20	6,66	14,65	17,10	13,65

2.4 – Métricas

Inicialmente foram consideradas 41 métricas, a partir de estudos anteriores de respostas dos peixes às pressões antrópicas e descrições de assembleias de peixes (ARAÚJO et al., 2003, BOZZETTI & SCHULTZ, 2004, FERREIRA & CASATTI 2006, PINTO et al., 2007, MAGALHÃES et al., 2008, CASATTI et al., 2009) (Tabela III-4). Estas métricas representam uma gama de características estruturais e funcionais de assembleias de peixes, incluindo diversidade, composição, habitat, guildas tróficas e tolerância. Métricas proporcionais foram empregadas, porque elas foram apontadas como mais precisas e estáveis do que métricas baseadas no número total de indivíduos (TERRA et al., 2013). Métricas que consideram a ocorrência de espécies comuns foram calculadas considerando aquelas que contribuíram com mais de 1% da abundância total. As espécies tolerantes foram as mais abundantes nos trechos mais degradados (*Geophagus brasiliensis*, *Astyanax bimaculatus*, *Hypostomus affinis*, *Poecilia reticulata*, *Astyanax taeniatus*, *Rhamdia quelen*), enquanto as espécies intolerantes foram as que ocorreram apenas nos trechos menos perturbados: *Characidium interruptum*, *Characidium vidali*, *Brycon opalinus*, *Bryconamericus microcephalus*, *Bryconamericus ornaticeps*, *Bryconamericus tenuis*, *Hyphessobrycon reticulatus*, *Mimagoniates microlepis*, *Kryptolebias brasiliensis*, *Gymnotus pantherinus*, *Acentronichthys leptos*, *Rhamdioglanis transfasciatus*, *Heptapterus* sp., *Ancistrus multispinis*, *Hemipsilichthys gobio*, *Hisonotus notatus*, *Kronichthys heylandi*, *Neoplecostomus microps*, *Pseudotothyris obtusa*, *Schizolecis guntheri*, *Homodiaetus passarellii*, *Listrura nematopteryx*, *Trichomycterus* cf. *paquequerense*, *Trichomycterus* cf. *zonatus*. Todas as espécies de peixes foram classificadas em guildas ecológicas e

funcionais com base em estudos anteriores: ARAÚJO (1998), FERREIRA & CASATTI (2006b), MAZZONI & COSTA (2007), PINTO & ARAÚJO (2007), GOMIERO et al., (2008), observações pessoais atualizadas com a literatura disponível, e as informações do banco de dados FishBase *online* (FROESE & PAULY, 2012).

2.5 – Seleção de Métricas

A metodologia utilizada para a seleção de métrica foi derivada de HERING et al. (2006), WHITTIER et al. (2007a), e HENRIQUES et al. (2013), sendo utilizados os seguintes testes: (a) amplitude de variação, (b) sinal-ruído (variabilidade entre local *versus* variabilidade temporal), (c) correlação com gradientes naturais, (d) sensibilidade (capacidade na separação entre trechos mais perturbados e menos perturbado) e (e) redundância.

Métricas com amplitude de variação menor que 10% foram eliminadas, tal como o proposto por KLEMM et al. (2003). A variabilidade temporal nas métricas (entre os períodos de seca e cheia), foi testada com o sinal-ruído (S:N), uma medida da repetibilidade e precisão dos valores da métrica (KAUFMANN et al., 1999; STODDARD et al., 2008). Esse teste foi calculado como a razão S:N da variância entre os trechos amostrados no período de seca (sinal) e a média das variâncias dos pares de trechos amostrados em ambos os períodos (ruído). Assim, o teste S:N foi calculado como a variância de cada métrica considerando todos os trechos amostrados no período de seca dividida pela média das variâncias entre os pares das amostras realizadas em cada período no mesmo trecho. Uma relação $S:N \leq 3$ indica que uma métrica tem maior variabilidade dentro de um trecho (ao longo do tempo), do que entre diferentes trechos e, portanto, não distingue bem entre os locais. Apenas métricas muito ruidosas, ou seja, aqueles com valores da relação S:N menores que 3 foram rejeitadas, como proposto por WHITTIER et al. (2007a).

A correlação das métricas com gradientes naturais (altitude e área da bacia) foi testada pela regressão dos valores das métricas dos trechos menos perturbados contra os gradientes naturais. Somente os trechos menos perturbados foram utilizados para que essas relações fossem avaliadas sem o efeito, muitas vezes covariante, da perturbação humana. Uma relação foi considerada forte, se o coeficiente beta (coeficiente de inclinação) foi diferente de zero, e se essa diferença foi significativa em um teste de significância univariada (ANOVA, $p < 0,05$). Para métricas que mostraram uma relação com um gradiente natural foi realizada a correção da métrica pela substituição do valor original da métrica pelos resíduos calculados a partir da equação da regressão considerando todos os trechos. As relações entre métricas e gradientes naturais foram avaliadas, porque tais relações poderiam ser confundidas com os efeitos de potenciais estressores (WHITTIER et al., 2007a).

A análise de variância multivariada usando permutações (PERMANOVA, ANDERSON et al., 2008.) foi utilizada para avaliar a capacidade das métricas em distinguir entre os trechos de menor distúrbio e maior distúrbio (um fator fixo: classificação de distúrbio pelo IDI, 2 níveis: menor distúrbio e maior distúrbio). A

redundância entre métricas foi testada através da correlação de Spearman. As métricas foram consideradas redundantes se seus coeficientes de correlação foram maiores $|0,70|$. Para pares de métricas redundantes, aquela de maior correlação geral com as demais métricas foi eliminada. Finalmente, foram feitos *box-plots* dos valores de métricas para os trechos agrupados em três grupos (menor distúrbio, intermediário e maior distúrbio) para determinar se os trechos compartilham mesma pontuação, independentemente da classe de perturbação.

Para melhor interpretar as respostas dadas pelas métricas, foi realizada uma rotina SIMPER para identificar que espécies mais contribuíram para diferenças entre os trechos de menor e maior distúrbio.

2.6 –Validação das Métricas

Após os passos de seleção de métricas, as métricas selecionadas foram reduzidas utilizando-se uma Análise de Escalonamento Multidimensional não métrico (MDS) para avaliar se o conjunto de métricas respondeu ao gradiente de perturbação. Para isso, o eixo gerado foi regredido contra o gradiente de perturbação: eixo 1 da Análise de Componentes Principais, das variáveis ambientais acima citadas e, valores finais do IDI.

2.7 – Pontuação das Métricas e do Índice Final

Cada métrica foi pontuada numa escala contínua de 0 (pior) a 10 (bom) utilizando valores mínimos e máximos esperados (HUGHES et al., 1998; McCORMICK et al., 2001; BRAMBLETT et al., 2005). Os percentis 5 e 95 dos valores brutos foram utilizados para excluir os efeitos dos valores extremos que podem prejudicar a interpretação da métrica. Métricas que diminuem com a degradação ambiental receberam as maiores pontuações (10), correspondente ao percentil 95 e pontuações mais baixas (0), baseado no percentil 5 dos valores brutos observados. Para métricas que aumentam com a degradação do meio ambiente, a nota 10 correspondeu ao percentil 5 dos valores brutos, e 0 correspondeu ao percentil 95 dos valores brutos.

O cálculo das notas finais do IMM seguiu o proposto por KLEMM et al. (2003), com a pontuação para cada trecho calculada como a soma das pontuações individuais de cada métrica, dividido pelo número total de métricas. Assim, a pontuação final do IMM variou entre 0 e 10. A pontuação final do IMM foi dividida em três diferentes classes de qualidade. De acordo com GANASAN & HUGHES (1998), muitas classes e/ou categorias podem confundir a interpretação e, conseqüentemente, as decisões de gestores ambientais. O ANOSIM foi utilizado para comparar as classes geradas a partir do IDI com as classes do IMM, a partir de uma matriz de similaridade de Bray-Curtis.

2.8 – Similaridade entre as Assembleias e Respostas Ambientais

Análises adicionais foram realizadas para avaliar a similaridade entre as assembleias de peixes e as respostas às condições ambientais através da utilização dos dados brutos das assembleias de peixes. Isso ajudou a avaliar se os trechos poderiam ser significativamente agrupados de acordo com as semelhanças relativas das suas assembleias de peixes. Inicialmente, foi feito um MDS, a partir de uma matriz de similaridade de Bray-Curtis com os dados log-transformados (CLARKE & WARWICK, 2001). Então, para ajudar a visualizar a influência de variáveis biológicas e ambientais sobre esse MDS, bolha proporcional aos valores do IMM, o IDI, altitude, área de floresta, riqueza e biomassa foram utilizadas, possibilitando a visualização da disposição dessas variáveis sobre o MDS da assembleia de peixes.

2.9 – Análise de Dados

As análises estatísticas de regressão simples, *one-way* análise de variância (ANOVA), o cálculo dos resíduos, e as correlações de Pearson e de Spearman foram realizadas com *software* STATISTICA 7.1. A Análise de Similaridade (ANOSIM) foi conduzido no *software* PAST (HAMMER et al., 2001) com base em matrizes de similaridade de Bray-Curtis. Todas as demais análises foram realizadas através do *software* PRIMER 6+ PERMANOVA. Antes da Análise de Componentes Principais (ACP), as métricas finais foram normalizadas, subtraindo de cada valor a média e, dividindo pelo desvio padrão, para colocar todas as métricas em uma escala de medida comparável. Antes da Análise de Escalonamento Multidimensional não métrico (MDS) (tanto da assembleia de peixes como das métricas finais), da análise da Percentagem de Similaridade (SIMPER) e da análise de variância multivariada usando permutação (PERMANOVA) os dados foram log-transformados ($x + 1$). A matriz de similaridade com base na similaridade de Bray-Curtis foi construída de modo a executar o MDS e SIMPER, no entanto o PERMANOVA baseou-se numa matriz de distância euclidiana, no qual valores de p foram calculados utilizando 999 permutações e a soma dos quadrados foi do tipo III.

3 RESULTADOS

Um total de 19.293 espécimes de peixes, representando 68 espécies distribuídas em 13 famílias, foi amostrado durante este estudo (Tabela III-2). O número de espécies por trecho variou de 0 a 30 espécies. *Astyanax taeniatus*, *Poecilia reticulata*, *Rineloricaria* sp.1, *Scleromystax barbatus*, *Characidium vidali*, e *Trichomycterus* cf. *zonatus* constituíram mais de 50% da abundância total considerando todos os trechos amostrados.

Tabela III-2: Lista de espécies coletadas em 48 trechos de riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara. * Espécies exóticas.

Ordem	Família	Espécies
Characiformes	Crenuchidae	<i>Characidium interruptum</i> Pellegrin, 1909
		<i>Characidium vidali</i> Travassos, 1967
	Characidae	<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)
		<i>Astyanax giton</i> Eigenmann, 1908
		<i>Astyanax hastatus</i> Myers, 1928
		<i>Astyanax intermedius</i> Eigenmann, 1908
		<i>Astyanax janeiroensis</i> Eigenmann, 1908
		<i>Astyanax parahybae</i> Eigenmann, 1908
		<i>Astyanax</i> sp.
		<i>Astyanax</i> sp.1
		<i>Astyanax</i> sp.2
		<i>Astyanax taeniatus</i> (Jenyns, 1842)
		<i>Brycon opalinus</i> (Cuvier, 1819)
		<i>Bryconamericus microcephalus</i> (Miranda Ribeiro, 1908)
		<i>Bryconamericus ornaticeps</i> Bizerril & Perez-Neto, 1995
		<i>Bryconamericus tenuis</i> Bizerril & Auraujo, 1992
		<i>Deuterodon parahybae</i> Eigenmann, 1908
		<i>Deuterodon</i> sp.
		<i>Deuterodon</i> sp.2
		<i>Hyphessobrycon reticulatus</i> Ellis, 1911
<i>Mimagoniates microlepis</i> (Steindachner, 1877)		
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Cuvier, 1829)		
Erythrinidae	<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	
	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)
		<i>Corydoras nattereri</i> Steindachner, 1876
		<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)
		<i>Scleromystax barbatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)
	Loricariidae	<i>Ancistrus multispinis</i> (Regan, 1912)
		<i>Hemipsilichthys gobio</i> (Lütken, 1874)
		<i>Hisonotus notatus</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889
		<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner, 1877)
		<i>Hypostomus</i> sp.
		<i>Kronichthys heylandi</i> (Boulenger, 1900)
		<i>Loricariichthys castaneus</i> (Castelnau, 1855)
		<i>Neoplecostomus microps</i> (Steindachner, 1877)
		<i>Parotocinclus maculicauda</i> (Steindachner, 1877)
		<i>Parotocinclus</i> sp.
<i>Pseudotothyris obtusa</i> (Miranda Ribeiro, 1911)		
<i>Rineloricaria</i> sp.1		

Ordem	Família	Espécies
		<i>Rineloricaria</i> sp.2
		<i>Schizolecis guntheri</i> (Miranda Ribeiro, 1918)
	Heptapteridae	<i>Acentronichthys leptos</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889
		<i>Heptapterus</i> sp.
		<i>Pimelodella lateristriga</i> (Lichtenstein, 1823)
		<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)
		<i>Rhamdioglanis transfasciatus</i> Miranda Ribeiro, 1908
	Trichomycteridae	<i>Homodiaetus passarellii</i> (Miranda Ribeiro, 1944)
		<i>Listrura nematopteryx</i> de Pinna, 1988
		<i>Trichomycterus</i> cf. <i>paquequerense</i>
		<i>Trichomycterus</i> sp.
		<i>Trichomycterus</i> cf. <i>zonatus</i>
Gymnotiformes	Gymnotidae	<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999
		<i>Gymnotus pantherinus</i> (Steindachner, 1908)
Cyprinodontiformes	Rivulidae	<i>Kryptolebias brasiliensis</i> (Valenciennes, 1821)
	Poeciliidae	<i>Phalloceros</i> aff. <i>anisophalos</i>
		<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008
		<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859
		<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider, 1801
		<i>Xiphophorus</i> sp.*
Synbranchiformes	Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795
Perciformes	Cichlidae	<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira, 2006*
		<i>Cichlasoma</i> sp.*
		<i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau, 1855)
		<i>Crenicichla</i> cf. <i>lepidota</i>
		<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)
		<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)*
	Gobiidae	<i>Awaous tajasica</i> (Lichtenstein, 1822)

3.1 – Gradiente de Distúrbio

Dentre os 48 trechos, nove foram classificados pelo Índice de Distúrbio Integrado (IDI) como menos perturbados (IDI <0,25), cinco como mais perturbados (IDI > 1,35) e 34, como intermediários (Tabela 3).

Tabela III-3: Características físicas de 48 riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara. Trecho amostrado é o produto da largura “molhada” média * 40. IDI = Índice de Distúrbio Integrado; MD = menor distúrbio; DIS = maior-distúrbio.

Código	Período		Largura média (m)	Trecho amostrado (m)	Altitude (m)	IDI	Classe de Distúrbio
	Seca	Cheia					
1			6	240	21	0.28	
2			4	160	24	1.13	
3			4	160	50	0.15	MD
4			3	120	15	0.46	
5			8	320	56	0.82	
6			6	240	88	0.36	
7			5	200	19	1.35	DIS
8			3	120	103	0.64	
9			2.5	100	42	0.25	
10			6	240	32	0.95	
11			1	100	26	0.60	
12			1	100	43	0.40	
13			8	320	20	1.11	
14			8	320	35	1.16	
15			1.5	100	18	0.78	
16			1.5	100	14	0.62	
17			0.5	100	43	0.98	
18			4	160	12	1.01	
19			4	160	43	0.50	
20			3	120	82	0.03	MD
21			6	240	101	0.63	
22			2	100	64	0.48	
23			2	100	55	0.50	
24			4	160	33	0.23	MD
25			2	100	12	0.65	
26			2	100	12	0.62	
27			7	280	207	0.33	
28			5	200	261	0.00	MD
29			1	100	12	1.45	DIS
30			3.5	140	11	1.35	DIS
31			5	200	8	1.51	DIS
39			4	160	228	0.10	MD
40			4	160	217	0.20	MD
41			1.5	100	152	0.50	
42			4	240	144	0.25	MD
43			3	120	35	0.96	
44			15	500	23	1.36	DIS
45			9	360	54	0.78	
46			5	200	113	0.20	MD
47			5	200	33	0.85	
48			4	160	22	0.42	
49			7	280	43	1.00	
50			16	500	18	0.50	
51			15	160	862	0.33	
52			8	160	340	0.00	MD
53			7	280	40	0.70	
54			9	360	43	0.60	
55			5	200	26	1.19	

A ordenação da ACP das variáveis ambientais mostrou que o primeiro componente (eixo 1) representou cerca de 26,5% da variabilidade dos dados. Os locais classificados como menos perturbados pelo IDI foram caracterizados por alta concentração de oxigênio dissolvido, enquanto os locais anteriormente classificados como mais perturbados, foram claramente separados dos locais menos perturbados por valores de temperatura, turbidez e condutividade mais elevados (Fig. III-1). Assim, o primeiro eixo da ACP foi usado como um segundo gradiente de perturbação. Quando os valores de IDI foram regredidos contra o eixo 1 da ACP, uma clara separação das classes do IDI foi evidenciada com os trechos menos perturbados com baixos valores de IDI, na parte inferior direita do gráfico e, os trechos mais perturbada na parte superior esquerda do gráfico ($F = 17,24$, $R^2 = 0,282$, $p = 0,0001$; Fig. III-2).

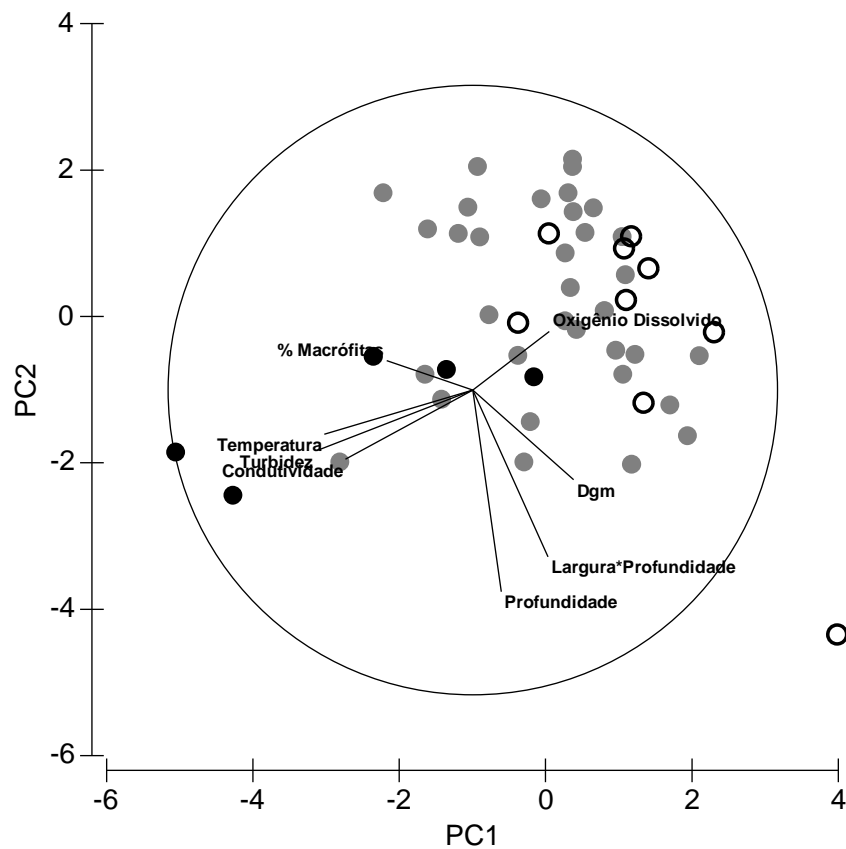


Figura III-1: Análise de Componentes Principais (ACP) baseada nas variáveis ambientais mensuradas em cada trecho amostrado agrupados pela classificação do Índice de Distúrbio Integrado (● = maior distúrbio; ● = intermediário ○ = menor distúrbio) (CP1 = 26,5; CP2 = 17,9).

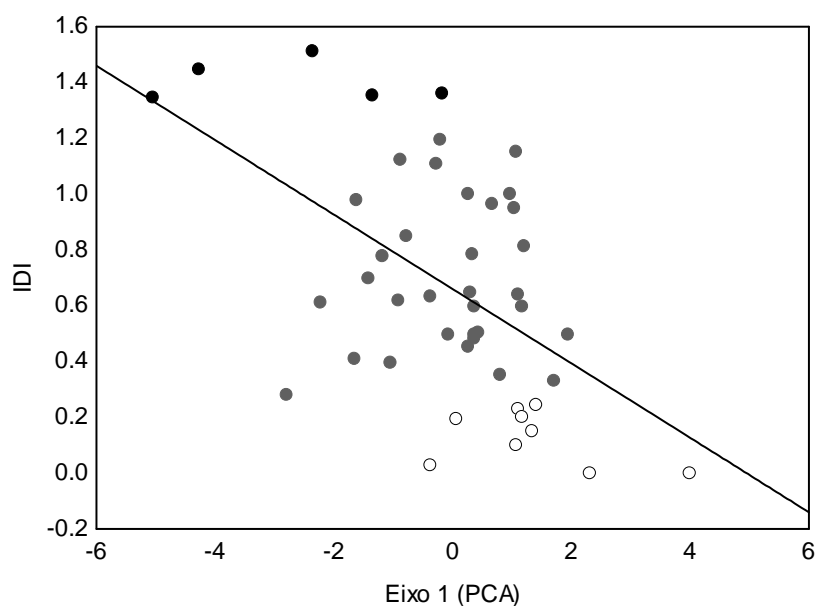


Figura III-2: Relação entre IDI (Índice de Distúrbio Integrado) por trecho de amostragem (0 = melhor condição; 1,5 = pior condição) e um gradiente físico-químico, expresso pelo eixo 1 derivado de uma ACP (Análise de Componentes Principais). Círculos brancos = trechos com menor distúrbio, círculos cinza = trechos intermediários, e círculos pretos = trechos com maior distúrbio.

3.2 – Seleção e Pontuação das Métricas

O processo de seleção de métricas reduziu eficientemente o grupo de métricas candidatas (Tabela III-4). Das 41 métricas iniciais, sete foram eliminadas no teste de redundância, 11 das 34 métricas restantes apresentaram razão S:N menor que 3,0 e foram rejeitadas. Três métricas foram calibradas para altitude (% indivíduos de coluna d'água nativos, % indivíduos bentônicos, % indivíduos intolerantes) e uma para a área da bacia (% espécies piscívoras não tolerantes). Entre as 23 métricas restantes, nove não diferiram significativamente entre os trechos menos perturbados e mais perturbado. Oito das 14 métricas restantes foram altamente correlacionadas umas com as outras. O índice final incluiu seis métricas (Tabela III-4; Figura III-3).

Tabela III-4: Métricas candidatas usadas para caracterizar a resposta das assembleias de peixes às pressões antrópicas. Classes das Métricas: I = Diversidade / Composição; II = Associação com o habitat; III= estrutura trófica; IV= Tolerância. Os testes de seleção: 1= Faixa de amplitude, 2 = Relação sinal: ruído, 3 = Correlação com o gradiente natural, 4 = Resposta ao gradiente de distúrbio, 5 = Redundância, e IMM = Índice multimétrico.

Métricas	Classes	1	2	3	4	5	IMM
Diversidade de Shannon	I				X		
Dominância	I		X				
Biomassa por metro quadrado	I		X				
Biomassa por metro quadrado de espécies nativas	I		X				
% espécies comuns	I		X				
% indivíduos de espécies comuns	I	X					
% espécies nativas	I	X					
% indivíduos nativos	I		X				
% espécies Characiformes	I		X				
% indivíduos Characiformes	I						X
% espécies Siluriformes	I	X					
% indivíduos Siluriformes	I				X		
% espécies Characiformes e Siluriformes	I				X		
% abundância de Characiformes e Siluriformes	I	X					
% espécies nativas de coluna d'água	II		X				
% indivíduos nativos de coluna d'água	II			X			X
% espécies bentônicas	II				X		
% indivíduos bentônicos	II			X	X		
% espécies invertívoras	III				X		
% indivíduos invertívoros	III				X		
% espécies invertívoras bentônicas	III					X	
% indivíduos invertívoros bentônicos	III						X
% espécies piscívoras	III					X	
% indivíduos piscívoros	III		X				
% espécies piscívoras nativas	III					X	
% indivíduos piscívoros nativos	III		X				
% espécies onívoras	III		X				
% indivíduos onívoros	III				X		
% espécies detritívoras	III				X		
% indivíduos detritívoros	III						X
% abundância de <i>Poecilia reticulata</i>	III		X				
% espécies tolerantes	IV						X
% indivíduos tolerantes	IV					X	
% espécies intolerantes	IV						X
% indivíduos intolerantes	IV			X	X		
% espécies nativas não tolerantes	IV					X	
% indivíduos nativos não tolerantes	IV					X	
% espécies piscívoras não tolerantes	IV			X		X	
% indivíduos piscívoros não tolerantes	IV	X					
% indivíduos piscívoros nativos não tolerantes	IV	X					
% espécies de piscívoros nativos não tolerantes	IV	X					

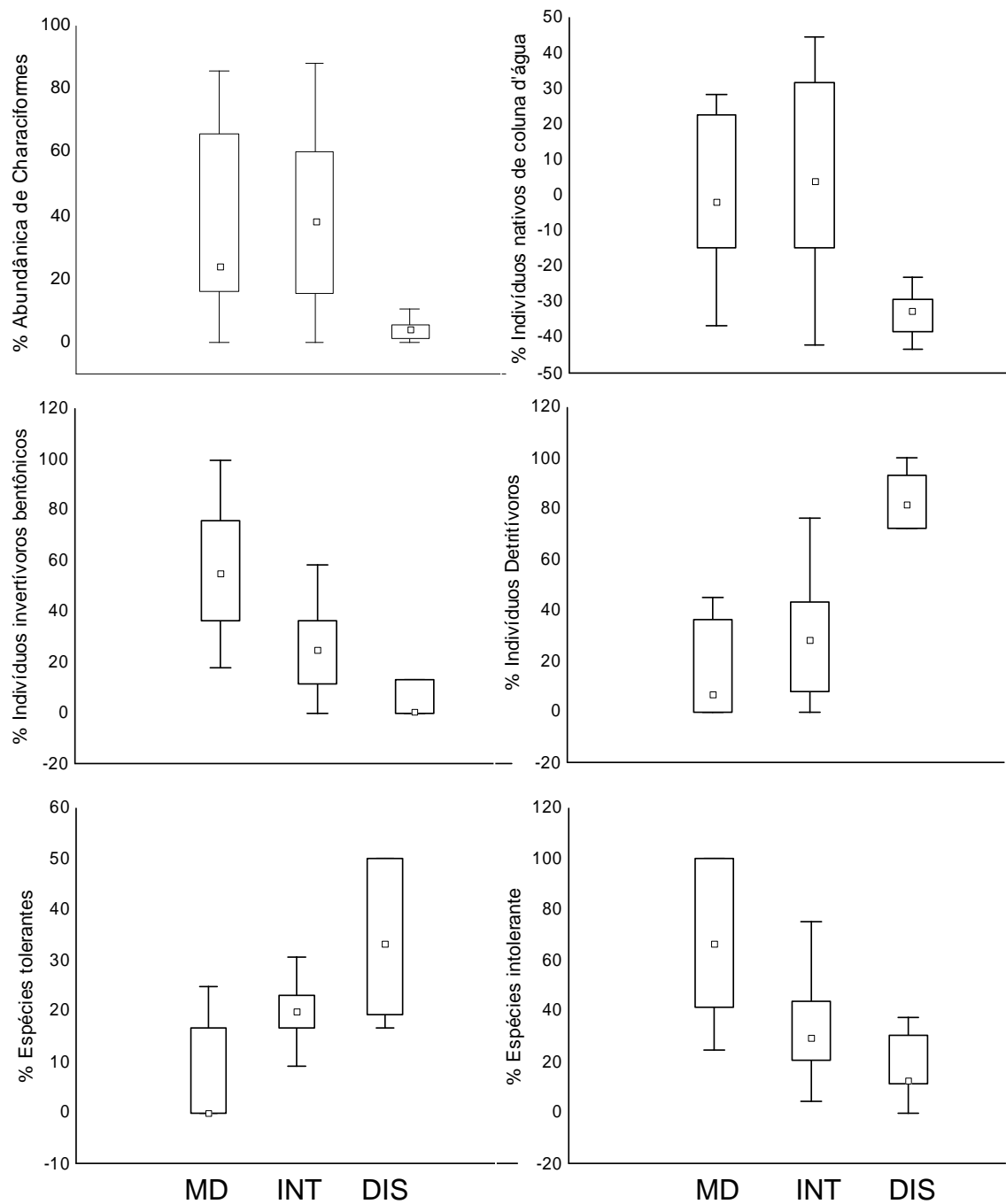


Figura III-3: Métricas finais de um índice multimétrico baseado na ictiofauna para riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara. Retângulos delineiam o 1º e 3º quartis, quadrados pequenos são as medianas e as barras são valores máximos e mínimos.

3.3 – Validação

As métricas finais foram validadas através da regressão do eixo 1 gerado pelo MDS, a partir da distribuição das métricas, contra o eixo 1 (PC1) da ACP e os valores de IDI. Ambas as medidas do gradiente de perturbação foram fracamente, mas significativamente, correlacionadas com eixo 1 do MDS (IDI: $F = 26,99$, $R^2 = 0,38$, $p < 0,0001$; Figura III-4; CP1: $F = 25,60$, $R^2 = 0,37$, $p < 0,0001$; Figura III- 5).

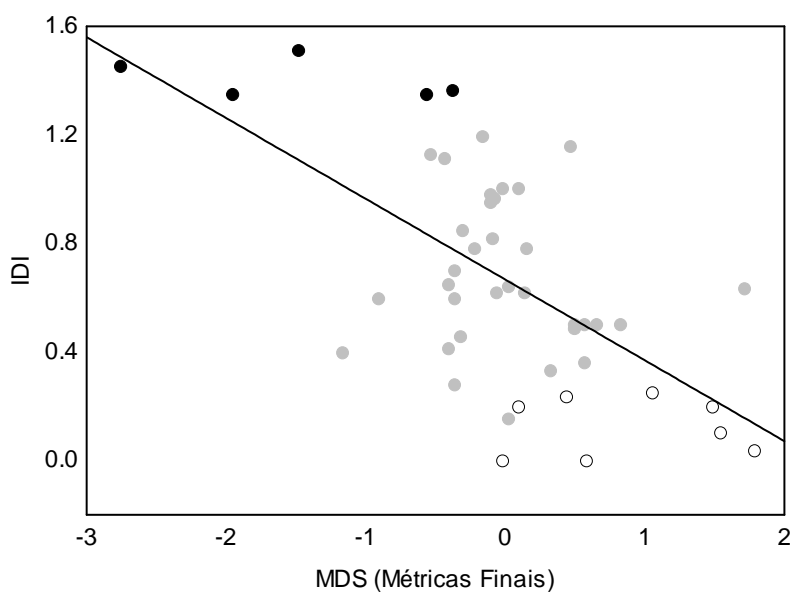


Figura III-4: Relações entre o grupo de métricas finais (representado pelo eixo 1 do MDS) e o IDI (Índice de Distúrbio Integrado). Círculos brancos = trechos com menor distúrbio, círculos cinza = trechos intermediários e círculos pretos = trechos com maior distúrbio.

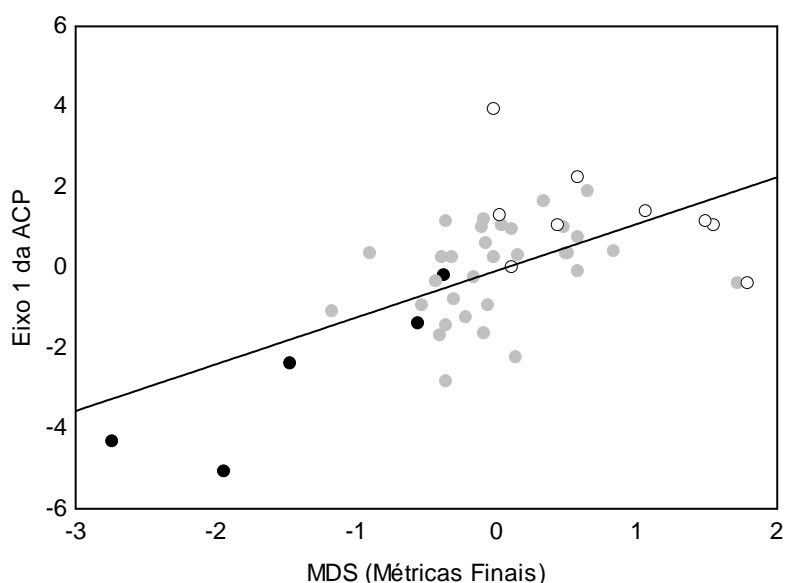


Figura III-5: Relações entre o grupo de métricas finais (representado pelo eixo 1 do MDS) e o gradiente de distúrbio físico-químico (representado pelo eixo 1 da ACP). Círculos brancos = trechos com menor distúrbio, círculos cinza = trechos intermediários e círculos pretos = trechos com maior distúrbio.

Além disso, o ANOSIM (R global = 0,1784; p = 0,0001) indicou que não houve diferenças significativas entre as classes correspondentes de qualidade do IMM e do IDI (Tabela III-5). As espécies com maior contribuição para cada classe de perturbação foram *R. transfasciatus*, *T. cf. zonatus*, *B. ornaticeps* e *C. vidali* para os locais menos perturbados e *P. reticulata*, *R. quelen*, *G. brasiliensis*, e *H. affinis* nos trechos mais perturbados (Tabela III-6).

Tabela III-5: Valores de R do ANOSIM para as assembleias de peixes comparadas entre as classes resultantes do IDI e as resultantes do IMM, com base na similaridade de Bray-Curtis (R global = 0,1784; p = 0,0001). * Diferença significativa. MD = menor distúrbio, INT = intermediário e Dis = maior distúrbio.

	Bom	Moderado	Pobre
MD	-0,015	0,134	0,513*
INT	0,178*	-0,002	0,034
DIS	0,536*	0,351*	0,048

Tabela III-6: Percentual de contribuição das espécies mais abundantes por classe de distúrbio (SIMPER). MD = menor distúrbio, INT = intermediário e Dis = maior distúrbio.

Espécies	Grupos		
	MD	INT	DIS
Similaridade Média (%)	28,6	31,01	28,41
<i>R. transfasciatus</i>	34,6		
<i>T. cf. zonatus</i>	21,18		
<i>B. ornaticeps</i>	13,69		
<i>C. vidali</i>	13,03		
<i>A. taeniatus</i>		7,45	
<i>S. barbatus</i>		6,98	
<i>A. leptos</i>		6,23	
<i>P. reticulata</i>		8,2	39,13
<i>R. quelen</i>		8,11	6,98
<i>G. brasiliensis</i>			14,72
<i>H. affinis</i>			5,58
	Grupos		
	MD x INT	MD x DIS	INT x DIS
Dissimilaridade Média (%)	80,32	89,96	71,64

3.4 – Índice Final

A pontuação final do índice foi dividida em três diferentes classes de qualidade: menos perturbado (> 6,0) e mais-perturbado (< 3,0). Os trechos intermediários, que não foram utilizados na seleção de métrica ou no desenvolvimento do índice, receberam pontuação intermediária (3,0-5,0) entre a dos trechos menos perturbados e dos mais perturbados (Figura III-6) com base nos valores finais do índice multimétrico.

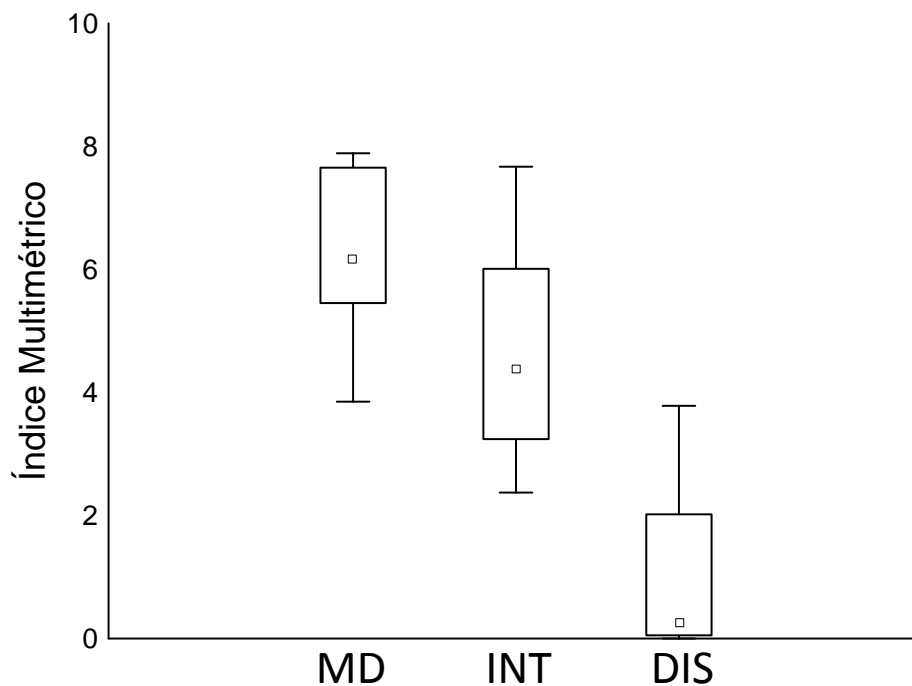


Figura III-6: Relação entre o resultado do IMM (Índice Multimétrico) baseado na ictiofauna e as classes do IDI (Índice de Distúrbio Integrado). MD = menor distúrbio, INT = intermediário e Dis = maior distúrbio.

As assembleias de peixes apresentaram um gradiente de distribuição, em função das classes de perturbação, observado no MDS (stress = 0,17; Figura III-7A). O IMM e IDI mostraram dois diferentes, mas adjacentes, grupos (trechos mais perturbados e menos perturbados; Figuras III-7C, III-7D.). As bolhas sobrepondo altitude sobre as espécies de peixes no MDS indicaram que os locais menos perturbados ocorreram nas mais elevadas altitudes (Figura III-7E). Riqueza e biomassa (Figuras III-7G, III-7H) foram maiores nos trechos intermediários. No entanto, a percentagem de área de floresta não distinguiu classes de perturbação claramente (Figura III-7F).

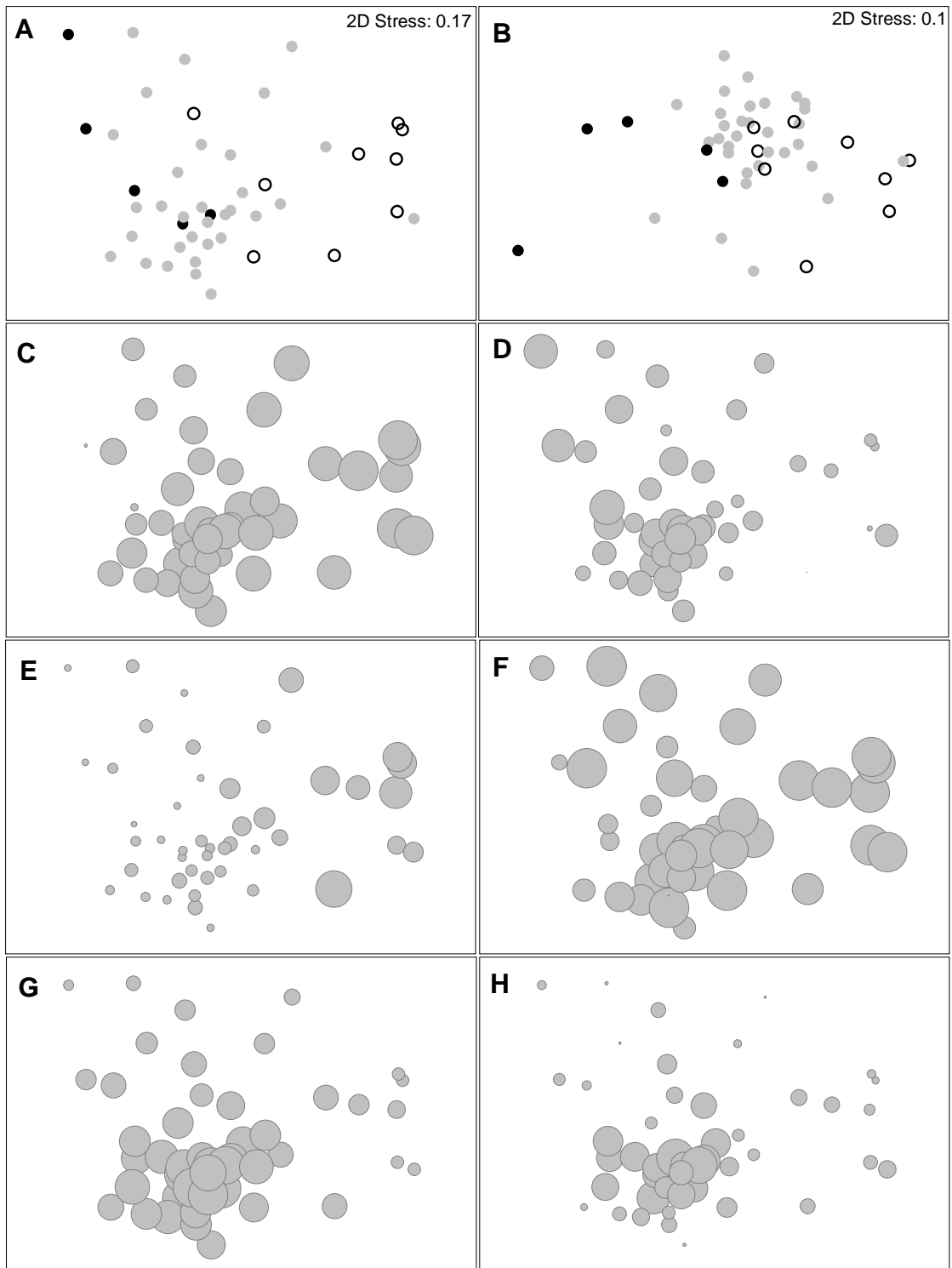


Figura III-7: MDS das assembleias de peixes dos 48 trechos de riachos da Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara. A - assembleias de peixes por classes de perturbação do IDI. B - IMM por classes de perturbação do IDI. C - bolhas (mesmo MDS do gráfico A) para os resultados do IMM (escala das bolhas: 0,8-8,0). D - bolhas (mesmo MDS do gráfico A) para os resultados do IDI (escala das bolhas: 0,2-2,0). E - bolhas (mesmo MDS do gráfico A) para a altitude (escala das bolhas: 40-400). F - bolha

(mesmo MDS do gráfico A) para a área de floresta (escala das bolhas: 0-100%). G - bolha (mesmo MDS do gráfico A) para a riqueza de espécies (escala das bolhas: 3-30). H - bolhas (mesmo MDS do gráfico A) para biomassa (escala das bolhas: 900-730).

4 DISCUSSÃO

4.1 – Seleção de Métricas

O IMM baseado na assembleia de peixes desenvolvido nesse estudo (a) respondeu significativamente ao gradiente de distúrbios humanos e, (b) permaneceu consistente, independentemente das condições ambientais naturais. Para isso foram utilizadas seis métricas representando a estrutura das assembleias de peixes (uma da categoria “diversidade/composição”, uma da categoria “associação com habitat”, duas da “estrutura trófica”, e duas da “tolerância”), (Tabela III-4).

Tabela III-7: Métricas finais do IMM para riachos de Floresta Atlântica, bacia da Baía de Guanabara. RE = resposta esperada, S/N = relação sinal:ruído, Min = valor mínimo observado, Max = valor máximo observado, R = da regressão entre métricas e gradientes naturais (altitude e área da bacia = AB), F = teste entre os trechos de menor e maior distúrbio. * Diferença significativa.

Métricas	RE	S/N	Min	Max	Altitude (R)	AB (R)	Pseudo-F
% indivíduos Characiformes	-	8,46	0	88	0,23	0,00	5,60*
% indivíduos nativos de coluna d'água*	-	3,07	1	89	0,67*	0,02	9,70*
% indivíduos invertívoros bentônicos	-	15,15	0	100	0,49	0,27	6,98*
% espécies tolerantes	+	10,63	0	50	0,28	0,50	14,38*
% espécies intolerantes	-	27,37	0	100	0,47	0,35	11,77*
% indivíduos detritívoros	+	9,40	0	100	0,09	0,45	19,36*

A percentagem de indivíduos Characiformes foi a única métrica da categoria diversidade/composição incluída no índice multimétrico final. De acordo com CASATTI et al. (2009), ambientes degradados são geralmente dominadas por Perciformes tolerantes e espécies da ordem Cyprinodontiformes, modificando o predomínio esperado de espécies de Characiformes e Siluriformes. Os Characiformes são uma das ordens de peixes mais abundantes em riachos tropicais (LÉVÊQUE et al., 2008), representando mais de 30% da riqueza de riachos de Floresta Atlântica (ABILHOA et al., 2011). Entre eles, há uma ampla variedade de categorias tróficas

(invertívoros, herbívoros, piscívoros, onívoros), mas a maioria dessas espécies ocupa habitats de coluna de água, associados à sua forma de corpo fusiforme e alta mobilidade. A diminuição da velocidade da água pela construção de barragens, diminuição de alimentos alóctones, aumento da erosão resultante de desmatamento, o aumento da turbidez e diminuição de oxigênio dissolvido consequentes do lançamento de esgotos sem tratamento podem reduzir a riqueza e abundância dos Characiformes, diminuindo a diversidade de habitats, reduzindo a disponibilidade de alimentos e diminuindo a qualidade da água (PINTO & ARAÚJO, 2007).

A métrica relativa à associação com o habitat, percentagem de indivíduos nativos de coluna d'água, também respondeu a essas perturbações. Embora essa métrica esteja intimamente relacionada à percentagem de espécies Characiformes, inclui mais dois importantes componentes: (a) considera apenas os indivíduos nativos, excluindo a forte influência negativa das espécies não-nativas (VITULE et al., 2009) e (b) considera outras espécies que ocupam a coluna d'água, que são componentes comuns dos riachos de Floresta Atlântica, como Gymnotiformes e Perciformes não tolerantes (gêneros *Crenicichla*, *Australoheros*).

A categoria “tolerância” foi representada por duas métricas com respostas opostas ao gradiente de perturbação: percentagem de espécies tolerantes e percentagem de espécies intolerantes. As espécies tolerantes foram as mais abundantes em trechos perturbados; espécies generalistas que dominaram esses trechos, tais como *Geophagus brasiliensis*, *Hypostomus affinis*, *Poecilia reticulata*, e *Rhamdia quelen* (Tabela III-6). Essas métricas suportam a hipótese de perturbação-especialização (VÁZQUEZ & SIMBERLOFF, 2002), que afirma que os especialistas são mais afetados por perturbação do habitat do que generalistas. Além disso, as espécies intolerantes foram consideradas aquelas que primeiro desaparecem em caso de perturbação e não são normalmente encontradas nem em trechos de perturbação intermediária (ver Métodos). *R. transfasciatus*, *T. cf. zonatus*, *B. ornaticeps* e *C. vidali* responderam positivamente aos trechos menos perturbados (Tabela III-6). Isto pode estar associado a fatores diferentes, tais como a disponibilidade de diversos habitats (por exemplo, manchas de remanso e corredeiras e substrato composto por seixos e pedras) e a disponibilidade de alimentos alóctones provenientes da vegetação ripariana.

A categoria “estrutura trófica” foi representada pela percentagem de indivíduos bentônicos invertívoros e a percentagem de indivíduos detritívoros. As quatro espécies intolerantes citadas também são classificadas como invertívoros ou onívoros com tendência a invertivoria (no caso *C. vidali*) (BRASIL-SOUZA et al., 2009; RONDINELI et al., 2009; REZENDE et al., 2011). Os invertívoros são afetados pela queda no número de invertebrados causada pela remoção da vegetação ripariana e/ou lançamento de esgoto. Além disso, todas as quatro espécies exceto *B. ornaticeps* são bentônicas; tendo baixa mobilidade e elevada dependência do substrato, sendo, provavelmente, prejudicadas pelo lançamento de esgotos e erosão que aumenta a turbidez e o assoreamento. Embora *H. affinis* e *G. brasiliensis* também sejam espécies bentônicas, elas são detritívoras (DELARIVA & AGOSTINHO, 2001) e foram mais abundantes nos trechos perturbados. Para essas espécies, o aumento de alimentos

detríticos, principalmente a partir da descarga de matéria orgânica e de esgoto, beneficiam sua permanência. O mesmo ocorre com *Poecilia reticulata*, uma espécie detritívora generalista (FERREIRA & CASATTI, 2006b), que vive perto da camada superficial mais clara e oxigenada dos cursos d'água e que está frequentemente associada a sistemas poluídos, com baixas concentrações de oxigênio e turbidez elevada (PINTO & ARAÚJO, 2007; CASATTI et al., 2009).

4.2 – Vantagens do Índice Multimétrico

Um aspecto positivo deste índice foi a forma como o impacto humano foi definido, seguindo LIGEIRO et al. (2013). Esta abordagem é uma alternativa a aplicação restrita da avaliação físico-química para indicar distúrbio e desenvolver IMMs para um grande número de riachos (STODDARD et al., 2008; LIGEIRO et al., 2013). Ao contrário do estabelecido pelos programas de biomonitoramento (como os aplicados nos EUA e Europa), na América do Sul não há um sistema de classificação geral disponibilizando os limites físicos e químicos que indicam precisamente a perturbação. Ao invés disso, um único índice que sumarie a condição geral, embora nunca perfeito, é uma maneira rápida e prática para descrever a condição de trechos individuais e da condição relativa de um trecho em comparação com os outros (WANG et al., 2008; LIGEIRO et al., 2013).

Outra característica importante deste IMM foi a calibração das métricas através da eliminação do efeito do tamanho das bacias e do gradiente de altitude, o que permitiu a aplicação do mesmo índice, independentemente da área da bacia ou da altitude do trecho estudado. A separação dos efeitos dos fatores naturais daqueles de ação antropogênica tem sido reportada como um componente crítico de quase todos os programas de biomonitoramento (HERLIHY et al., 2008). Já que a aplicação de métricas correlacionadas com as variações naturais, bem como o nível de perturbação irá afetar a sensibilidade do índice (MCCORMICK et al., 2001; WHITTIER et al., 2007a). Assim, o uso de resíduos (o desvio entre o valor observado e o valor predito de uma métrica) no lugar do valor inicial da métrica foi uma alternativa importante para manter a métrica no processo de seleção. Uma abordagem semelhante tem sido utilizada em modelos preditivos de IMMs para assembleias de macroinvertebrados bentônicos (MOYA et al., 2007; 2011) e assembleias de peixes (OBERDORFF et al., 2002; PONT et al., 2006; TEJERINA-GARRO et al., 2006).

4.3 – Limitação do Índice Multimétrico

O IMM proposto neste estudo sofre duas limitações: (a) a ausência de áreas prístinas de referência e (b) a falta de informações sobre a biologia e os grupos funcionais de muitas espécies de peixes. Um grande número de áreas de referência deveria ter sido utilizado para validar a capacidade do índice em prever a tendência das métricas na ausência de perturbação humana. Isto não foi possível, devido à falta de

locais prístinos nesta região (BOZZETTI & SCHULTZ, 2004) e as dificuldades de amostragem, mesmo nos trechos minimamente perturbados. Embora este seja um dos biomas mais diversos do mundo, uma grande parte de sua área foi devastada. A Floresta Atlântica foi quase completamente substituída por áreas urbanas, plantações de cana-de-açúcar, café, eucalipto, soja e pastagens, e a vegetação ripária das nascentes da maioria dos rios não foi preservada (BARLETTA et al., 2010). Além disso, as duas maiores regiões urbanas do país estão inseridas neste bioma, que fornece serviços ecossistêmicos para mais de 70% da população brasileira. Áreas remanescentes preservadas como unidades de conservação, que contêm os riachos menos perturbados estão longe de estradas e são de difícil acesso. Conforme destacado por BOZZETTI & SCHULTZ (2004) e HERLILY et al. (2008), a escolha de trechos menos perturbados situados somente nas cabeceiras é problemática por causa de alterações longitudinais naturais nos processos de riachos e na fauna de peixes (VANNOTE et al., 1980). Assim, ao contrário da maioria dos IMMs baseados na ictiofauna desenvolvidos em regiões tropicais que usaram métodos de referência *a posteriori*, presumindo-se que a condição "menor distúrbio" emerge do conjunto de dados (BOZZETTI & SCHULTZ, 2004; PINTO & ARAÚJO, 2007; ESTEVES & ALEXANDRE, 2011; TERRA & ARAÚJO, 2011), foi adotada, neste estudo, a abordagem *a priori* do trecho de menor perturbação para definir as condições de referência utilizada no desenvolvimento de métricas (STODDARD et al., 2006; WHITTIER et al., 2007a). A condição de "menor distúrbio" é encontrada em conjunto com a melhor condição físico-química e biológica dos habitats dada pelo estado atual da paisagem. Esses trechos menos perturbados são selecionados de acordo com um conjunto de critérios que definem o que é explicitamente "melhor" ou menos perturbado por atividades humanas (STODDARD et al., 2006; HERLIHY et al., 2008; WHITTIER et al., 2007b).

Embora a Floresta Atlântica abrigue um expressivo número de espécies, incluindo muitas espécies de peixes endêmicas, informações sobre habitat, guildas trófica e reprodutiva e de história de vida são escassas (BARLETTA et al., 2010). A falta dessas informações impede o desenvolvimento de IMM porque métricas que utilizam dados sobre guildas funcionais são um componente importante de um índice robusto e preciso, uma vez que eles tendem a sofrer menores variações naturais e respondem de forma mais previsível ao estresse (ELLIOTT et al., 2007; PONT et al., 2006). Esta falta de informação adequada sobre ecologia, biologia e taxonomia é um dos desafios mais importantes para os ictiólogos brasileiros nos próximos anos.

4.4 – Descritores das Assembleias e Distúrbio

O IMM foi desenvolvido para avaliar o distúrbio biológico gerado pelas atividades humanas. Trechos classificados por este IMM como de maior distúrbio foram aqueles com vegetação ripária degradada, lançamento de esgotos, lixo e habitação humana na margem, conseqüentemente, aqueles com as notas mais altas de IDI. Esses trechos apresentaram a pior condição das assembleias de peixes, com poucas espécies tolerantes e poucos indivíduos. Por outro lado, os locais menos perturbados foram os que apresentaram melhor estrutura e complexidade do habitat, vegetação ripária densa,

e insignificante ou nenhum lançamento de esgotos, lixo ou habitação nas margens. Nesses locais, as espécies mais associadas à complexidade de habitat para realizar suas funções biológicas (reprodução, alimentação, abrigo, migração) foram as mais abundantes. No entanto, quando clássicos descritores da assembléia como riqueza e biomassa foram utilizados, os maiores valores dessas variáveis foram consistentemente encontrados nos trechos de perturbação intermediária (Figuras III-9G, H). Esses trechos, se avaliados apenas através do uso desses descritores clássicos, sugeririam melhor condição do que os trechos classificados como menos perturbados. Tal padrão é explicado pela Hipótese do Distúrbio Intermediário, que afirma que a diversidade de espécies locais é maximizada quando a perturbação ecológica não é nem muito rara, nem muito frequente CONNELL, (1978) e MCCORMICK et al. (2001) relataram um padrão similar para o número de espécies nativas de Ciprinídeos e número de espécies nativas bentônicas em resposta à perturbação ripária nos riachos do Appalachian Highlands (EUA). O IMM proposto indicou que os trechos menos perturbados ocorreram em altitudes mais elevadas (Figura III-9E). Obviamente, tais locais são de acesso mais difícil por seres humanos, o que é, provavelmente, a principal razão para o seu bom estado ecológico. No entanto, as grandes áreas de floresta em suas bacias não garantiram melhor condição ecológica; mesmo com área de floresta maior que 50% em suas bacias, os trechos foram classificados entre de maior e menor distúrbio (Figura III-9F). Esta amplitude de perturbação indica que as outras atividades humanas, independente da cobertura florestal, podem influenciar fortemente a condição ecológica dos riachos (LIGEIRO et al., 2013).

5 CONCLUSÕES

Este IMM é um dos poucos índices para avaliar a qualidade ecológica dos riachos de Floresta Atlântica baseados na ictiofauna. Os resultados aqui obtidos destacam a importância da utilização de um índice de gradiente de perturbação no desenvolvimento de um IMM para assegurar que esse gradiente será detectado pelo índice. Isto é especialmente importante em regiões onde os sistemas prístinos são escassos ou de difícil acesso. A utilização de um extenso grupo de etapas de seleção das métricas, incluindo calibrações para os gradientes naturais, também foi importante para assegurar um índice robusto e seletivo. Neste trabalho, foi produzida uma alternativa de melhor custo-benefício que a avaliação puramente físico-química, porque o IMM baseado na ictiofauna respondeu de forma eficiente às várias pressões humanas auxiliando na avaliação do estado ecológico. Há uma necessidade urgente de se suprir gestores ambientais com índices apropriados para assegurar que os ecossistemas de água doce sejam protegidos e, quando necessário, recuperados, efetivamente, a uma melhor condição ecológica. No entanto, seria prematuro chegar a uma conclusão final sobre o uso deste IMM em todos os riachos de Floresta Atlântica, sem maiores testes. Este estudo é um ponto de partida para o sucesso do uso de um Índices Multimétrico em programas de monitoramento.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABILHOA, V.; BRAGA, R.R.; BORNATOWSKI, H.; VITULE, J.R.S. Fishes of the Atlantic Rain Forest Streams: ecological patterns and conservation. *In*: Grillo, O. (Ed.), *Changing diversity in changing environmental*. InTech, Rijeka, p. 259–282, 2011.

ANDERSON, M.J.; GORLEY, R.N.; CLARKE, K.R. Permanova A+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth, UK, 2008.

ARAÚJO, F.G. Adaptation of the index of biotic integrity based on fish assemblages in the Paraíba do Sul River, RJ, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, V. 58, p. 547–558, 1998.

ARAÚJO, F.G.; FICHBERG, I.; PINTO, B.C.; PEIXOTO, M.G. A preliminary index of biotic integrity for monitoring condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. **Environmental Management**, V. 32, p. 516–526, 2003.

BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; EGLER, M.; GIOVANELLI, A.; SILVEIRA, M.P.; NESSIMIAN, J.L. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. **Hydrobiologia**, V. 575, p. 83–94, 2007.

BAPTISTA, D.F.; SOUZA, R.G.; VIEIRA, C.A.; MUGNAI, R.; SOUZA, A.S.; OLIVEIRA, R.B. Multimetric index for assessing ecological condition of running waters in the upper reaches of the Piabanha-Paquequer-Preto Basin (RJ, Brazil). **Revista Brasileira de Zoologia**, V. 28, p. 619–628, 2011.

BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR, A.J.; BAIGUN, C.; FONTOURA, N.F.; AGOSTINHO, A.A.; ALMEIDA-VAL, V.M.F.; VAL, A.L.; et al. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, V. 76, n.9, p. 2118–76, 2010.

BOZZETTI, M.; SCHULZ, U.H. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. **Hydrobiologia**, V. 529, p. 133–144, 2004.

BRAMBLETT, R.G.; JOHNSON, T.R.; ZALE, A.V.; HEGGEM, D.G. Development and evaluation of a fish assemblage index of biotic integrity for northwestern Great Plains streams. **Transactions of the American Fisheries Society**, V. 134, p. 624–640, 2005.

BRAZIL-SOUSA, C.; MARQUES, R.M.; ALBRECHT, M.P. Segregação alimentar entre duas espécies de Heptapteridae no Rio Macaé, RJ. **Biota Neotropica**, V. 9, n.3, p. 31–36, 2009.

BRYCE, S.A.; HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R. Development of a bird integrity index: Using bird assemblages as indicators of riparian condition. **Environmental Management**, V. 30, n. 2, p.294–310, 2002.

BUSS, D.F.; OLIVEIRA, R.B.; BAPTISTA, D.F. Monitoramento Biológico de ecossistemas aquáticos continentais. **Oecologia Brasiliensis**, V. 12, p. 339-345, 2008.

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

CLARKE, K.R.; WARWICK, R.M. Changes in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation, second ed. Primer-E, Plymouth, 2001.

CONNELL, J.H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, V.199, p. 1302–1309, 1978.

COUCEIRO, S.R.M.; HAMADA, N.; FORSBERG, B.R.; PIMENTEL, T.P.; LUZ, S.L.B. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. **Ecological Indicators**, V. 18, p. 118–125, 2012.

DANIELSON, T.J.; LOFTIN, C.S.; TSOMIDES, L.; DIFRANCO, J.L.; CONNORS, B. Algal bioassessment metrics for wadeable streams and rivers of Maine, USA. **Journal of the North American Benthological Society**, V. 30, n. 4, p. 1033–1048, 2011.

DELARIVA, R.; AGOSTINHO, A.A. Relationship between morphology and diets of six neotropical lorocariids. **Journal of Fish Biology**, V. 58, n. 3, p. 832–847, 2001.

ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A.K.; POTTER, I.C.; BLABER, S.J.M.; CYRUS, D.P.; NORDLIE, F.G.; HARRISON, T.D. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. **Fish and Fisheries**, V.8, p.241–268, 2007.

ESRI, 2007. ArcGis, the Complete Geographical Information System. Redlands, California.

ESTEVES, K.E.; ALEXANDRE, C.V. Development of an Index of Biotic Integrity Based on Fish Communities to Assess the Effects of Rural and Urban Land Use on a Stream in Southeastern Brazil. **International Review of Hydrobiology**, V. 96, n. 3, p. 296–317, 2011.

FAUSCH, K.D.; KARR, J.R.; YANT, P.R. Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. **Transactions of the North American Fisheries Society**, V. 113, p. 39-55, 1984.

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**, V. 6, p. 1–25, 2006a.

FERREIRA, C.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**, V. 23, p. 642–651, 2006b.

FROESE, R.; PAULY, D.; (Eds). 2012. FishBase. World Wide Web electronic publication. Available at www.fishbase.org (version 08/2012).

GANASAN, V.; HUGHES, R.M. Application of an index of biological integrity to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra, India. **Freshwater Biology**, V. 40, p. 367–383, 1998.

GOMIERO, L.M.; MANZATTO, A.G.; BRAGA, F.M.S. The role of riverine forests for food supply for the omnivorous fish *Bryconopalinus* Cuvier, 1819 (Characidae) in the Serra do Mar, Southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, V. 68, n. 2, p. 321–328, 2008.

HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, V. 4, n. 1. 9pp, 2001.

HERING, D.; FELD, C.K.; MOOG, O.; OFENBOCK, T. Cook book for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. **Hydrobiologia**, V. 566, p. 311–342, 2006.

HENRIQUES, S.; PAIS, M.P.; BATISTA, M.I.; COSTA, M.J.; CABRAL, H.N. Response of fish-based metrics to anthropogenic pressures in temperate rocky reefs. **Ecological Indicators**, V.25, p.65–76, 2013.

HERLIHY, A.T.; STEVEN G.P.; SICKLE, J.V.; STODDARD, J.L.; HAWKINS, C.P.; LESTER L.Y. Striving for consistency in a national assessment: the challenges of applying a reference-condition approach at a continental scale. **Journal of the North American Benthological Society**, V.27, n.4, p.860–877, 2008.

HUGHES, R.M., 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. In: Davis, W., Simon, T. (Eds.), *Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R.; HERLIHY, A.T.; KINCAID, T.M.; REYNOLDS, L.; LARSEN, D.P.. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, V. 55, p. 1618–1631, 1998.

HUGHES, R.M.; OBERDORFF, T. 1999. Applications of IBI Concepts and Metrics to Waters Outside the United States and Canada. pp 79-83. In: T.P. Simon (Ed.). *Assessment Approaches for Estimating Biological Integrity using Fish Assemblages*. Lewis Press, Boca Raton, FL, USA.

JARAMILLO-VILLA, U.; CARAMASCHI, E.P. Índices de Integridade Biótica usando Peixes de Água Doce: uso nas regiões Tropical e Subtropical. **Oecologia Brasiliensis**, V. 12, p. 442-462, 2008.

KARR, J.R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, V. 6, p. 21–27, 1981.

KARR, J.R.; DUDLEY, D.R. Ecological perspective on water quality goals. **Environmental Management**, V.5, p.55-68, 1981.

KARR, J.R.; FAUSCH, K.D.; ANGERMEIER, P.L.; YANT, P.R.; SCHLOSSER, I.J. 1986. Assessment of biological integrity in running water: a method and its rationale. Illinois Natural History Survey Special Publication 5, Champaign, Illinois, USA, 28 pp.

KARR, J.R.; YANT, P.R.; FAUSCH, K.D.; SCHLOSSER, I.J. Spatial and temporal variability of the index of biotic integrity in three midwest streams. **Transactions of the American Fisheries Society**, V. 116, p. 1-11, 1987.

KARR, J.R.; CHU, E.W., 1999. *Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring*. Island Press, Washington, DC.

KAUFMANN, P.R.; LEVINE, P.; ROBISON, E.G.; SEELIGER, C.; PECK, D.V., 1999. Quantifying Physical Habitat in Wadeable Streams. EPA/620/R-99/003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

KLEMM, D.J.; BLOCKSOM, K.A.; FULK, F.A.; HERLIHY, A.T.; HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R.; PECK, D.V.; STODDARD, J.L.; THOENY, W.T.; GRIFFITH,

M.B.; DAVIS, W.S. Development and evaluation of a macroinvertebrate biotic integrity index (MBII) for regionally assessing Mid-Atlantic highlands streams. **Environmental Management**, V. 31, n. 5, p. 656–669, 2003.

LÉVÊQUE, C.; OBERDORFF, T.; PAUGY, D.; STIASSNY, M.L.J.; TEDESCO, P.A. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. **Hydrobiologia**, V. 595, p. 545–567, 2008.

LIGEIRO, R.; HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R.; MACEDO, D.R.; FIRMIANO, K.R.; FERREIRA, W.R.; OLIVEIRA, D.; MELO, A.S.; CALLISTO, M. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. **Ecological Indicators**, V. 25, p. 45–57, 2013.

MAGALHÃES, M.F.; RAMALHO, C.E.; COLLARES-PEREIRA M.J. Assessing biotic integrity in a Mediterranean watershed: development and evaluation of a fish-based index. **Fisheries Management and Ecology**, V. 15, p. 273–289, 2008.

MARCIANO, F.T.; CHAUDHRY, F.H.; RIBEIRO, M.C.L. DE B. Evaluation of the Index of Biotic Integrity in the Sorocaba River Basin (Brazil, SP) Based on Fish Communities. **Acta Limnologica Brasiliensia**, V. 16, n. 3, p. 225–237, 2004.

MAZZONI, R.; COSTA, da L.D.S. Feeding ecology of stream-dwelling fishes from a coastal stream in the southeast of Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, V. 50, p. 627–635, 2007.

MCCORMICK, F.H.; HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R.; HERLIHY, A.T.; PECK, D.V. Development of an index of biotic integrity for the Mid-Atlantic Highlands Region. **Transactions of the American Fisheries Society**, V. 130, p. 857–877, 2001.

MILLER, S.J.; WARDROP, D.H.; MAHANEY, W.M.; BROOKS, R.P. A plant-based index of biological integrity (IBI) for headwater wetlands in central Pennsylvania. **Ecological Indicators**, V. 6, p. 290–312, 2006.

MOORE, M.J.C.; LANGREHRB, H.A.; ANGRADIC, T.R. A submersed macrophyte index of condition for the Upper Mississippi River. **Ecological Indicators**, V. 13, p. 196–205, 2012.

MOYA, N.; HUGHES, R.M.; DOMÍNGUEZ, E.; GIBON, F.M.; GOITIA, E.; OBERDORFF, T. Macroinvertebrate-based multimetric predictive models for evaluating the human impact on biotic condition of Bolivian streams. **Ecological Indicators**, V. 11, n. 3, p. 840–847, 2011.

MOYA, N.; TOMANOVA, S.; OBERDORFF, T. Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Sécure Basin, Bolivian Amazon. **Hydrobiologia**, V. 589, n. 1, p. 107–116, 2007.

OBERDORFF, T.; PONT, D.; HUGUENY, B.; PORCHER, J.P. Development and validation of a fish-based index for the assessment of ‘river health’ in France. **Freshwater Biology**, V. 47, p. 1720–1734, 2002.

OLIVEIRA, R.B.S.; CASTRO, C.M.; BAPTISTA, D.F. Developing multimetric indices for aquatic ecosystems integrity bioassessment. **Oecologia Brasiliensis**, V. 12, p. 487–505, 2008.

OLIVEIRA, R.B.; BAPTISTA, D.F.; MUGNAI, R.; CASTRO, C.M.; HUGHES, R.M. Towards rapid bioassessment of wadeable streams in Brazil: Development of the Guapiaçu-Macacu Multimetric Index (GMMI) based on benthic macroinvertebrates. **Ecological Indicators**, V. 11, p. 1584–1593, 2011.

PINTO, B.C.; ARAÚJO, F.G. Assessing of biotic integrity of the fish community in a heavily impacted segment of a tropical river in Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, V. 50, n. 3, p. 489–502, 2007.

PINTO, B.C.; 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**, V. 556, p. 69–83, 2006.

PONT, D.; HUGUENY, B.; BEIER, U.; GOFFAUX, D.; MELCHER, A.; NOBLE, R.; ROGERS, C.; ROSET, N.; SCHMUTZ, S. Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. **Journal of Applied Ecology**, V. 43, n. 1, p. 70–80, 2006.

REZENDE, C.F.; MAZZONI, R.; CARAMASCHI, E.P.; RODRIGUES, D.; MORAES, M. Prey selection by two benthic fish species in MatoGrosso stream, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista de Biología Tropical**, V. 59, n. 4, p. 1697–706, 2011.

RONDINELI, G.R.; CARMASSI, A.L.; BRAGA, F.M.S. Population biology of *Trichomycterus* sp. (Siluriformes, Trichomycteridae) in PassaCinco stream, Corumbataí River sub-basin, São Paulo State, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, V. 69, n. 3, p. 925–34, 2009.

STODDARD, J.L.; HERLIHY, A.T.; PECK, D.V.; HUGHES, R.M.; WHITTIER, T.R.; TARQUINIO, E. A process for creating multimetric indices for large-scale aquatic

surveys. **Journal of the North American Benthological Society**, V. 27, p. 878–891, 2008.

STODDARD, J.L.; LARSEN, D.P.; HAWKINS, C.P.; JOHNSON, R.K.; NORRIS, R. H. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. **Ecological Applications**, V. 16, p. 1267–1276, 2006.

TEJERINA-GARRO, F. L.; MÉRONA, B.; OBERDORFF, T.; HUGUENY, B. A fish-based index of large river quality for French Guiana (South America): method and preliminary results. **Aquatic Living Resources**, V. 19, p. 31–46, 2006.

TERRA, B.F.; ARAÚJO, F.G. A preliminary fish assemblage index for a transitional river reservoir system in southeastern Brazil. **Ecological Indicators**, V. 11, p. 874–881, 2011.

TERRA, B.F.; HUGHES, R.M.; ARAÚJO, F.G. Sampling Sufficiency for Fish Assemblage Surveys of Tropical Atlantic Forest Streams, Southeastern Brazil, Fisheries. No prelo.

TRÉMOLIÈRES, M.; COMBROUX, I.; HERMANN, A.; NOBELIS, P. Conservation status assessment of aquatic habitats within the Rhine floodplain using an index based on macrophytes. **International Journal of Limnology**, V. 43, p. 233–244, 2007.

TRIEST, L. A comparison of macrophyte indices in headwaters of rivers in Flanders (Belgium). **Hydrobiologia**, V. 570, p. 165–171, 2006.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING C.E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, V. 37, p. 130–137, 1980.

VÁZQUEZ, D.P.; SIMBERLOFF, D. Ecological specialization and susceptibility to disturbance: conjectures and refutations. **American Naturalist**, V. 159, p. 606–623, 2002.

VITULE, J.R.S.; FREIRE, C. A.; SIMBERLOFF, D. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. **Fish and Fisheries**, V. 10, n. 1, p. 98–108, 2009.

WANG, L.; BRENDEN, T.; SEELBACH, P.; COOPER, A.; ALLAN, D.; CLARK, R.; WILEY, M. Landscape based identification of human disturbance gradients and reference conditions for Michigan streams. **Environmental Monitoring and Assessment**, V. 141, p. 1–17, 2008.

WHITTIER, T.R.; HUGHES, R.M.; STODDARD, J.L.; LOMNICKY, G.A.; PECK, D.V.; HERLIHY, A.T. Three indices of biotic integrity for western USA streams and rivers: a structured approach for developing indices of biotic integrity: three examples from western USA streams and rivers. **Transactions of the American Fisheries Society**, V. 136, p. 718–735, 2007a.

WHITTIER, T.R.; STODDARD, J.L.; LARSEN, D.P.; HERLIHY, A.T. Selecting reference sites for stream biological assessments: best professional judgment or objective criteria. **Journal of the North American Benthological Society**, V. 26, p. 349–360, 2007b.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Não é recente a preocupação mundial com a escassez de recursos hídricos em diversas áreas do planeta, que já se faz realidade em alguns países. No Brasil, essa temática vem sendo discutida com mais frequência e mobilização, principalmente diante do cenário de mudanças climáticas, ao qual estamos absortos e em muitos aspectos inertes. Um país com um dos maiores reservas de água doce do planeta tem que decidir por medidas inteligentes e eficazes que utilizem de forma eficiente e sustentável o recurso. Ao mesmo tempo e praticamente dentro do mesmo contexto, temos o território ainda coberto por extensas áreas de floretas, que precisam ser preservadas e/ou sabiamente utilizadas em consonância com a demanda por “crescimento econômico”.

Esse debate envolvendo recursos hídricos, floresta, biodiversidade e “desenvolvimento” vem regendo e/ou delimitando várias iniciativas de pesquisa dentro do território brasileiro que, diante de suas dimensões continentais, exige uma discussão particular e especializada para cada um de seus grandes biomas. Nesse contexto, quando o foco é direcionado para a Floresta Atlântica, o cenário mantido, construído desde a chegada dos europeus é um dos mais lastimáveis e assombrosos que podemos encontrar. Mais de 80 % da área original da Floresta foi substituída para abrigar 70% da população brasileira, concentrando em seus domínios quase todas as cidades mais populosas do país, incluindo a cidade de São Paulo, a maior cidade da América Latina. O resultado desta ocupação sem ordem e em detrimento do progresso da nação que se constituía é o recorte de um bioma em fragmentos sofrendo constantemente pela pressão de sua matriz urbana.

E os recursos hídricos? Esses abastecem, suprem e recebem toneladas de resíduos orgânicos e industriais produzidos pela população humana e apresentam sinais claros de escassez e exaustão diante desse sistema insustentável. A população que vem ocupando a área original coberta pela Floresta Atlântica, trouxe consigo, culturalmente, a ideia de que os rios e riachos são infundáveis escoadouros de seus resíduos, aonde ainda são lançados toneladas de esgoto domésticos e resíduos industriais, mesmo em discordância com as leis que regem ou deveriam reger esses recursos. Além disso, “limparam” suas margens retirando a vegetação ripariana, substituíram-na por suas casas e construções, emparedaram seus cursos com canalizações e retificações e, ainda hoje, remediam as inchentes com dragagem do leito do que de rio e/ou riacho passou a valão.

Embora, essa seja a realidade de grande parte dos sistemas hídricos inseridos nos domínios da Floresta Atlântica, diversos desses ambientes nunca foram estudados e ainda são descobertas novas espécies de vários grupos de animais e plantas vivendo, muitas vezes, exclusivamente em restritas áreas desses ecossistemas. Diante desse cenário, o desafio de desenvolver pesquisa de base, que nos distancie do atraso em obtenção de informações básicas sobre a ocorrência e biologia de espécies, utilização e relação com o habitat, ainda temos que garantir o desenvolvimento, aplicação e

utilização de novas metodologias, ferramentas e teorias que nos aproxime do cenário científico mundial.

Neste contexto, este trabalho teve a intenção de realizar o estudo de base (composição, ocorrência e distribuição de espécies e relação com variáveis ambientais em escalas locais e regionais), determinar a amostragem mínima necessária para a aplicação de métricas biológicas e desenvolver um índice multimétrico baseado na ictiofauna que seja aplicável em monitoramento biológico em escala de bacia hidrográfica ou macrorregiões hidrográficas nos domínios da Floresta Atlântica.

O primeiro Capítulo objetivou o entendimento da influência de variáveis locais e regionais na estrutura das assembleias de peixes dos riachos. As variáveis locais se mostraram as maiores influenciadoras dessas assembleias com a altitude sendo uma das variáveis que mais explicaram a variabilidade da ictiofauna. O gradiente longitudinal marcado por uma substituição das espécies dominantes, com pelo menos duas “zonas” bem distintas acima e abaixo de 80 metros de altitude.

O segundo Capítulo objetivou testar se amostragens em trechos de 40 vezes a largura “molhada” média do canal seriam suficientes para estimativas de riqueza e demais métricas biológicas utilizadas em adaptações de índices multimétricos. Para as métricas testadas, a distância amostrada foi suficiente, entretanto para estimativa de riqueza, essa distância seria insuficiente. Deste modo, para monitoramento em larga escala, com a aplicação de índices baseados em métricas biológicas, amostragens com essa distância seriam aceitáveis.

O terceiro e último capítulo objetivou o desenvolvimento de um índice multimétrico baseado na ictiofauna que fosse aplicável em considerável escala e que não fosse influenciado pelos gradientes ambientais, principalmente o gradiente altitudinal. Isso foi possível, resultando em um índice composto por seis métricas capazes de distinguir entre trechos degradados e com menor grau de degradação, mostrando-se, assim, uma eficiente e promissora ferramenta a ser empregada em monitoramentos biológicos em riachos inseridos em Floresta Atlântica.

Os três Capítulos consistiram em passos necessários, nesta ordem: entendimento da ictiofauna, estabelecimento de um protocolo de amostragem, e finalmente a busca de uma ferramenta de monitoramento. Muitos estudos ainda serão necessários para o aprofundamento do conhecimento neste caso particular. Este passo inicial tem, naturalmente, todos os problemas das iniciativas, e com o acúmulo das experiências decorrentes do mesmo, formam-se patamares para novos estudos, não só nesta área, como em outros sistemas semelhantes, visando obter o objetivo final comum, que é compensar, mesmo que parcialmente, estes sistemas, especialmente sua ictiofauna, dos enormes danos causados pela atividade humana.