

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E FLORESTAIS

ADAPTAÇÃO E VALIDAÇÃO DO ÍNDICE DE
INTEGRIDADE BIÓTICA PARA O TRECHO MÉDIO INFERIOR
DO RIO PARAÍBA DO SUL, RJ, UTILIZANDO A
COMUNIDADE DE PEIXES

ILANA FICHBERG

Seropédica, Rio de Janeiro
Novembro, 2000

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E FLORESTAIS

ADAPTAÇÃO E VALIDAÇÃO DO ÍNDICE DE
INTEGRIDADE BIÓTICA PARA O TRECHO MÉDIO INFERIOR
DO RIO PARAÍBA DO SUL, RJ, UTILIZANDO A
COMUNIDADE DE PEIXES

ILANA FICHBERG

Sob orientação do Professor Doutor:
Francisco Gerson Araújo

Dissertação submetida como
requisito parcial para obtenção do
grau de Mestre em Ciências
Ambientais e Florestais

Seropédica, Rio de Janeiro
Novembro, 2000

ADAPTAÇÃO E VALIDAÇÃO DO ÍNDICE DE
INTEGRIDADE BIÓTICA PARA O TRECHO MÉDIO INFERIOR
DO RIO PARAÍBA DO SUL, RJ, UTILIZANDO A
COMUNIDADE DE PEIXES

ILANA FICHBERG

Aprovada em / /

Banca Examinadora:

Presidente

Membro I

Membro II

Suplente

Cada vez que o homem conquista a certeza de alguma coisa,
redondeza da Terra, heliocentrismo,
ele chateia-se terrivelmente, e
passando por cima das esfinges mortas,
parte em busca de novos enigmas,
de novas dúvidas

Quintana, M.

Dedico este trabalho
à todos esforços honestos para preservação da diversidade biológica,
à todos que pensam e realizam trabalhos para preservação de recursos hídricos,
à todos que fazem ciência simplesmente por amor

ABSTRACT

The heavy levels of degradation observed in the Paraíba do Sul River (PRS) are the result of a long history of misled management and irrational uses of several resources related to the river. Despite these circumstances, a program of restoration and management that includes both biological and physicochemical monitoring approaches to assess water quality is still wanting. Here in, we present the results of an adaptation of the index of Biotic Integrity (IBI) applied to the medium inferior course of the PSR (Rio de Janeiro), considered one of the most critical segments of the river due to its proximity to the largest metallurgic industry in Brazil (Companhia Siderurgica Nacional - CSN). The IBI is a multi-metric approach for the monitoring water quality. It integrates information on several aspects of the composition of the fish community and the fluvial ecosystem. Because fish occupy several habitats, different levels of trophic web, and are sensitive to alterations in the river, they are considered efficient indicator of the water quality. The study sites were located between the municipalities of Porto Real and Barra Mansa (Zone I), Volta Redonda (Zone II), and Barra do Piraí (Zone III), from up river to down river. Monthly samplings conducted from October 1997 to September 1999 in one program using the same fishing gear and sampling design. Habitat condition was also measured at each sampling site. The 168 sampling unities caught 52 species, 35 genera, and 14 families. Twelve attributes from the fish community were selected to assess and to calibrate the IBI. IBI classification of the water quality ranged from "poor" for Zones I and III to "very poor" for Zone II. Kendall's correlation test and stepwise multiple regression analyses indicated that the habitat condition is highly correlated with IBI scores. These results indicated that the structure of the fish community is responding to habitat alterations, and the low IBI scores are probably related to overall degradation of the habitat. It seems necessary the implementation of a comprehensive monitoring program using IBI in management programs. This tool would produce the proper information needed so that measures can be taken to preserve and recover this important ecosystem.

INTRODUÇÃO

Algumas mudanças, que ocorrem naturalmente em rios, podem provocar alterações no canal do rio, na deposição de material no substrato, entre outras. Entretanto, as mudanças que têm sido particularmente mais frequentes, e produzido maiores alterações, com reflexos na qualidade da água, tem sido causadas por ações antrópicas (WELCOMME, 1985). A rápida destruição de habitats causada pelo crescimento populacional e expansão econômica, torna cada vez mais urgente a necessidade de conhecer a diversidade biológica em seus mais amplos níveis para que possam ser traçados planos de monitoramento e proteção ambiental (JENKINS, 1997). O monitoramento biológico em rios é essencial para identificar as respostas do ambiente aos impactos causados pela ação antrópica, além de fornecer diretrizes que possam regulamentar o uso dos recursos hídricos, possibilitando o desenvolvimento de alternativas para minimizar a degradação destes ambientes (KARR, 1999). Certamente, “[a] compreensão da diversidade da ictiofauna neotropical, é um pré-requisito para a nossa capacidade de avaliar, prever e, espera-

se [com base nestes conhecimentos] amenizar as consequências das modificações humanas, presentes e futuras, sobre os sistemas aquáticos neotropicais” (MALABARBA & VARI, 1998). Muitas informações ecológicas, entretanto, ainda permanecem escassas (LOWE-McCONNELL, 1999; MALABARBA & VARI, 1998).

O rio Paraíba do Sul - e a história de sua degradação - é um exemplo desta situação. Toda a bacia deste rio vem sendo degradada ao longo de aproximadamente cinco séculos, quase concomitantemente à descoberta do Brasil pelos portugueses. A despeito dos esforços de diversos pesquisadores ao longo de aproximadamente meio século, pouco ainda é conhecido sobre a fauna de peixes deste importante rio do sudeste brasileiro (BÖHLKE *et al.*, 1978). Como consequência, são ainda mais raros os registros do impacto das atividades antrópicas sobre a fauna, e poucas atitudes tem sido efetivamente tomadas para minimizar os possíveis danos causados a fauna e flora da região.

O rio Paraíba do Sul é a principal fonte de abastecimento de água da região metropolitana do Grande Rio, sendo responsável pôr cerca de 90% do volume fornecido para a população do município do Rio de Janeiro (BARROSO, 1989 e SILVEIRA *et al.*, 1979), tornando-se por isso, foco das atenções de órgãos públicos responsáveis pela manutenção e preservação do meio ambiente. A FEEMA (Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente) tem concentrado esforços para a produção de informações visando estimar o tamanho do impacto ambiental já ocorrido e também realizou projetos de monitoramento que objetivaram, de alguma forma, minimizar e solucionar o problema através de fiscalização dos usos da água por várias indústrias.

Diversas pesquisas foram desenvolvidas, algumas sobre aspectos detalhados da qualidade da água em diversos pontos ao longo do rio, diagnosticando as condições físico-químicas da água (SILVEIRA *et al.*, 1979, ARAÚJO, 1999). Infelizmente muitos trabalhos que foram desenvolvidos nesta região permanecem como relatórios técnicos não publicados, de distribuição restrita e, muitas vezes, de difícil acesso. Um programa de biodeteção de tóxicos na biota do rio Paraíba do Sul (trecho: Funil - Santa Cecília), realizado em 1981/82 pela FEEMA/UERJ (1983), revelou que diversas espécies de peixes apresentaram anomalias, além de acúmulo de metais pesados em várias partes do corpo. Esta situação é bastante alarmante, visto que as populações ribeirinhas se alimentam destes peixes, ignorando que possam estar ingerindo substâncias, na maior parte das vezes, carcinogênicas, que se acumulam nos peixes.

Outros estudos como o realizado por ARAÚJO (1996), demonstraram que a diversidade de espécies não foi muito alterada ao longo do tempo, quando comparada com a diversidade registrada para os anos anteriores (GOSLINE, 1945; FOWLER, 1957; BRITSKI, 1970), embora a abundância tenha sido significativamente diminuída. Por outro lado, BARROSO (1989) constatou que, de uma forma geral, o rio apresenta sinais evidentes de depauperação faunística.

Muitos dos trabalhos de monitoramento do rio Paraíba do Sul apresentam inúmeras recomendações para o manejo e recuperação do rio, mas efetivamente, poucas delas se concretizaram. Destas recomendações destacam-se por exemplo a apresentada por SILVEIRA *et al.* (1979) que sugeriram o desenvolvimento de um programa de identificação e medição de índices de qualidade ambiental que

permitisse definir, de maneira adequada, o rio Paraíba do Sul, com ênfase nas modificações de médio e longo prazo. BARROSO (1989) ressalta a necessidade de serem efetuados estudos interdisciplinares, de forma mais detalhada sobre a atividade de pesca. BARROSO sugere ainda que os peixes são excelentes indicadores de qualidade da água, por ocuparem o mais alto nível trófico da cadeia alimentar aquática e desta forma, indiretamente, representam as condições das formas biológicas inferiores e, conseqüentemente, funcionam como indicadores da qualidade total do corpo d'água.

Somente a análise dos fatores físico-químicos é insuficiente para indicar a qualidade da água, visto que nem sempre consegue refletir com precisão as condições ecológicas da comunidade de um determinado sistema hídrico (KARR, 1981). Conhecendo esta limitação, KARR (1981) propôs uma metodologia que permite de forma rápida, precisa e com baixo custo, avaliar a qualidade da água utilizando da estrutura da comunidade de peixes. Posteriormente esta metodologia, denominada Índice de Integridade Biótica (IIB), foi melhor detalhada por KARR, *et al.* (1986). O IIB fundamenta-se basicamente na análise da estrutura da comunidade de peixes e é hoje utilizado juntamente com os parâmetros físico-químicos tradicionais na definição da qualidade da água.

O IIB é uma ferramenta útil para avaliação da qualidade ambiental por ter relativa facilidade de aplicação, além de fornecer resultados de simples compreensão. Segundo KARR *et al.* (1986) alguns pontos são fundamentais para a aplicação do IIB, dos quais destacam-se: 1) a escolha e a calibragem dos atributos (métricas) devem ser criteriosas, e 2) as características regionais associadas a um

prévio conhecimento biogeográfico, devem ser levadas em consideração. O conhecimento regional fornece subsídios que ajudam na construção do índice, que é baseado na associação de um conjunto de fatores que servirão como métricas adequadas e pertinentes a cada ambiente estudado.

O IIB é um índice robusto e multifatorial, baseado em aproximadamente 12 medidas relacionadas a comunidade de peixes e, por isso, capaz de avaliar a integridade do ambiente aquático, ou seja, sua capacidade de manter as comunidades bióticas em equilíbrio, mesmo que uma de suas métricas não esteja perfeitamente calibrada. Este índice oferece melhor e mais compreensiva abordagem do que os índices de diversidade tradicionalmente utilizados, porque integra vários indicadores de comunidade ao mesmo tempo (KARR, 1991). Por este motivo, além da relativa facilidade de aplicação, é uma técnica que tem sido amplamente utilizada em diversas partes do mundo. Nos Estados Unidos, onde o método foi concebido, a segurança de sua aplicabilidade como resposta à larga experiência dos pesquisadores que o desenvolveram e o vem utilizando ao longo de pouco mais de duas décadas, fez com que a técnica tenha se tornado parte da legislação ambiental de alguns estados americanos, que são monitorados pelos EPAs (*Environmental Protection Agency* regionais). Os esforços que vem sendo feitos para aplicar e adaptar o IIB em diversas partes do mundo, refletem o grande sucesso, evidente utilidade e funcionalidade do IIB. Como exemplos podem ser citadas adaptações do índice em países como França, Canadá, Áustria, Austrália, entre outros, e no Brasil foi aplicado de forma preliminar e pioneira no rio Paraíba do Sul no trecho entre Barra Mansa e Barra do Piraí por ARAÚJO (1998). Verificou-se neste trabalho que a

qualidade da água naquele trecho era de “muito pobre” a “pobre” com tendência a melhoria de montante para jusante. Visto que o rio Paraíba do Sul tem importância fundamental em diversos aspectos para o estado do Rio de Janeiro, é oportuno desenvolver e aprofundar os estudos nesta região.

Segundo GORMAN & KARR (1978), existe uma correlação entre a diversidade de espécies e a diversidade de habitat. KARR *et al.* (1986) enfatizam que a perda da integridade biótica pode estar associada não somente a alterações físico-químicas da água como também a alterações no habitat (i.e. destruição das margens, indisponibilidade de abrigos submersos, alterações no fluxo d'água, ausência de diversidade do substrato do rio, etc.). Além disso, esses autores criticaram os métodos tradicionalmente utilizados para diagnosticar a qualidade da água pois não refletem de maneira abrangente o ambiente aquático e se baseiam em informações pontuais e momentâneas. KARR (1992) enfatiza que critérios biológicos devem ser integrados a avaliação da toxicidade química, pois ambos podem ter amplo alcance para diagnosticar o ambiente e assim fundamentar programas que regulamentem a padronização da qualidade da água.

Com base nestas recomendações, alguns autores como GROSSMAN *et al.* (1998) e BELLIARD *et al.* (1999), realizaram adaptações do IIB e ao mesmo tempo, procuraram diagnosticar o ambiente nos rios pesquisados, associando os resultados encontrados através do IIB com aqueles encontrados pelos medidores de qualidade do ambiente. Os resultados destes estudos confirmaram a expectativa de que alterações na diversidade de habitat, provocam alterações na integridade biótica.

A partir do conhecimento histórico bem documentado de ocupações e usos da bacia do rio Paraíba do Sul, fica evidente que a expectativa deste trabalho é de que a integridade biótica do rio esteja severamente comprometida. Os resultados obtidos através do IIB visam confirmar esta assertiva bem como fornecer maiores detalhes sobre a condição específica do trecho mais crítico do rio. Objetivou-se com este estudo, avaliar a qualidade da água através de uma adaptação do IIB no rio Paraíba do Sul entre os municípios de Porto Real e Barra do Piraí e sobretudo testar o IIB como ferramenta de monitoramento da qualidade deste ecossistema. Para avaliar a eficiência deste método foram feitas comparações entre o IIB e alguns descritores tradicionalmente utilizados para descrever a comunidade de peixes.

Adicionalmente realizou-se um trabalho simultâneo para identificação das prováveis causas ou mesmo identificar quais foram os fatores que estiveram mais estreitamente relacionados com a integridade biótica no rio Paraíba do Sul. Desta forma foi criado um índice que utilizou um conjunto de fatores ambientais, como sugeriram KARR (1981), FAUCH *et al.* (1984) e BELLIARD *et al.* (1999), afim de testar os fatores ou as associações destes, para que pudessem explicar ou tornar mais compreensíveis os resultados obtidos pela aplicação do IIB. Através de correlações deste índice com o IIB pretendeu-se validar os resultados obtidos pelo IIB.

MATERIAL E MÉTODOS

1. ÁREA DE ESTUDO

1.1. Caracterização da bacia do rio Paraíba do Sul

A bacia de drenagem do rio Paraíba do Sul cobre uma área de aproximadamente 56.500 km² através dos estados de São Paulo (13.500km²), Minas Gerais (20.900km²) e Rio de Janeiro (21.000km²), onde deságua (BARROSO, 1989). Da nascente a foz, percorre 1.137km. O relevo e a estrutura geológica da bacia foram descritos em BRASIL (1983). A vegetação da bacia do rio Paraíba varia de acordo com a altitude e clima das sub-regiões específicas (BARROSO, 1989). De acordo com a nomenclatura adotada em BRASIL (1983), a região utilizada neste estudo insere-se nos domínios da **floresta estacional semidecidual**, assim chamada por apresentar espécies caducifólias que respondem às estações seca e chuvosa. A população foi estimada, em 1996, em 1.620.400 habitantes em 24

municípios, dos quais os mais populosos são Campos, com 287.000 habitantes, e Volta Redonda, com 232.000 habitantes. Em 1997, a Prefeitura Municipal de Resende estimou que a população de Barra Mansa era de 167.100 habitantes, Barra do Piraí 78.400 e Porto Real, 10.000 habitantes.

O Rio Paraíba do Sul é subdividido em quatro partes principais: **Curso superior**, que começa a partir da confluência dos rios Paraitinga e Paraibuna no Estado de São Paulo e é limitado a jusante pela cidade de Guararema (SP); **curso médio superior** que se estende até o município de Cachoeira Paulista; **curso médio inferior** que começa a partir de Cachoeira Paulista e limita-se a jusante na cidade de São Fidelis; **curso inferior** que vai de São Fidelis até sua foz situada em Atafona no estado do Rio de Janeiro. A partir do trecho médio superior, o rio corre no sentido oeste-leste numa altitude média de 370m. A partir dessa região a altitude vai caindo gradativamente até ao nível do mar. Os afluentes do rio Paraíba do Sul originam-se nas serras da Mantiqueira e do Mar (SILVEIRA *et. al.* 1979). Segundo os conceitos descritos por WELCOMME (1985), o rio Paraíba do Sul é um rio de aproximadamente oitava ordem. O trecho estudado está inserido na região do curso médio inferior que caracteriza-se por apresentar declividade variável, podendo apresentar meandros e lagoas marginais (BARROSO ,1989; BIZERRIL, 1999) (Figura 1).



Figura 1 - Mapa da Bacia do rio Paraíba do Sul com detalhe do trecho estudado

O histórico da ocupação e utilização da bacia do rio Paraíba do Sul é bastante conhecido e relatado. O processo de exploração teve início com o ciclo do ouro que teve como consequência o conhecimento e desbravamento da região. Posteriormente, a bacia foi ocupada pelo cultivo do café e, até 1860, o rio era utilizado como principal via de acesso para o interior dos estados do Rio de Janeiro e São Paulo. Na década de 30 começaram a ser instaladas algumas indústrias e na década de 40 foi instalada a Companhia Siderúrgica Nacional (CSN) que fez crescer a população urbana, ao mesmo tempo em que decresciam as atividades agropecuárias do médio Paraíba. Somado a estes acontecimentos, o manejo indevido das terras, provocou acidificação e esgotamento dos solos, erosão e conseqüente turbidez das águas do Paraíba (BARROSO, 1989). Depois da

instalação da CSN, muitas outras indústrias se instalaram nesta região agravando ainda mais a situação do rio, que passou a receber grandes volumes de substâncias tóxicas. Além disso, os efluentes domésticos aumentaram consideravelmente, juntamente com a utilização de insumos agrícolas e atividades de garimpo. Estima-se que, até o ano de 1988, o rio Paraíba do Sul recebia em torno de um bilhão de litros de esgotos por dia, sob forma de efluentes com resíduos orgânicos e industriais, equivalendo a uma população de quatro milhões de habitantes (CEEIVAP, 1988). Pode-se dizer que toda história de ocupação do rio Paraíba do Sul, reverte-se hoje num processo quase irreversível de degradação ambiental.

O rio Paraíba do Sul passa pelos estados de São Paulo, Minas Gerais, e Rio de Janeiro. Suas águas são amplamente utilizadas tanto para consumo doméstico e industrial como também para produção de energia. Para tanto, o rio foi represado em diversos pontos de seu curso, dando origem a barragens e represas das quais, no Rio de Janeiro, destaca-se a do Funil por apresentar a qualidade da água alterada pelo recebimento de efluentes orgânicos e industriais provenientes de cidades de médio e grande porte da região do Vale do Paraíba no estado de São Paulo, como por exemplo São José dos Campos, Taubaté e Caçapava. O trecho entre o curso superior e médio superior, situados no estado de São Paulo, abriga cerca de 3.000 indústrias e uma população de aproximadamente um milhão e meio de habitantes. O represamento do Funil além do processo de eutrofização devido à grande carga de poluentes, tem também problemas associados ao assoreamento, precipitação e sedimentação de nutrientes (CAMPOS, 1999). No percurso incluído no estado do Rio de Janeiro, a barragem de Santa Cecília, situada no município de Barra do Piraí,

cerca de 160m³/s de água são desviados pela LIGHT Serviços Elétricos S/A, para produção de energia elétrica, e são posteriormente utilizadas pela CEDAE (Companhia Estadual de Águas e Esgotos do Estado do Rio de Janeiro) para suprimento de cerca de 90% da demanda do município do Rio de Janeiro e adjacências.

O trecho médio inferior abriga aproximadamente 700 indústrias, das quais se destacam a Cyanamid que fabrica produtos de limpeza e defensivos agrícolas, Du Pont do Brasil que fabrica gases refrigerantes, defensivos agrícolas entre outros produtos químicos, Siderúrgica Barra Mansa e Metalúrgica Barbará. Todas estas indústrias situam-se em Barra Mansa. A Companhia Siderúrgica Nacional, localizada em Volta Redonda (SILVEIRA *et al.*, 1979) é a maior fonte poluidora do Vale do Paraíba. Esta região por tanto abriga um dos maiores parques industriais brasileiros concentrando-se entre os municípios de Volta Redonda e Barra Mansa.

A área estudada cobriu o trecho entre os municípios de Porto Real a Barra do Piraí, entre as latitudes 22°24'17,6"S e 22°25'31,5"S e longitudes 44°10'33,3"O e 43°43'54,5"O, de montante para jusante, compreendendo aproximadamente 50Km de extensão. A partir da elaboração de dois programas amostrais, pretendeu-se determinar a qualidade da água antes do parque industrial de Volta Redonda, no parque industrial de Volta Redonda propriamente dito, e após este o parque industrial onde as águas são captadas pela barragem de Santa Cecília (Figura 2).

Três zonas amostrais foram arbitradas visando testar o efeito do impacto ambiental sobre a comunidade de peixes, causado pelo parque industrial de Volta Redonda. A **Zona I** localiza-se na região a montante do Parque industrial e situa-se

entre os Municípios de Porto Real e Barra Mansa. A **Zona II** localiza-se dentro dos limites da cidade de Volta Redonda onde está situado o parque industrial. A **Zona III**, localiza-se na região mais a jusante do parque industrial e situa-se no Município de Barra do Piraí, onde pretendeu-se avaliar a capacidade de regeneração do rio na região após o impacto. Foram seleccionados arbitrariamente sete pontos de coleta (três na Zona I, dois na Zona II e dois na Zona III). Estes pontos foram escolhidos pela facilidade de acesso e apoio logístico que permitiram as repetições de esforço amostral durante os dois anos de coleta (Figura 2).

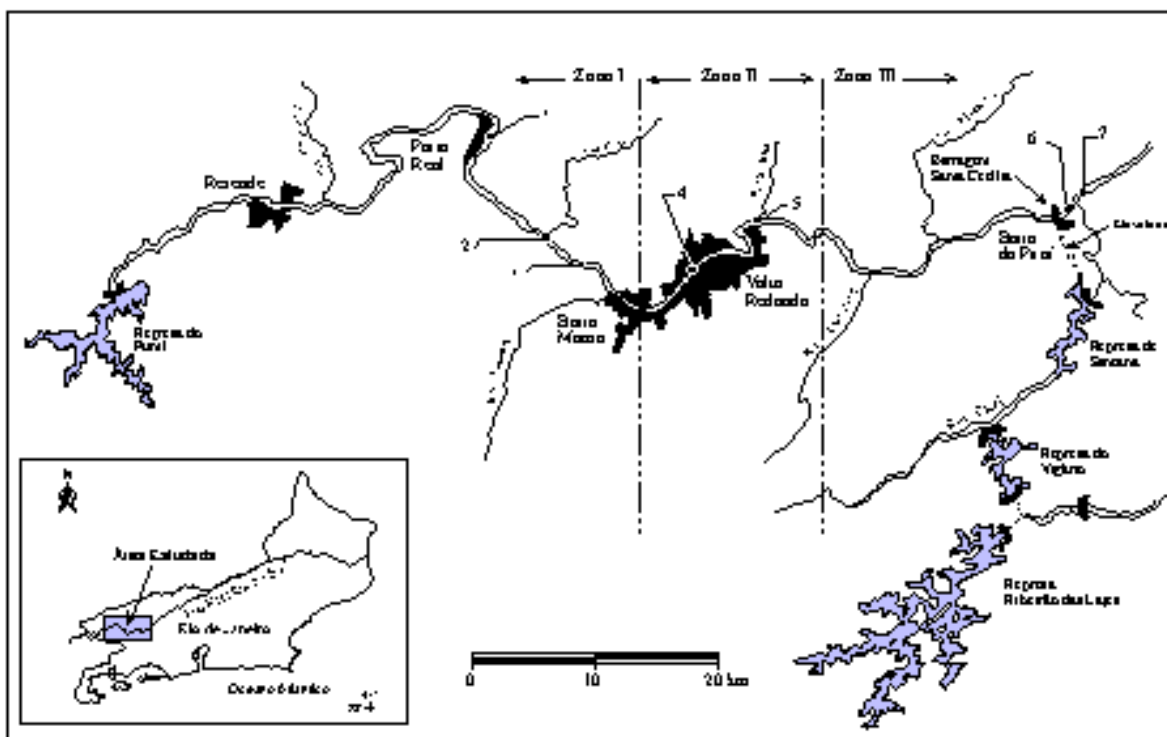


Figura 2 - Mapa detalhado das zonas amostrais. Números (de 1 a 7) representam as estações de coleta

1.2. Descrição das áreas de coleta

ZONA I

Estação 1 (22°24'17,6"S, 44°16'33,5"O)

Localizada no Município de Porto Real, caracteriza-se por apresentar pouca vegetação ciliar e o fundo do rio é predominantemente constituído de areia. É uma área com água mais transparente se comparada às outras estações de coleta e fluxo mais lento do que o observado nas outras estações. Os primeiros seis meses de amostragem foram realizadas em um local conhecido como Pedreira. Passados os primeiros seis meses esta estação foi substituída pela estação de Porto Real, de mais fácil acesso.

Estação 2 (22°29'10,4"S, 44°14'38,7"O)

Localizada na área de uma empresa de extração de areia, na localidade de Pombal, Município de Barra Mansa. Esta estação caracteriza-se por apresentar razoável quantidade de vegetação ciliar e aquática, quando comparada às outras estações. Um tributário de médio porte (Rio do Turvo), deságua neste ponto no rio. A margem deste rio tem sido bastante erodida pela ação das dragas e barcos utilizados na extração de areia. A água neste trecho é bastante turva, mas a diversidade de substrato foi maior do que nas outras estações.

Estação 3 (22°30'7,3"S, 44°13'40"O)

Localiza-se abaixo do efluente da Du Pont do Brasil (indústria química produtora de gás refrigerante e outros produtos químicos), no município de Barra Mansa. Possui pouca vegetação marginal e o substrato é constituído predominantemente de areia e argila.

ZONA II (município de Volta redonda)**Estação 4 (22°30'43,4"S, 44°7'27,4"O)**

Localiza-se dentro das instalações da CSN. O rio neste trecho atravessa a cidade de Volta Redonda. A vegetação ciliar é praticamente inexistente. O fundo é constituído basicamente de areia.

Estação 5 (22°30'15,5"S, 44°6'49,5"O)

Localiza-se a jusante da CSN no bairro Santa Rita. O esgoto das residências deste bairro é lançado no rio *in natura*, o que aumenta a quantidade de matéria orgânica na água neste trecho. Esta estação sofreu alterações drásticas ao longo dos dois anos de coleta. Um rio tributário (Córrego de Santa Rita do Zarur), que desemboca nesta estação, baixou o nível de 1,5 metros para 30cm ao longo do primeiro ano de coleta e a vegetação da margem foi quase totalmente eliminada.

ZONA III (Município de Barra do Pirai)

Estação 6 (22°25'31,5"S, 43°44'55,5"O)

Localiza-se na embocadura do Ribeirão das Palmeiras, situada a jusante da barragem de Santa Cecília. Esta estação caracteriza-se por apresentar pouca vegetação aquática e substrato composto de areia e argila.

Primeiros seis meses de amostragem foram realizados nas proximidades da barragem de Santa Cecília; esta estação foi substituída devido a dificuldade de acesso.

Estação 7 (22°25'31,5"S, 43°43'54,5"O)

Localiza-se em uma área de extração de areia. Utilizada nos dois ciclos anuais. Esta estação possui faixa estreita de mata ciliar e pouca vegetação aquática. A água é bastante turva e muitas vezes, em períodos de chuva, encontrava-se repleta de lixo orgânico (animais mortos, árvores inteiras) e inorgânico (plásticos, garrafas, latas, etc), dificultando as atividades de amostragem. Parte da margem neste trecho estava bastante alterada pela ação da maquinária do areal.

2. DESENHO AMOSTRAL

Para a padronização das amostragens, buscou-se igualar o esforço de captura em todas as zonas, e amostrar de modo mais abrangente possível a comunidade de peixes. Dois programas amostrais distintos foram estabelecidos: Programa 1 (P1) e Programa 2 (P2).

Programa Amostral 1 (P1)

No programa 1 (P1) foram realizadas coletas mensais em seis estações de coleta. No primeiro ano (de outubro de 1997 a setembro de 1998), foram amostradas as estações 2 e 3 (Zona I), 4 e 5 (Zona II) e 6 e 7 (Zona III). No segundo ano (de outubro de 1998 a setembro de 1999), todas as estações foram mantidas com exceção da estação 2 que foi substituída pela estação 1 (Porto Real). O rio era percorrido em sentido alternado a cada mês, para evitar tendências nos horários de captura dos peixes. Desta forma, em um mês as coletas eram iniciadas na Estação 1 seguindo a jusante e no mês seguinte, as coletas eram iniciadas na estação 7, seguindo a montante. Foram utilizadas nas amostragens rede do tipo picaré, com 10m de comprimento e 2m de altura, com malha de 1cm entre nós adjacentes, peneira com 60cm de diâmetro e panagem de 1mm de malha, e tarrafas com 5m de roda e malha de 2 a 4cm, entre nós adjacentes. A unidade amostral foi padronizada como o somatório dos peixes capturados por dois arrastos de picaré, 10 lances de tarrafa e 20 inserções com peneira, todos realizados junto à margem do rio.

Programa amostral 2 (P2)

No programa 2 foram realizadas coletas bimestrais em duas estações. Em um mês a coleta era realizada na Zona I (estação 2) e no mês posterior na Zona III (estação 7). O esforço amostral consistiu de coletas semelhantes ao P1, entretanto, em dois dias consecutivos. A este esforço amostral foram acrescentadas 6 redes de espera de 50m (duas com malha de 6cm, duas com malha de 4cm e duas com malha de 2,5cm de distância entre nós adjacentes). As redes foram instaladas em

ambas as margens do rio (três em cada margem). As redes permaneciam no local em torno de 20 horas. A unidade amostral para este programa, consistiu do somatório de peixes coletados em todas as artes de pesca.

Em ambos os programas amostrais, durante a coleta de peixes, foram coletadas as seguintes variáveis ambientais: temperatura da água (°C), pH, oxigênio dissolvido (porcentagem de saturação), condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), turbidez (NTU), profundidade e transparência (cm) em todas as coletas através de um aparelho medidor de dados abióticos provido de eletrodo da marca HORIBA U-10. A profundidade e transparência foram medidas com profundímetro e disco de Secchi, respectivamente. No P1 os fatores ambientais foram registrados uma vez em cada estação e no P2, os fatores foram tomados 4 vezes a cada dia de coleta.

Os peixes de maior porte coletados, foram acondicionados em caixa térmica com gelo e os indivíduos de menor tamanho, fixados em formalina a 10%, em campo.

2.1. Preservação e identificação dos peixes amostrados

Em laboratório todos os espécimes coletados foram medidos, pesados, fixados em formalina 10% e posteriormente, transferidos para etanol 70%. Parte dos exemplares foi depositada no Museu Nacional do Rio de Janeiro e o restante encontra-se depositado na coleção de referência do Laboratório de Ecologia de Peixes da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Para a identificação das espécies coletadas foi utilizada bibliografia corrente para peixes de águas interiores (FOWLER, 1948, 1950, 1951, 1954 e BRITSKI,

1970). Characiformes da sub-família Tetragonopterinae foram identificados por especialistas do Museu Nacional do Rio de Janeiro. Os Gymnotiformes foram identificados por um especialista do grupo da Universidade Federal do Rio de Janeiro.

2.2. Tratamento dos dados

Os dados bióticos e abióticos coletados, foram organizados para adaptação do IIB, para construção de um índice independente para caracterização do ambiente denominado Índice de Qualidade e Condição Ambiental (IQCA), para cálculo dos descritores de comunidade e posteriores análises estatísticas.

Para minimizar os efeitos decorrentes das amostragens pouco representativas ocorridas na Zona I, foram adicionadas ao P1 unidades amostrais idênticas desta mesma Zona, feitas nos dias em que era realizado o P2 (excluindo-se as amostras de rede). Para igualar o esforço, o mesmo processo foi feito na Zona III. Com estas alterações, o número de unidades amostrais em cada zona, para aplicação do IIB e para a obtenção dos descritores de comunidade, não foi exatamente igual. Porém os resultados foram ponderados por média e erro padrão.

Os dados obtidos sofreram logaritmização ($\log_{10}(x+1)$) antes dos tratamentos estatísticos que envolveram análise de variância, visando atender aos requisitos de normalidade desta análise, bem como minimizar a influência das espécies muito abundantes. Os dados bióticos dos descritores de comunidade (número de indivíduos, número de espécies e índices de diversidade) não apresentaram normalidade mesmo após transformações logarítmicas, sendo nestes casos, utilizado

nas comparações de médias a análise não paramétrica de Kruskal-Wallis, seguido do teste de diferença de Kolmogorov-Smirnov. Os dados do IIB e fatores abióticos, por apresentarem normalidade, foram comparados através de Análise de Variância (ANOVA), seguido do teste de Tukey para verificação das diferenças (SOKAL & HOHLF, 1981). Para as análises foram utilizados os programas estatísticos “SPSS” (versão 7.1) e “Estatística” (versão 5.0).

3. INDICADORES DE ESTRUTURA DA COMUNIDADE

Foram utilizados os seguintes descritores da comunidade de peixes: número de espécies por amostra, abundância relativa (captura por unidade de esforço - CPUE), biomassa e frequência de ocorrência. Foram também utilizados Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (SHANNON & WEAVER, 1949), riqueza de espécies de Margalef (D), índice de dominância de Simpson (SI) (MARGALEF, 1968) e Equitatividade de Pielou (J) (PIELOU, 1966). Com estes descritores foram analisadas as variações espaciais da comunidade de peixes.

Fórmulas dos descritores de comunidade :

- **Índice de Riqueza de espécies de Margalef (D)**

$$D = (S - 1) / \log (N)$$

- **Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H')**

$$H' = - \sum (n_i / N) \times \log (n_i / N)$$

- **Índice de dominância de Simpson (SI)**

$$SI = 1 - \sum (n_i \times (n_i - 1)) / N \times (N - 1)$$

- **Índice de equitatividade de Pielou (J)**

$$J = H' / \log (S)$$

Onde :

S = número de espécies da amostra

N = número total de indivíduos da amostra

n_i = número de indivíduos de cada espécie da amostra

4. ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA (IIB)

O Índice de Integridade Biótica (IIB), conforme proposto inicialmente por KARR (1981), foi construído para determinação da qualidade do ambiente aquático. A integridade biótica é avaliada segundo doze (12) atributos (métricas) da comunidade de peixes, compreendidos em três grandes grupos: 1) Composição e riqueza de espécies; 2) Estrutura trófica e 3) Abundância e dominância. A cada atributo é dada uma nota cinco (5) (situação esperada boa), três (3) (situação regular) e um (1) (situação ruim). As notas são dadas para os atributos em cada unidade amostral. A soma dos escores de cada atributo, corresponde a nota do IIB, cujo valor máximo é 60 e mínimo, 12. O IIB expressa a qualidade do ambiente aquático de acordo com as seguintes classes pré-determinadas: Excelente, Bom, Razoável, Pobre e Muito Pobre (KARR *et al.*, 1986) (Quadro 1).

Quadro 1 – Classes de integridade biótica com faixas de valores e descrição

CLASSE	VALORES	DESCRIÇÃO
Excelente	57 – 60	O rio sem alterações antrópicas. Todas as espécies nativas esperadas para a região são encontradas em todas as classes de idade e sexo; estrutura trófica balanceada.
Boa	48 – 52	Riqueza de espécies pouco abaixo das expectativas; perda de espécies mais intolerantes; algumas espécies com distribuição de abundância e/ou tamanho inferior ao ótimo; estrutura trófica começa demonstrar alguns sinais de estresse.
Razoável	39 – 44	A quantidade de formas tolerantes aumenta e simultânea diminuição de formas intolerantes. Aumento da frequência de onívoros demonstrando alteração na estrutura trófica; predadores de topo tornam-se raros.
Pobre	28 – 35	Comunidade dominada por onívoros e espécies tolerantes à poluição; presença de espécies introduzidas, híbridos e doentes.
Muito pobre	12 – 24	Pouco ou nenhum indivíduo, presença de espécies introduzidas e/ou muito tolerantes, indivíduos doentes, nadadeiras feridas e outras anomalias.

Para este trabalho foram escolhidos alguns atributos propostos por KARR *et al.* (1986) com suas pontuações originais, outros seguiram adaptações sugeridas por outros autores e ainda alguns foram propostos exclusivamente para o ambiente em estudo.

As faixas originais para determinação da qualidade da água, incluem também a classe “Sem peixe”, cuja característica é o repetido esforço amostral sem captura de peixe. Entretanto a ausência de peixes provoca uma impossibilidade de calcular o Índice. Optou-se por associar esta classe a classe “Muito pobre”. As unidades amostrais sem peixe, tiveram a nota mínima (1) em todos os 12 atributos, sendo assim, a nota mínima possível para o IIB neste trabalho é 12.

4.1. Descrição dos atributos do Índice de Integridade Biótica

a) Atributos de composição e riqueza de espécies

a.1) Número de espécies nativas

A utilização do número de espécies nativas é o mais importante aferidor da diversidade e exclui as espécies introduzidas, que poderiam gerar interpretações errôneas de diversidade. Este atributo foi originalmente utilizado como “número total de espécies” por diversos pesquisadores, entretanto alguns autores como BARBOUR *et al.* (1995) e HARRIS (1995) adaptaram o IIB, utilizando somente espécies nativas. As espécies introduzidas não devem ser consideradas positivamente, visto que podem ocupar nichos de outras espécies naturais da bacia e refletem uma alteração antrópica. As faixas de valores dos escores foram estabelecidas através da adaptação do método da linha máxima de riqueza de espécies (LMRE), como foi sugerido por FAUSCH *et al.* (1984).

a.2) Número de espécies raras

Embora hajam controvérsias conceituais a respeito da definição de espécies raras, em geral é considerado que a presença destas espécies é um indicador de boa qualidade de água e do ambiente. Neste trabalho, este atributo substitui o “número de espécies intolerantes” (KARR, 1981; FAUSCH *et al.*, 1984), que baseia-se na observação de que este grupo de espécies, é o primeiro a desaparecer quando a água ou o ambiente sofre qualquer tipo de alteração. Entretanto este tipo de observação é difícil num rio de grande porte. Além disso, a segurança de que uma

dada espécie seja intolerante a um determinado estresse, requer bioensaios. Foram então consideradas **espécies raras** aquelas que tiveram frequência de ocorrência abaixo de 3% na totalidade das amostragens considerando os dois programas amostrais durante os dois anos.

a.3) Número de indivíduos Cyprinodontiformes

Esta métrica tem como objetivo medir a quantidade de peixes tolerantes a alterações químicas e/ou no habitat. Considera-se que o aumento da abundância e dominância de espécies tolerantes, indica a deterioração da qualidade de água. ARAÚJO (1998) utilizou os Cyprinodontiformes como grupo de espécies resistentes a alterações no ambiente em sua adaptação do IIB para o rio Paraíba do Sul. Este grupo foi escolhido para substituir *Lepomis cyanellus* (**green sunfish**), originalmente sugerido por KARR (1981) e utilizado também por HARRIS (1995) entre outros autores. Os Cyprinodontiformes agrupam espécies consideradas bastante tolerantes a alterações ambientais que em geral podem ser encontrados em locais bastante alterados onde nenhuma outra espécie consegue permanecer.

a.4) Número de espécies Characiformes de coluna d'água

Este atributo procura avaliar a qualidade da coluna d'água através da distribuição das espécies de peixes que ocupam este nicho. OBERDORFF & HUGHES (1992) criaram um atributo composto por peixes de coluna d'água. ARAÚJO (1998) utilizou os Characideos para compor esta métrica. Neste trabalho este atributo foi mais refinado utilizando somente os Characiformes de coluna d'água,

por constituírem a ordem das mais abundantes do rio Paraíba do Sul, tendo sido excluídas as espécies que utilizam o fundo do rio. Objetivou-se desta forma não só a obtenção de um retrato das condições gerais da coluna d'água como também verificar a situação atual desta ordem de grande importância biológica e cinérgica. As faixas de valores para os escores foram estabelecidas através de um cálculo baseado em dados históricos do rio (FOWLER, 1948, 1950, 1951 1954 e BRITSKI, 1970). A partir desses dados foi então calculada proporção esperada deste grupo por cada unidade amostral.

a.5) Número de espécies de Siluriformes bênticos

Havendo uma grande alteração no fundo do rio, poderá ser limitada a presença de espécies que dependem do fundo do rio para grande parte de seu ciclo de vida. Os Siluriformes bênticos representam este grupo além de serem o segundo grupo de peixes mais abundantes e diversos no rio Paraíba do Sul. KARR *et al.* (1986), sugeriram as espécies de Darters (Percideos) para compor este atributo. OBERDORFF & HUGHES (1992), substituíram por peixes bênticos e ARAÚJO (1998) utilizou os Siluriformes para compor esta métrica. Aqui foram utilizados o Siluriformes bênticos, excluindo portanto as espécies de coluna d'água para avaliar somente as condições do fundo do rio. Espera-se encontrar uma quantidade significativa de representantes desta família na bacia rio Paraíba do Sul, segundo os dados fornecidos por FOWLER (1948, 1950, 1951 1954) e BRITSKI (1970). Esta ordem é representada por espécies que se distribuem em praticamente todos os níveis tróficos e é por isso de grande importância biológica, além de também ser

largamente utilizada como fonte de alimento para populações ribeirinhas. As faixas de valores dos escores foram estabelecidas utilizando o mesmo método descrito no atributo anterior.

a.6) Número de espécies introduzidas

Espécies introduzidas indicam uma forte alteração no ambiente. As espécies introduzidas podem disputar recursos utilizados por espécies nativas e dependendo do grau de oportunismo, podem ocupar definitivamente o nicho das espécies nativas, estreitando sua faixa de ocorrência, ou em casos mais graves, eliminando a presença regional destas espécies (FUTUYMA, 1993; AGOSTINHO & JULIO Jr., 1996). As faixas de valores para os escores são as mesmas sugeridas por KARR (1991).

b) Atributos de estrutura trófica

b.1) Porcentagem de indivíduos onívoros

Os onívoros, por se alimentarem de uma ampla diversidade de itens, podem ser classificados também como oportunistas. Sobrevivem em lugares alterados pela capacidade de utilizarem eficientemente recursos, enquanto os especialistas sofrem da falta de recursos específicos e deslocam-se para outras áreas onde haja disponibilidade dos recursos de que necessitam ou mesmo podem ser eliminados. Os onívoros em geral são mais resistentes e suportam por mais tempo alterações de várias naturezas no ambiente. Espera-se que um ambiente inalterado, possua estrutura trófica balanceada, com complexa teia trófica que possibilita a passagem

de energia nos diversos níveis do ecossistema (KARR, 1991). Segundo KARR (1981), a proporção esperada de onívoros em uma comunidade de peixes equilibrada, é de até 20%. Considera que seja tolerável que os onívoros alcancem 45% da pirâmide trófica e acima de desta proporção, indicam sinais de estresse na comunidade e, portanto, uma baixa qualidade ambiental. As faixas de valores para os escores são as mesmas utilizadas por KARR, *et al.* (1986).

b.2) Porcentagem de indivíduos carnívoros

Os peixes carnívoros ocupam o topo da cadeia alimentar em ambientes aquáticos e, por isso, sua proporção pode refletir a qualidade geral do corpo d'água (KARR *et al.*, 1986). A ausência ou mesmo a substituição dos carnívoros nativos por outras espécies, indicam grave alteração no corpo d'água. No rio Paraíba do Sul, o principal predador é a traíra (*Hoplias malabaricus*). O tucunaré (*Cichla monoculus*) atualmente presente no rio, foi excluído desta métrica por ser uma espécie introduzida. As faixas de valores são as mesmas adotadas por KARR *et al.* (1986) e utilizada também por ARAÚJO (1998).

b.3) Porcentagem de fitófagos

Poucos autores utilizam este grupo trófico como atributo. Entretanto este atributo reflete, além da estrutura trófica num nível específico, as condições da margem e distribuição de vegetação no rio. Este grupo de espécies pode desaparecer com a ausência e/ou diminuição de mata ciliar e vegetação aquática. No rio Paraíba do Sul este grupo é representado principalmente pelos piaus (*Leporinus*

sp.). Foram utilizadas as mesmas faixas de valores propostas para os outros grupos tróficos especialistas.

b.4) Porcentagem de invertívoros

Este atributo é amplamente utilizado. Reflete além de um nível trófico específico, a qualidade geral da água, visto que estes peixes alimentam-se dos invertebrados aquáticos que ocupam vários nichos no corpo d'água. A ausência ou diminuição de invertebrados aquáticos pode determinar a presença e abundância de peixes invertívoros. Alguns autores como DEEGAN *et al.* (1997) utilizam a diversidade de fauna de invertebrados aquáticos como um atributo que conta positivamente na determinação do IIB. A porcentagem de invertívoros pode indiretamente avaliar a comunidade de diferentes grupos de invertebrados. Foram utilizadas as mesmas faixas de valores dos escores sugeridos por KARR, *et al.* (1986).

c) Atributos de abundância e dominância

c.1) Número de indivíduos menos indivíduos onívoros

O atributo “número total de indivíduos” foi criado por KARR (1981) e utilizado com reservas por diversos autores. Alguns autores optaram por excluir este atributo por ser muito variável de acordo com a ordem de grandeza do rio e dependente de dados quantitativos históricos e método amostral. Geralmente a preocupação dos pesquisadores (especialmente naturalistas), era quase que estritamente descrever e registrar as espécies que ocorriam em um determinado ambiente. Por isso torna-se

difícil estabelecer padrões para o número de indivíduos esperados num rio. Optou-se por utilizar este atributo por que é esperado que as grandes alterações a que o rio Paraíba do Sul foi submetido ao longo de sua história pode estar refletindo na diminuição geral da quantidade de peixes. Para tornar mais compreensível a leitura deste atributo decidiu-se retirar os indivíduos onívoros porque sua grande abundância, especialmente na Zona II, mascararia os resultados. Seria computado positivamente quando na realidade uma abundância excessiva de onívoros gera uma interpretação negativa em relação a qualidade do rio. As faixas de valores foram estabelecidas através do método da LMRE e portanto são proporcionais as unidades amostrais utilizadas nas amostragens.

c.2) Número de espécies que compõem 90% das amostras

Este atributo mede a dominância de espécies e foi utilizado por MILLER *et al.* (1988). Funciona como ponderador do atributo anterior. Nem sempre uma grande quantidade de indivíduos determina uma boa qualidade de água. Se um ambiente estiver eutrofizado, por exemplo, e uma ou duas espécies suportarem bem a essas condições, provavelmente se multiplicarão por terem bastante recurso disponível e pouco disputado. Neste caso esta grande quantidade de indivíduos corresponde a um número limitado de espécies. A riqueza de espécies associada ao número de indivíduos é um indicativo de uma boa qualidade de água. As faixas foram estabelecidas através do método da LMRE.

As faixas de valores para cada atributo são apresentadas no Quadro 2.

Quadro 2 – Atributos do Índice de Integridade Biótica (IIB) adaptados para este trabalho e faixas de valores para cada escore

ATRIBUTOS DO ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA		ESCORES		
		1	3	5
1	Número total de espécies nativas	< 3	4 - 6	> 7
2	Número de espécies raras	0	1	> 1
3	Número de indivíduos Cyprinodontiformes	> 67%	34 - 66%	< 33%
4	Número de espécies Characiformes de coluna d'água	< 1	2 - 3	> 4
5	Número de Siluriformes bênticos	< 1	2 - 3	> 4
6	Número de espécies introduzidas	> 1	0 - 1	< 0
7	Porcentagem de indivíduos onívoros	> 45%	20 - 45%	< 20%
8	Porcentagem de indivíduos carnívoros	< 1%	1 - 5%	> 5%
9	Porcentagem de indivíduos fitófagos	< 1%	1 - 5%	> 5%
10	Porcentagem de indivíduos invertívoros	< 1%	1 - 5%	> 5%
11	Número de indivíduos excluindo onívoros	< 5	6 - 10	> 11
12	Número de indivíduos que compõe 90% da coleção	< 2	3 - 4	> 5

De 1 a 6, composição e riqueza de espécies; de 7 a 10, estrutura trófica; de 11 a 12, abundância e condição

4.2. Calibragem dos atributos

FAUSCH *et al.* (1984) criaram um método para estimar a diversidade através dos escores máximo (5), intermediário (3) e mínimo (1) necessários para construção do IIB de acordo com a área de drenagem. O método consiste em distribuir o número total de espécies em função da ordem de grandeza do rio (área em km²) num gráfico de dispersão de pontos e em seguida traçar a Linha Máxima de Riqueza de Espécies (LMRS), que conecta os pontos de maior riqueza de espécies por área. Feito isso, o plano do gráfico é dividido em três partes iguais (trisect) dando origem as métricas que são então ponderadas pela amostra. Este método é utilizado para estipular as notas (escores) dos atributos de “composição da comunidade” e vem sendo utilizado por praticamente todos os pesquisadores que aplicam o IIB.

O método acima descrito, se mostrou eficiente para 4 dos atributos aqui utilizados (número de espécies nativas; número de espécies Characiformes de

coluna d'água; número de espécies de Siluriformes bênticos e número de indivíduos excluindo onívoros), embora não se tenha procurado estimar o tamanho das áreas estudadas visto a proximidade das áreas não configurarem diferenças na ordem de grandeza do rio. Sendo assim, a dispersão dos pontos foi feita através das três zonas de amostragem de forma semelhante. Este método foi também utilizado para definir as faixas de notas do atributo “Número de indivíduos excluindo onívoros”, que corresponde a grupo de métricas referentes a “abundância e dominância”, como fizeram também OBERDORFF & HUDGES (1992).

4.3. Sensibilidade dos atributos

Para verificar a sensibilidade de cada atributo, foram feitas análises de correlação de Kendall entre o IIB e cada atributo, como sugeriram ANGERMEIER & KARR (1986), BELLIARD *et al.* (1999) e HARRIS & SILVEIRA, (1999). Foi feita ainda distribuição de frequência das médias de valores do IIB para cada atributo para avaliação da contribuição de cada métrica. Este processo seguiu os moldes sugeridos por STEEDMAN (1988).

A Tabela 1 apresenta as espécies coletadas no rio Paraíba do Sul classificadas segundo cinco dos 12 atributos utilizados neste estudo. Os dados referentes ao hábito alimentar, foram obtidos de BRITSKI (1970), BARROSO (1989), GEALH & HAHN (1998), ARAÚJO (1998) e também através do exame de conteúdos estomacais de espécimes coletados.

Tabela 1 - Lista de espécies e suas classificações segundo cinco atributos utilizados no Índice de Integridade biótica (hábito alimentar, espécies introduzidas, tolerância e *Habitat*. Car - carnívoros; Oni - onívoros; Ili - iliófagos; Fit - fitófagos; Inv - invertívoros; Tol - tolerantes; Col - coluna d'água; Bent. – bentônicos)

Espécie	Hab.Alim.	Introduzidas	Tolerância	Esp. Raras	Habitat
<i>Leporinus copelandii</i>	Fit				Col
<i>Leporinus mormyrops</i>	Fit			Rara	Col
<i>Leporinus</i> sp.	Fit			Rara	Col
<i>Astyanax bimaculatus</i>	Oni				Col
<i>Astyanax fasciatus</i>	Oni				Col
<i>Astyanax giton</i>	Oni				Col
<i>Astyanax scabripinnis</i> .	Oni			Rara	Col
<i>Astyanax taeniatus</i>	Oni			Rara	Col
<i>Astyanax</i> .sp1.	Oni				
<i>Astyanax</i> .sp2.	Oni				
<i>Deuterodon</i> sp.	Inv				Col
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	Inv				
<i>Hyphessobrycon callistus</i> .		Alóctone			
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i>	Inv			Rara	
<i>Oligossarcus hepsetus</i>	Car				
<i>Probolodus heterostomus</i>					Col
<i>Cyphocharax gilberti</i>	Ilio			Rara	
<i>Hoplias malabaricus</i>	Car				Col
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i> .	Car			Rara	Col
<i>Metynnis maculatus</i>		Alóctone			
<i>Glanidium albescens</i>				Rara	Bent
<i>Parauchenipterus estriatus</i>	Oni			Rara	Bent
<i>Calichthys calichthys</i>					Bent
<i>Corydoras nattereri</i>					Bent
<i>Hartia loricarifoemes</i>	Ilio			Rara	Bent
<i>Hypostomus affinis</i>	Ilio				
<i>Hypostomus luetkeni</i>	Ilio				
<i>Hypostomus</i> sp.	Ilio				Bent
<i>Loricariichthys spixii</i>	Ilio			Rara	Bent
<i>Rineloricaria</i> sp.	Ilio				Bent
<i>Pimelodella</i> sp.	Oni			Rara	Bent
<i>Pimelodus fur</i>	Oni				Bent
<i>Pimelodus maculatus</i>	Oni				Bent
<i>Rhamdella</i> sp.				Rara	
<i>Rhamdia parahybae</i>	Car			Rara	
<i>Rhamdia</i> sp.	Car				
<i>Gymnotus cf. carapo</i> .	Inv				
<i>Gymnotus</i> sp.	Inv			Rara	
<i>Eigenmannia virescens</i>	Inv			Rara	
<i>Lebistes reticulatus</i>	Oni		Tol		
<i>Phallocherus caudimaculatus</i>	Oni		Tol		
<i>Cichla monoculus</i>		Alóctone			
<i>Cichlaurus fascetus</i> .				Rara	
<i>Crenicichla dorsocellata</i>	Car			Rara	
<i>Crenicichla lacustris</i>				Rara	
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Oni				
<i>Oreochromis niloticus</i> .		Exotica			
<i>Pachipops adspersus</i>	Car			Rara	
<i>Tilapia hornorum</i>		Exotica			
<i>Tilapia rendalli</i>		Exotica			
<i>Tilapia</i> sp. (hib)		Exotica			
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Car			Rara	

5. ÍNDICE DE QUALIDADE E CONDIÇÃO AMBIENTAL (IQCA)

O Índice de Qualidade e Condição Ambiental foi elaborado de forma a verificar as possíveis correlações entre as características do ambiente aquático e o IIB. Para construção do IQCA, os dados abióticos tomados durante as amostragens foram divididos em dois grupos que funcionaram como dois sub-índices independentes: 1) Índice de Qualidade Físico-Química da água (IFQ) e 2) Índice de Condição de Habitat (ICH), adaptando uma proposta utilizada por BELLIARD *et al.* (1999) para a bacia do Rio Sena, na França. Para cada grupo foram arbitrados atributos específicos para os quais foram atribuídas notas utilizando os mesmos princípios que fundamentam o IIB, com maiores valores para situações comparáveis às esperadas para ambientes inalterados, e menores para refletir as alterações de ordem físico-química ou no habitat. Para o “Índice de Qualidade Físico-Química” da água (IFQ), foram selecionados cinco atributos e para o “Índice de Condição do Habitat” (ICH), quatro atributos. Alguns escores foram estabelecidos utilizando o método da LMRE e outros com apoio da literatura corrente de padrões de qualidade de água para o IFQ e os escores de ICH foram estabelecidos com base em observações de campo.

5.1. Descrição dos atributos do Índice de Qualidade e Condição Ambiental

a) Atributos do Índice de qualidade físico - química da água (IFQ)

Os escores para as faixas de porcentagem de saturação de oxigênio dissolvido, pH, condutividade e temperatura foram atribuídos considerando os

padrões estabelecidos em APHA (1980). O máximo de turbidez desejável foi 5 NTU e o máximo permissível é 25 NTU.

b) Atributos do Índice de condição do habitat

A quantificação das alterações na diversidade ambiental, possibilita avaliar se há relação entre diversidade do habitat e integridade da biota. É um consenso que quanto maior a heterogeneidade de habitats, melhores são as condições do ambiente. Os dados destes atributos são fruto de observação direta feitas ao longo dos dois anos de atividade no campo.

Diversidade de substrato

Num rio em boas condições ambientais, espera-se que o substrato seja diverso. Foi estabelecido neste trabalho que os itens areia, argila e pedra compõem juntos a diversidade de substrato. Logo, foi considerado que a presença dos três substratos era o ideal, dois deles associados era razoável e um único tipo de substrato era considerado abaixo do razoável.

Cobertura vegetal e abrigos

A presença de cobertura vegetal e abrigos é um indicativo de boa qualidade ambiental num ecossistema aquático, visto que propicia um aumento na diversidade e de alimentação para biota. A cobertura vegetal está relacionada à vegetação ciliar e aquática (macrófitas) presentes, ausentes ou muito pouco representadas em cada localidade. Os abrigos se referem como sugerem BELLIARD *et al.* (1999), às raízes,

pedras e troncos que possam gerar diferentes circulações de água e servem como esconderijos para espécies de pequeno porte e formas jovens. Na maior parte das vazas não há uma tentativa de quantificar este tipo de dado ou qualquer abordagem neste sentido. Os escores adotados para estes atributos são, portanto totalmente observacionais e qualitativos. Ao longo dos dois anos de coleta os dados relacionados a estes atributos variaram muito pouco nas estações de coleta.

Condições da margem

Este tributo foi utilizado por ser um importante indicador do processo de erosão do rio, especialmente no caso do Paraíba do Sul onde são comuns atividades de extração de areia e desmatamento que provocam alterações na paisagem e consequentemente, podem alterar o fluxo, profundidade dentre outras características naturais do rio. Este tipo de alteração não é abordada através dos métodos tradicionais de avaliação da qualidade físico-química da água, que são os parâmetros considerados pelas agências de meio ambiente designadas para verificação e fiscalização da qualidade da água.

No Quadro 3, são apresentadas as faixas de valores para os escores dos atributos do Índice de Qualidade e Condição Ambiental (IQCA).

Quadro 3 – Atributos abióticos e respectivos escores para construção do Índice de Qualidade e Condição Ambiental (IQCA). De 1 a 5 atributos do índice de qualidade físico-química da água (IFQ) e de 6 a 9 atributos do índice de condição do habitat (ICH).

ATRIBUTOS DO IQCA		ESCORES		
		1	3	5
1	Porcentagem de saturação de O ₂ dissolvido	< 60%	-	> 60%
2	pH	< 4 ou > 9,1	4,1- 6 ou 8 - 9	6,1 - 7,9
3	Condutividade (μS/cm)	>100 ou < 20	-	20 - 100
4	Temperatura (°C)	> 28° C	-	< 28° C
5	Turbidez (NTU)	> 25	5 - 25	< 5
6	Diversidade de substrato (areia, pedra, argila)	1	2	3
7	Cobertura vegetal (veg. ciliar e aquática)	sem	pouca	muita
8	Abrigos (raízes, pedras)	sem	pouco	muito
9	Condições da margem	muito alterada	alterada	pouco - s/ alt.

6. RELACIONAMENTO ENTRE O IIB E IQCA

Foram avaliadas as relações entre o IIB e IQCA com o objetivo de verificar a capacidade de resposta do IIB às variações físicas (habitat) e físico-químicas (qualidade da água). Tal medida serviu também para validar o IIB uma vez que o mesmo foi comparado com o IQCA, um indicador independente da qualidade ambiental. Por isso foram utilizadas correlações não paramétricas como o coeficiente de concordância de Kendall. A regressão múltipla passo a passo também foi utilizada, tendo como variável dependente o IIB e como independentes os atributos do IQCA, visando discriminar a influência de cada atributo sobre o IIB. Adicionalmente, cada atributo do IIB foi testado no modelo de regressão múltipla contra o IIB visando determinar que atributos responderam melhor ao modelo, e portanto foram mais adequadamente adaptados.

RESULTADOS

1. COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA

Em 168 unidades amostrais, foram coletados 5.344 indivíduos pertencentes a 52 espécies, distribuídas em 14 famílias e 6 ordens. Das 52 espécies, 3 são alóctones e 4 exóticas (Tabela 2). No Programa amostral 1 (P1), foram realizadas 144 amostras, resultando na captura de 3.361 indivíduos distribuídos em 41 espécies distribuídas nas três zonas. No programa amostral 2 (P2), foram 24 amostras, sendo capturados 1983 indivíduos e 44 espécies, distribuídas nas Zonas I e III.

Os Characiformes foram o grupo de peixes predominantes nos dois programas amostrais, nos dois anos de coleta, seguidos de Siluriformes, Perciformes e Cyprinodontiformes. As ordens de menor abundância foram os Gymnotiformes e Symbranchiformes, respectivamente. O maior número de indivíduos foi apresentado pelos Characiformes, Cyprinodontiformes e Perciformes no P1, enquanto para o P2, o maior número de indivíduos foi apresentado pelos Siluriformes, Characiformes e Perciformes respectivamente.

Tabela 2 - Lista de espécies agrupadas por família e ordem, coletadas no rio Paraíba do sul no trecho entre Porto Real e Barra do Piraí de outubro de 1997 a setembro de 1999.

Ordem	Família	Espécie	
Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus copelandii</i> Steindachner, 1875	
		<i>Leporinus mormyrops</i> Steindachner, 1875	
		<i>Leporinus</i> sp.	
	Characidae	<i>Astyanax bimaculatus</i> Linnaeus, 1758	
		<i>Astyanax fasciatus</i> Eigenmann, 1908	
		<i>Astyanax giton</i> Eigenmann, 1908	
		<i>Astyanax scabripinnis</i> (Jenyns, 1842)	
		<i>Astyanax taeniatus</i> (Jenyns, 1842)	
		<i>Astyanax</i> sp.1	
		<i>Astyanax</i> sp.2	
		<i>Deuterodon</i> sp.	
		<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> Ellis, 1911	
		<i>Hyphessobrycon callistus</i> (Boulenger, 1900) *	
		<i>Hyphessobrycon reticulatus</i> Ellis, 1911	
		<i>Oligossarcus hepsetus</i> Cuvier, 1829	
		<i>Probolodus heterostomus</i> Eigenmann, 1915	
	Curimatidae	<i>Ciphocharax gilberti</i> Quoy e Gaimard, 1824	
	Erithrynidae	<i>Hoplias malabaricus</i> Bloch,1794	
		<i>Hoplerithyrus unitaeniatus</i> (Spix, 1829)	
Serrasalminidae	<i>Metynnis maculatus</i> (Kner, 1869) *		
Siluriformes	Auchenipteridae	<i>Glanidium albescens</i> Reinhardt. 1874	
		<i>Parauchenipterus striatulus</i> Steindachner, 1876	
	Calichthyidae	<i>Calichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	
		<i>Corydoras nattereri</i> Steindachner, 1876	
	Loricariidae	<i>Hartia loricariformes</i> Steindachner, 1876	
		<i>Hypostomus affinis</i> Steindachner, 1876	
		<i>Hypostomus luetkenii</i> Steindachner, 1877	
		<i>Hypostomus</i> sp.	
		<i>Loricariichthys spixii</i> Steindachner, 1877	
		<i>Rineloricaria</i> sp. Bleeker, 1862	
	Pimelodidae	<i>Pimelodella</i> sp. Eigenmann & Eigenmann, 1888	
		<i>Pimelodus fur</i> (Reinhardt, 1874)	
		<i>Pimelodus maculatus</i> Lacépède, 1803	
		<i>Rhamdella</i> sp.	
		<i>Rhamdia parahybae</i> Steindachner, 1876	
		<i>Rhamdia</i> sp.	
	Gymnotiformes	Gymnotidae	<i>Gymnotus cf.carapo</i> Linnaeus, 1758
			<i>Gymnotus</i> sp.
	Cyprinodontiformes	Sternopygidae	<i>Eigenmannia cf. virescens</i> (Valenciennes,1847)
Poeciliidae		<i>Lebistes reticulatus</i> (Peters, 1859)	
Perciformes	Cichlidae	<i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Hensel, 1868)	
		<i>Cichla monoculus</i> (Bloch e Schneider, 1801) *	
		<i>Cichlasoma fascetum</i> (Jenyns, 1842)	
		<i>Crenicichla dorsocellata</i> Haseman, 1911	
		<i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau), 1855	
		<i>Geophagus brasiliensis</i> Quoy e Gaimard, 1824	
		<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758) **	
		<i>Pachipops adspersus</i> (Steidachner, 1879)	
		<i>Tilapia hornorum</i> **	
		<i>Tilapia rendalli</i> Boulenger, 1896 **	
		<i>Tilapia</i> sp. (hibrida) **	
Symbranchiformes	Symbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	

* - espécie alóctone; ** - espécie exótica

1.1. Variações espaciais

O maior número cumulativo de espécies registrado nos dois programas amostrais foi na Zona I (43 espécies) seguido da Zona III (40 espécies) e Zona II (30 espécies). Das 52 espécies coletadas, 24 ocorreram nas três zonas. Considerando separadamente os dois programas amostrais, no P1 o maior número de espécies ocorreu na Zona III seguido da Zona I e no P2 a situação foi inversa. O maior número de indivíduos ocorreu na Zona II, seguida da Zona III e por último a Zona I no P1. No P2, em que não foram realizadas capturas na Zona II, o maior número de indivíduos ocorreu na Zona III. (Tabela 3). Sete espécies foram exclusivas da Zona I sendo uma alóctone. Na Zona II apenas uma espécie foi exclusiva e na Zona III, também foram registradas sete espécies exclusivas, sendo uma alóctone (Tabela 4).

Tabela 3 - Número de espécies e indivíduos por zona amostral, nos dois anos de coleta, nos programas amostrais um (P1) e dois (P2) e o total de espécies e indivíduos dos dois programas amostrais

	P1		P2		P1 + P2	
	Espécies	Indivíduos	Espécies	Indivíduos	Espécies	Indivíduos
Zona I	24	294	40	802	43	1.096
Zona II	30	2.193	-	-	30	2.193
Zona III	31	874	35	1.181	40	2.055

Tabela 4 - Número total de indivíduos de cada espécie que ocorreu em cada zona, com os dois programas amostrais, nos dois anos de coleta, ordenados segundo presença e ausência.

ESPÉCIES	ACRÔNIMOS	ZONA I	ZONA II	ZONA III	TOTAL/ ESP.
<i>Lebistes reticulatus</i>	Leb.ret.	48	1158	254	1460
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Geo.bra.	246	521	681	1448
<i>Phallocerus caudimaculatus</i>	Pha.cau.	7	7	284	298
<i>Tilapia</i> sp. (híbridos.) **	Til.sp.(hib.) **	2	184	10	196
<i>Astyanax bimaculatus</i>	Ast.bim.	111	5	72	188
<i>Rineloricaria</i> sp.	Rin.sp.	43	43	95	181
<i>Pimelodus maculatus</i>	Pim.mac.	140	16	25	181
<i>Astyanax gyton</i>	Ast.git.	26	44	95	165
<i>Astyanax</i> sp.	Ast.sp.	36	34	57	127
<i>Astyanax fasciatus</i>	Ast.fas.	77	19	18	114
<i>Tilapia rendalli</i> **	Til.ren. **	29	64	18	111
<i>Hypostomus luetkeni</i>	Hyp.lue.	63	9	36	108
<i>Hypostomus affinis</i>	Hyp.aff.	48	8	30	86
<i>Oligossarcus hepsetus</i>	Oli.hep.	34	5	45	84
<i>Astyanax</i> sp2.	Ast.sp2.	14	23	30	67
<i>Deuterodon</i> sp1.	Deu.sp1.	5	1	60	66
<i>Hyphessobrycon callistus</i> . *	Hys.cal. *	6	1	41	48
<i>Calichthys calichthys</i>	Cal.cal.	28	5	14	47
<i>Hoplias malabaricus</i>	Hop.mal.	14	3	17	34
<i>Leporinus copelandii</i>	Lep.cop.	23	1	9	33
<i>Hypostomus</i> sp.	Hyp.sp.	14	10	4	28
<i>Oreochromis niloticus</i> **	Ore.nil. **	3	21	3	27
<i>Astyanax scabripinnis</i>	Ast.sca.	3	1	7	11
<i>Gymnotus</i> cf. carapo	Gym.car.	5	1	4	10
<i>Leporinus</i> sp.	Lep.sp.	5	2	0	7
<i>Tilapia honorum</i> **	Til. hor. **	1	3	0	4
<i>Cichlasoma facetum</i>	Cic.fac.	1	1	0	2
<i>Crenicichla lacustris</i>	Cre.lac.	1	1	0	2
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	Hys.bif.	0	1	10	11
<i>Probolodus heterostomus</i>	Pro.het.	32	0	4	36
<i>Pimelodus fur</i>	Pim.fur	3	0	16	19
<i>Cyphocharax gilberti</i>	Cyp.gil.	6	0	2	8
<i>Pimelodella</i> sp.	Pla.sp.	2	0	6	8
<i>Eigenmannia</i> cf. virescens	Ein.vir.	4	0	1	5
<i>Rhamdia parahybae</i>	Rha.par.	3	0	2	5
<i>Parauchenipterus estriatus</i>	Par.est.	1	0	2	3
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Sym.mar.	1	0	1	2
<i>Glanidium albescens</i>	Glan.alb.	3	0	0	3
<i>Leporinus mormyrops</i>	Lep.mor.	2	0	0	2
<i>Cichla monoculus</i> *	Cic.mon. *	2	0	0	2
<i>Astyanax taeniatus</i>	Ast.tae.	1	0	0	1
<i>Hartia loricariformes</i>	Har.lor.	1	0	0	1
<i>Crenicichla dorsocelatus</i>	Cre.dor.	1	0	0	1
<i>Pachipopsis adspersus</i>	Pac.ads.	1	0	0	1
<i>Loricariichthys spixii</i>	Lor.spi.	0	1	0	1
<i>Corydoras nattereri</i>	Cor.nat.	0	0	61	61
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i>	Hys.ret.	0	0	24	24
<i>Rhamdia</i> sp.	Rha.sp.	0	0	11	11
<i>Metynnis maculatus</i> *	Met.sp. *	0	0	2	2
<i>Rhamdella</i> sp.	Rla.sp.	0	0	2	2
<i>Hoplerethyrus unitaeniatus</i>	Hop.uni.	0	0	1	1
<i>Gymnotus</i> sp.	Gym.sp.	0	0	1	1
TOTAL / ZONA		1096	2193	2055	5344

* - espécie alóctone; ** - espécie exótica

obs - faixas de cor cinza representam as espécies que ocorrem em cada zona.

1.1.1. Composição da ictiofauna por programa de amostragem

Programa 1 (P1)

O número de espécies de Characiformes foi predominante nos dois anos amostrados em todas as zonas, seguido de Siluriformes e Perciformes respectivamente, sendo que esta última Ordem apresentou maior diversidade na Zona II.

O maior número de indivíduos nos dois anos ocorreu na Zona II, onde os Cyprinodontiformes foram predominantes seguido de Perciformes. Na Zona I os Characiformes foram mais abundantes enquanto na Zona III observou-se o mesmo padrão encontrado na Zona II (Figura 3).

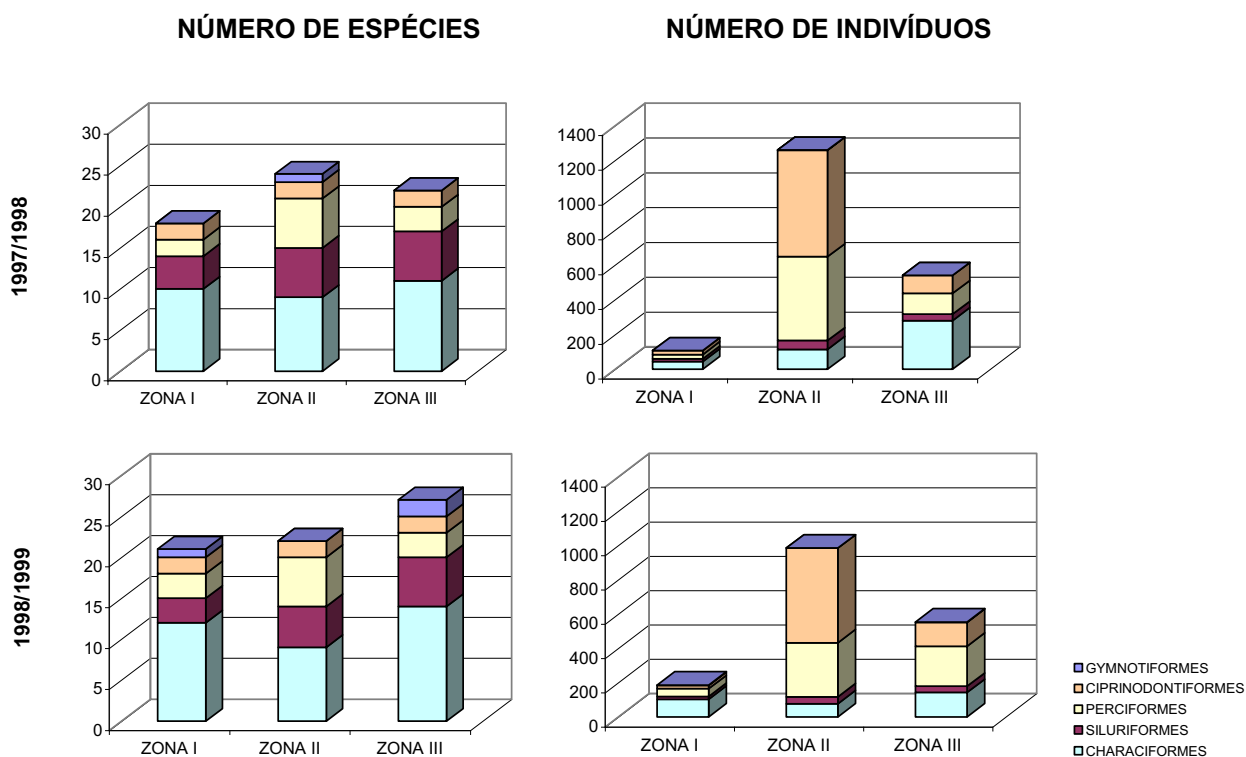


Figura 3 - Diversidade e abundância das ordens de peixes representadas nos dois anos de coleta nas três zonas amostrais utilizadas no P1.

Programa 2 (P2)

Os grupos mais diversos na Zona I foram, respectivamente os Characiformes e Siluriformes, enquanto os mais abundantes foram os Siluriformes seguido dos Characiformes. Os Perciformes foram a terceira ordem mais diversa e abundante. As outras ordens somadas (tanto em número de espécies como de indivíduos) compuseram menos de 20% do total. Este padrão se repetiu nos dois anos de coleta. Na Zona III, no primeiro ano de coleta, os Siluriformes foram o grupo mais diverso seguido dos Characiformes. Os Cyprinodontiformes e os Perciformes foram os grupos mais abundantes. No segundo ano, as ordens mais diversas foram as mesmas do primeiro ano. O número de indivíduos de Characiformes, Perciformes, Siluriformes e Cyprinodontiformes se distribuiu de forma aproximadamente uniforme, compondo mais de 99% do total e as outras duas ordens (Gymnotiformes e Symbranchiformes), somaram menos de 1% do total. Os Symbranchiformes foram coletados somente no P2, no segundo ano de amostragem (Figura 4).

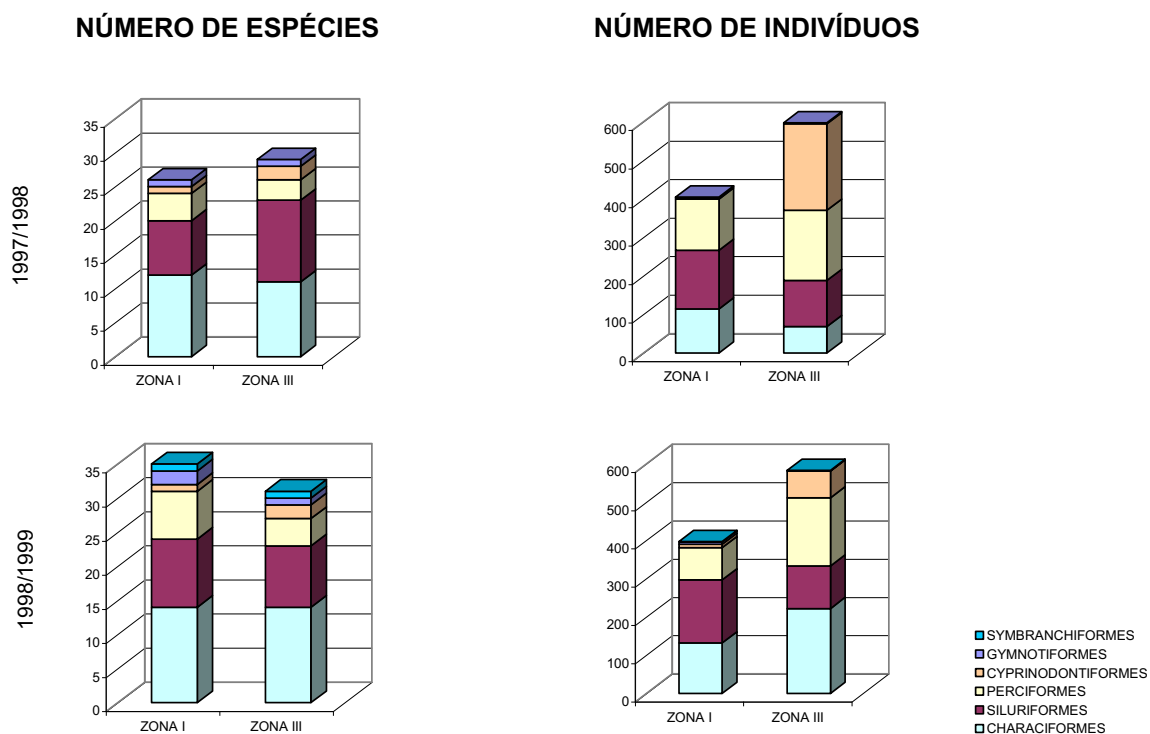


Figura 4 - Composição da diversidade e abundância das ordens de peixes nos dois anos de amostragem, nas duas zonas amostrais utilizadas no P2

1.1.2. Abundância relativa

Programa 1 (P1)

A espécie de maior abundância considerando todo trecho estudado nos dois anos foi *Lebistes reticulatus*, devido à grande contribuição na Zona II, onde a espécie ocorreu em 93,6% das amostras. Em relação à biomassa, o maior valor foi observado para *Geophagus brasiliensis*, maior contribuição para todas as zonas, sendo mais freqüente nas Zonas II e III. Considerando as três zonas, as espécies mais frequentes ao longo dos dois anos no P1, foram *Geophagus brasiliensis* (72,9%), *Lebistes reticulatus* (59%), e *Rineloricaria* sp. (29,2%). *Geophagus brasiliensis* foi a espécie com o maior número de

indivíduos nas Zonas I e III enquanto na Zona II o maior número de indivíduos eram da espécie *Lebistes reticulatus*. As maiores biomassas foram registradas para *Geophagus brasiliensis* (26,6kg), *Pimelodus maculatus* (4,0kg), *Leporinus copelandii* (2,3kg) e *Tilapia rendalli* (2,2kg). Comparando-se as três zonas, os maiores valores de biomassa foram registrados para *Geophagus brasiliensis* e a segunda maior biomassa foi de *Leporinus copelandii* na Zona I, *Pimelodus maculatus* na Zona II e *Tilapia rendalli* na Zona III (Tabela 5).

Tabela 5 - Número de indivíduos (N), biomassa em gramas (B) e frequência de ocorrência - % (F) de peixes coletados no P1 por zona de amostragem. A ordenação das espécies segue o valor decrescente do número total de indivíduos das três zonas.

ESPÉCIES	ZONA I			ZONA II			ZONA III			TOTAL		
	N	B	F	N	B	F	N	B	F	N	B	F
Leb.ret.	35	3,68	29,16	1158	156,73	93,75	140	18,55	54,16	1333	178,96	59,02
Geo.bra.	67	2580,2	52,08	521	17228,5	85,41	332	6773,66	81,25	920	26582,3	72,91
Til.sp.(hib.)	1	12	2,08	184	912,28	18,75	8	72,9	6,25	193	997,18	9,027
Pha.cau.	7	0,63	10,41	7	0,8	10,41	104	22,11	37,5	118	23,54	19,44
Rin.sp.	7	16,6	6,25	43	194,39	43,75	40	252,3	37,5	90	463,29	29,16
Ast.git.	9	2,5	6,25	44	27,4	16,66	33	25,3	25	86	55,2	15,97
Til.ren.	0	0	0	64	1138,2	27,08	10	1039,2	12,5	74	2177,4	13,19
Ast.sp.	15	45,06	10,41	34	350,9	22,91	24	53,82	20,83	73	449,78	18,05
Ast.bim.	35	130,62	25	5	82	8,33	25	157,06	16,66	65	369,68	16,66
Ast.fas.	38	16,2	20,83	19	15,9	10,41	6	19,5	8,33	63	51,6	13,19
Ast.sp2.	9	59,58	10,41	23	17,54	14,58	11	60,07	8,33	43	137,19	11,11
Oli.hep.	9	26	14,58	5	75,8	8,33	22	53,6	27,08	36	155,4	16,66
Pim.mac.	18	1613,1	18,75	16	2383,9	18,75	1	10,8	2,08	35	4007,8	13,19
Deu.sp.	2	24,87	2,08	1	1,1	2,08	29	70,9	25	32	96,87	9,72
Hys.ret.	0	0	0	0	0	0	24	0,7	2,08	24	0,7	0,69
Ore.nil.	0	0	0	21	796,6	4,16	2	463,1	2,08	23	1259,7	2,08
Hyp.sp.	6	0,7	8,33	10	2,1	12,5	4	0,7	8,33	20	3,5	9,72
Hys.cal.	4	26	2,08	1	0,1	2,08	14	3,8	10,41	19	29,9	4,86
Cor.nat.	0	0	0	0	0	0	19	46,18	22,91	19	46,18	7,63
Lep.cop.	9	2362,4	4,16	1	0,1	2,08	1	0,1	2,08	11	2362,6	2,77
Ast.sca.	3	2,7	4,16	1	2,2	2,08	7	0,5	2,08	11	5,4	2,77
Hop.mal.	6	150,8	10,41	3	68,1	4,16	2	235,3	4,16	11	454,2	6,25
Pro.het.	8	25,3	10,41	0	30,5	0	1	18,7	2,08	9	74,5	4,16
Cal. cal.	0	0	0	5	93,1	2,08	4	27,4	6,25	9	120,5	2,77
Hyp.aff.	1	61,6	2,08	8	818,8	8,33	0	0	0	9	880,4	3,47
Hyp.lue.	0	0	0	9	556,2	8,33	0	0	0	9	556,2	2,77
Gym.car.	2	0,6	2,08	1	3,7	2,08	1	0,1	2,08	4	4,4	2,08
Rha.sp.	0	0	0	0	0	0	4	81,1	8,33	4	81,1	2,77

Continuação da Tabela 5.

ESPÉCIES	ZONA I			ZONA II			ZONA III			TOTAL		
	N	B	F	N	B	F	N	B	F	N	B	F
Hys.bif.	0	0	0	1	0,2	2,08	2	1,6	4,16	3	1,8	2,08
Til.hor.	0	0	0	3	160,7	4,16	0	0	0	3	160,7	1,38
Lep.sp.	0	0	0	2	0,4	4,16	0	0	0	2	0,4	1,38
Lep.mor.	1	49,1	2,08	0	0	0	0	0	0	1	49,1	0,69
Cyp.gil.	0	0	0	0	0	0	1	0,6	2,08	1	0,6	0,69
Hop.uni.	0	0	0	0	0	0	1	8,9	2,08	1	8,9	0,69
Gym.sp.	0	0	0	0	0	0	1	43	2,08	1	43	0,69
Lor.spi.	0	0	0	1	7,2	2,08	0	0	0	1	7,2	0,69
Pla.sp.	0	0	0	0	0	0	1	1,4	2,08	1	1,4	0,69
Cic.mon.	1	54	2,08	0	0	0	0	0	0	1	54	0,69
Cic.fac.	0	0	0	1	35,9	2,08	0	48,3	0	1	84,2	0,69
Cre.dor.	1	46	2,08	0	0	0	0	0	0	1	46	0,69
Cre.lac.	0	0	0	1	10,7	2,08	0	0	0	1	10,7	0,69

Programa 2 (P2)

Nas duas zonas, as espécies mais frequentes foram *Geophagus brasiliensis* (100%), *Hypostomus affinis* (95,8%), *Hypostomus luetkeni* (83,3%), *Pimelodus maculatus* (79,2%) e *Lebistes reticulatus* (70,8%). As maiores biomassas foram de *H.luetkeni*, *H.affinis*, *G.brasiliensis*, *P.maculatus* e *Leporinus copelandii*. As maiores contribuições numéricas foram de *G.brasiliensis*, *Lebistes reticulatus* e *P. maculatus*.

G.brasiliensis, ocorreu em todas as amostras tanto na Zona I como na Zona III, enquanto *H.affinis* ocorreu em 100% na Zona I e *P.caudimaculatus* em 100% na Zona III.

Na Zona I, *G. brasiliensis* e *P. maculatus* foram as espécies de maior abundância, enquanto na Zona III foram *G.brasiliensis* e *P.caudimaculatus*. *H.luetkeni* e *H.affinis* apresentaram maiores biomassas na Zona I e *G.brasiliensis* e *H.luetkeni* apresentaram as maiores biomassas na Zona III (Tabela 6).

Tabela 6 - Número de indivíduos (N), biomassa em gramas (B) e frequência de ocorrência - %(F) de peixes coletados no P2 por zona. A ordenação das espécies segue o valor decrescente do número total de indivíduos das duas zonas amostrais.

ESPÉCIES	ZONA I			ZONA III			TOTAL		
	N	Bio	Freq.	N	Bio	Freq.	N	Bio	Freq.
Geo.bra.	179	6141,95	100	349	10975,72	100	528	17117,67	100
Pha.cau.	0	0	0	180	46,96	100	180	46,96	50
Pim.mac.	122	9996,5	100	24	1719,7	61,54	146	11716,2	79,17
Leb.ret.	13	2,4	54,55	114	10,39	84,62	127	12,79	70,83
Ast.bim.	76	1727,2	72,73	47	377,4	46,15	123	2104,6	58,33
Hyp.lue.	63	12557,9	90,91	36	8861,3	76,92	99	21419,2	83,33
Rin.sp.	36	381,5	54,55	55	384,5	92,31	91	766	75
Ast.git.	17	90,9	36,36	62	306,4	53,85	79	397,3	45,83
Hyp.aff.	47	12333,4	100	30	5871	92,31	77	18204,4	95,83
Ast.sp.	21	120,6	45,45	33	47,75	61,54	54	168,35	54,17
Ast.fas.	39	591,3	72,73	12	451,7	53,85	51	1043	62,50
Oli.hep.	25	536,6	90,91	23	183,4	61,54	48	720	75
Cor.nat.	0	0	0	42	104,8	61,54	42	104,8	33,33
Cal.cal.	28	1757,4	54,55	10	597,7	46,15	38	2355,1	50
Til.ren.	29	6,74	9,09	8	938,8	30,77	37	945,54	20,83
Deu.sp.	3	35,2	18,18	31	312,8	53,85	34	348	37,50
Hys.cal.	2	0,2	9,09	27	4,7	38,46	29	4,9	25
Prob.het.	24	518,6	54,55	3	8	15,38	27	526,6	33,33
Ast.sp.2	5	50,6	18,18	19	29,1	38,46	24	79,7	29,17
Hop.mal.	8	3317	54,55	15	1646,9	61,54	23	4963,9	58,33
Lep.cop.	14	6988,9	54,55	8	4153,2	46,15	22	11142,1	50
Pim.fur.	3	300	9,09	16	445	38,46	19	745	25
Hys.bif.	0	0	0	8	4,7	46,15	8	4,7	25
Hyp.sp.	8	0,7	18,18	0	43,2	0	8	43,9	8,33
Cyp.gil.	6	70,2	27,27	1	102	7,69	7	172,2	16,67
Pla.sp.	2	24	9,09	5	55,3	23,08	7	79,3	16,67
Rha.sp.	0	0	0	7	182,8	15,38	7	182,8	8,33
Gym.car.	3	256,5	18,18	3	7,2	23,08	6	263,7	20,83
Lep.sp.	5	0,2	18,18	0	0	0	5	0,2	8,33
Ein.vir.	4	105,6	9,09	1	26	7,69	5	131,6	8,33
Rha.par.	3	1054,6	18,18	2	80,1	15,38	5	1134,7	16,67
Ore.nil.	3	668,2	27,27	1	293	7,69	4	961,2	16,67
Gla.alb.	3	90	9,09	0	0	0	3	90	4,17
Par.str.	1	86	9,09	2	115,6	15,38	3	201,6	12,50
Til.sp.(hib.)	1	10	9,09	2	11	15,38	3	21	12,50
Met.sp.	0	0	0	2	18	15,38	2	18	8,33
Rla.sp.	0	0	0	2	0,1	7,69	2	0,1	4,17
Sym.mar.	1	4	9,09	1	3	7,69	2	7	8,33
Lep.mor.	1	129,4	9,09	0	0	0	1	129,4	4,17
Ast.tae.	1	0,8	9,09	0	0	0	1	0,8	4,17
Har.lor.	1	7	9,09	0	0	0	1	7	4,17
Cic.mon.	1	90	9,09	0	0	0	1	90	4,17
Cic.fas.	1	30	9,09	0	0	0	1	30	4,17
Cre.lac.	1	2	9,09	0	0	0	1	2	4,17
Pac.ads.	1	49,7	9,09	0	0	0	1	49,7	4,17
Til.hor.	1	74	9,09	0	0	0	1	74	4,17

1.1.3. Estrutura Trófica

Programa 1 (P1)

Os onívoros foram o grupo trófico predominante em todas as zonas nos dois anos de coleta, compreendendo proporções acima de 50%. Nos dois anos de amostragem, a Zona II apresentou aproximadamente 95% de onívoros, a Zona III 80% e a Zona I, 75%. No primeiro ano, os iliófagos foram o segundo grupo trófico mais abundante em todas as zonas. A Zona I foi a que apresentou maior proporção de iliófagos, em seguida a Zona III e por último a Zona II. Os outros grupos tróficos não representaram mais do que 5% de indivíduos. No segundo ano, na Zona I, o segundo grupo de maior proporção foi o de carnívoros, seguido dos invertívoros, iliófagos e por último os fitófagos. Na Zona II os iliófagos também representaram o segundo grupo mais abundante, seguido de carnívoros e invertívoros. Na Zona III, o segundo grupo mais abundante foi de invertívoros, em seguida os iliófagos e por último carnívoros.

Não ocorreram invertívoros na Zona I no primeiro ano. Os fitófagos não ocorreram nas Zona II e III no segundo ano. Este último grupo, foi o terceiro mais abundante na Zona I no primeiro ano amostrado, sendo substituído no segundo ano pelos carnívoros (Figura 5).

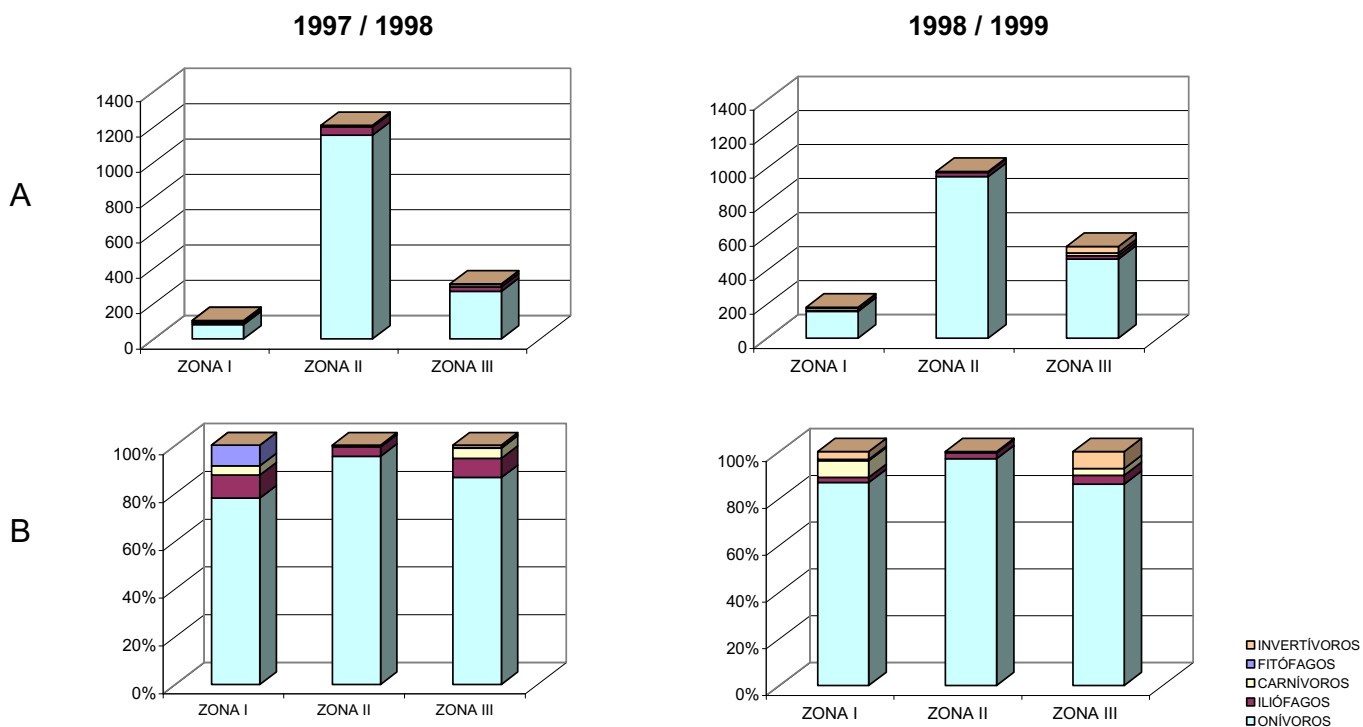


Figura 5 - Estrutura trófica dos peixes por zonas de amostragem nos dois anos do programa de amostragem 1 (P1). A - valores brutos, B - proporção

Programa 2 (P2)

Os onívoros compreenderam o grupo trófico predominante nas duas zonas nos dois anos de amostragem, com maior predominância na Zona III. Na Zona I, entretanto, o número de indivíduos deste grupo foi menor do que na Zona III. Os iliófagos foram o segundo grupo trófico melhor representado nos dois anos e nas duas zonas. Os outros grupos tróficos variaram a proporção em cada zona e ano. O maior número de indivíduos fitófagos foram coletados na Zona I, nos dois anos, ao passo que o número de indivíduos invertívoros foi maior na Zona III. Ao contrário do P1, todos os grupos tróficos estiveram presentes na Zona III. (Figura 6).

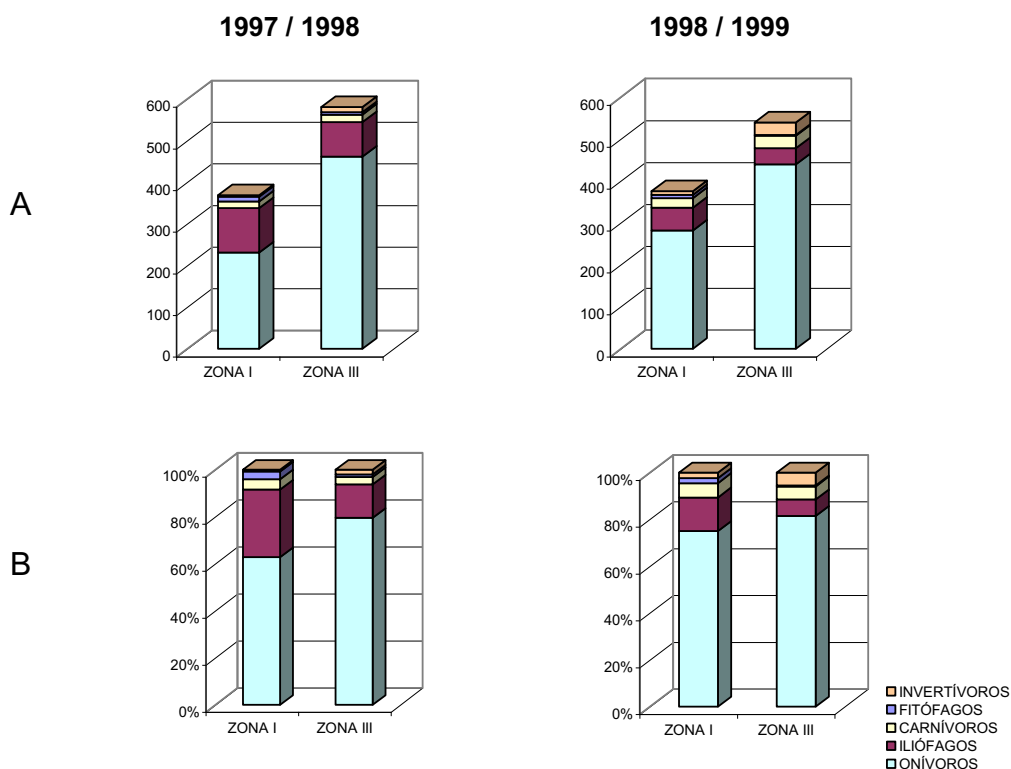


Figura 6 - Estrutura trófica dos peixes por zonas de amostragem nos dois anos do programa de amostragem 2 (P2). A - valores brutos; B - proporção

1.1.4. Descritores de comunidade

Diferenças significativas entre bimestres e anos, com algumas interações foram apresentadas no P1 nas zonas amostrais. Verificou-se a inexistência de padrões definidos para sazonalidade associado ao não atendimento dos requisitos de normalidade. Sendo assim foram feitos testes não paramétricos para comparação de médias dos descritores de comunidade somente entre as zonas, nos dois anos. Também não foram verificadas tendências sazonais no P2 quando foram feitas comparações entre meses de seca (de abril a setembro) e meses de maior

pluviosidade (outubro a março). Sendo assim as comparações de médias foram feitas para verificar diferenças entre as zonas nos dois anos de amostragem.

Programa 1 (P1)

a) Número de espécies, indivíduos e biomassa por unidade amostral

No primeiro ano foram coletadas 18 espécies na Zona I, 24 na Zona II e 35 na Zona III. No segundo ano foram coletadas 21 espécies na Zona I, 22 na Zona II e 27 na Zona III. A Zona I foi portanto menos diversa do que as Zonas II e III comparando-se os dois anos. O maior número de espécies por amostra ocorreu na Zona III, seguido das Zonas II e I respectivamente, com as Zonas III e II apresentando médias maiores e significativamente diferentes da Zona I ($p < 0,05$) no primeiro ano. No segundo ano as médias do número de espécies por amostra da Zona III foram superiores as da Zona II ($p < 0,05$) e da Zona I ($p < 0,01$). As Zonas II e III não apresentaram diferença estatisticamente significantes. (Figura 7).

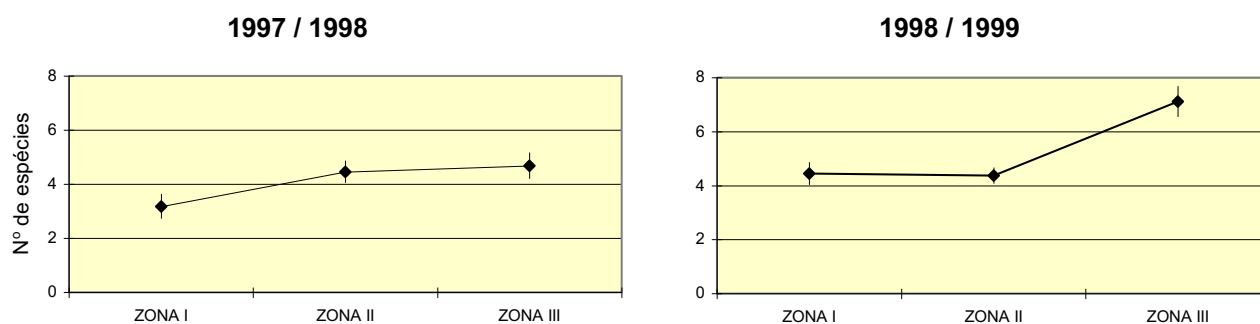


Figura 7 - Média e erro padrão do número de espécies por amostra entre as zonas no P1.

Foram coletados no primeiro ano, 108 indivíduos na Zona I, 1.208 na Zona II e 1.636 na Zona III. No segundo ano, foram coletados 186 indivíduos na Zona I, 985 na Zona II e 554 na Zona III. A Zona II foi portanto mais abundante que a Z III, seguida

da Zona I nos dois anos. Esse padrão geral se manteve para captura por unidade de esforço (CPUE). De acordo com análise de variância não paramétrica, diferenças altamente significantes entre as zonas foram registradas, com as Zonas II e III apresentando maiores CPUEs do que a Zona I ($p < 0,01$) no primeiro ano. No segundo ano, este padrão se repetiu mas com diferença altamente significativa nas CPUEs das Zonas II e III para a Zona I (Figura 8).

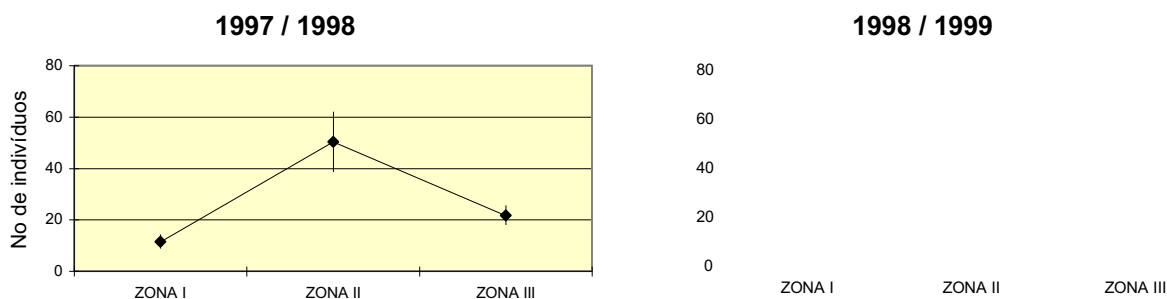


Figura 8 - Média e erro padrão do número de indivíduos por amostra (CPUE) por zona no P1

A Zona I apresentou menores biomassas do que as outras duas zonas considerando os dois anos em conjunto. Entretanto, no primeiro ano não houve diferença significativa entre as zonas ($p > 0,05$), e no segundo ano as Zonas II e III apresentaram maiores médias de biomassa, com diferença significativa em relação a Zona I ($p < 0,05$) (Figura 9).

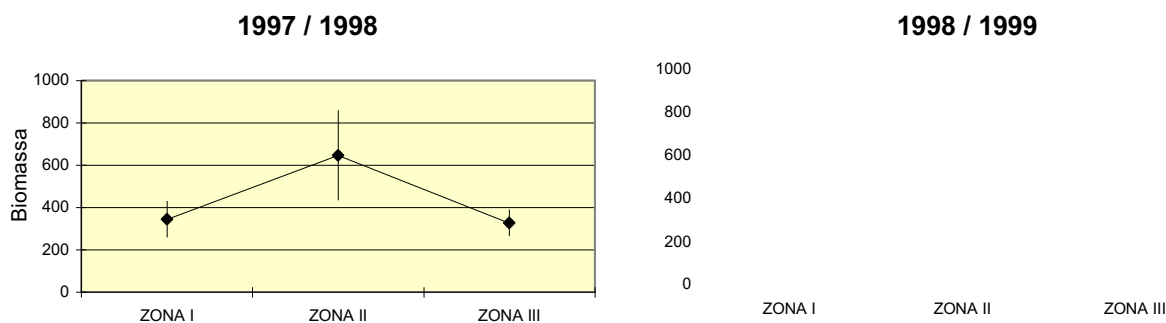


Figura 9 - Média e erro padrão da biomassa por zona amostral no P1

b) Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H')

Foram encontrados maiores valores de H' na Zona III do que as outras duas Zonas considerando os dois anos. Entretanto, não foram verificadas diferenças significativas entre as zonas no primeiro ano, enquanto no segundo ano houve diferença significativa entre a Zona III e Zona I ($p < 0,05$) e altamente significativa entre as Zonas III e Zona II ($p < 0,01$), no entanto as Zonas I e II não apresentaram diferença significativa. (Figura 10).

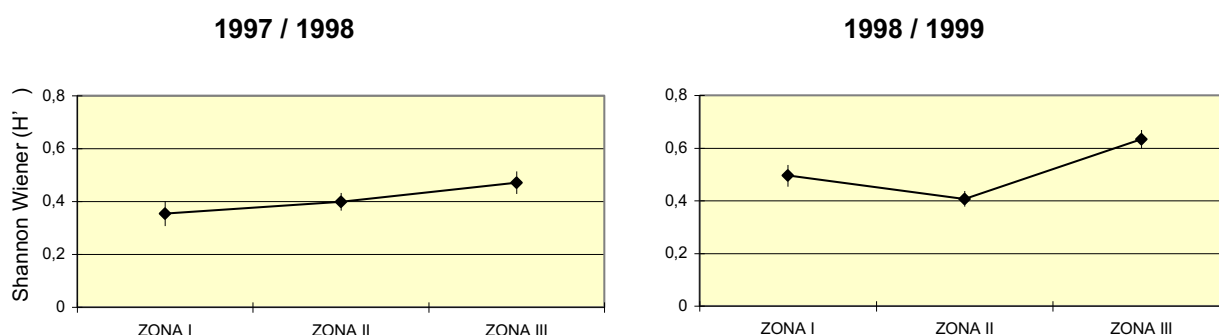


Figura 10 - Média e erro padrão do índice de diversidade de Shannon Wiener (H') por zona no P1

c) Índice de riqueza de espécies de Margalef (D)

Diferenças significativas entre as Zonas para o primeiro ano foram verificadas, com a Zona III apresentando maiores médias de D do que as outras duas zonas ($p < 0,05$). No segundo ano as Zonas I e III apresentaram médias de D maiores do que a Zona II com diferenças altamente significativas (Figura 11).

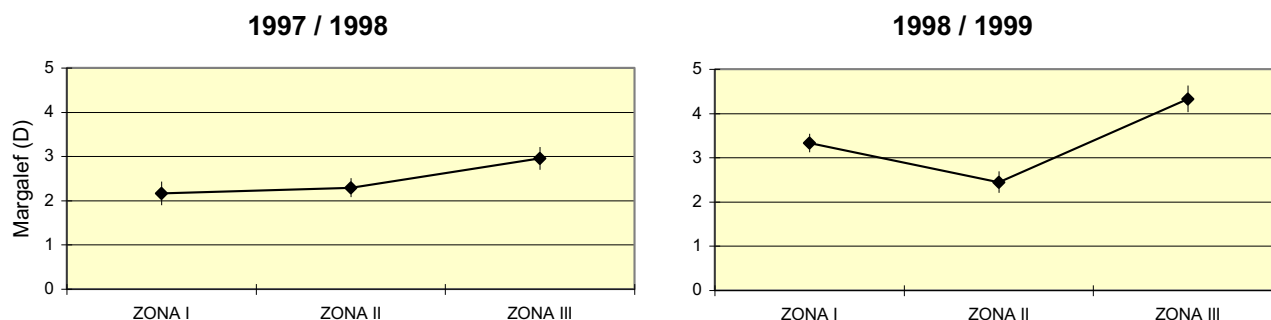


Figura 11 - Média e erro padrão do índice de riqueza de espécies de Margalef (D) por zona no P1

d) Índice de dominância de Simpson (SI)

Não foram observadas diferença na dominância de Simpson entre as Zonas I e III tanto no primeiro como no segundo ano e ambas apresentaram maiores médias com diferença altamente significativa em relação a Zona II ($p < 0,01$) (Figura 12).

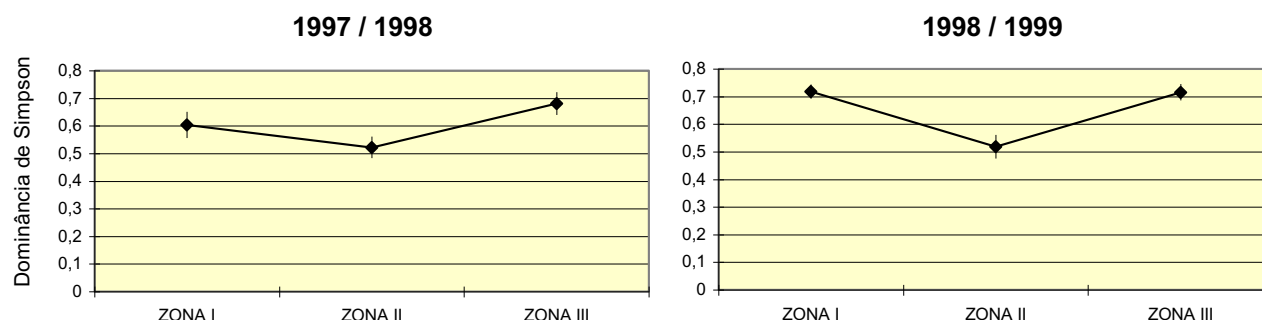


Figura 12 - Média e erro padrão do índice de dominância de Simpson (SI) por zonas no P1

e) Índice de equitatividade de Pielou (J)

A equitatividade de Pielou apresentou maiores média nas Zonas I e III do que na Zona II com diferença altamente significativa ($p < 0,01$). Este padrão se repetiu nos dois anos de amostragem (Figura 13).

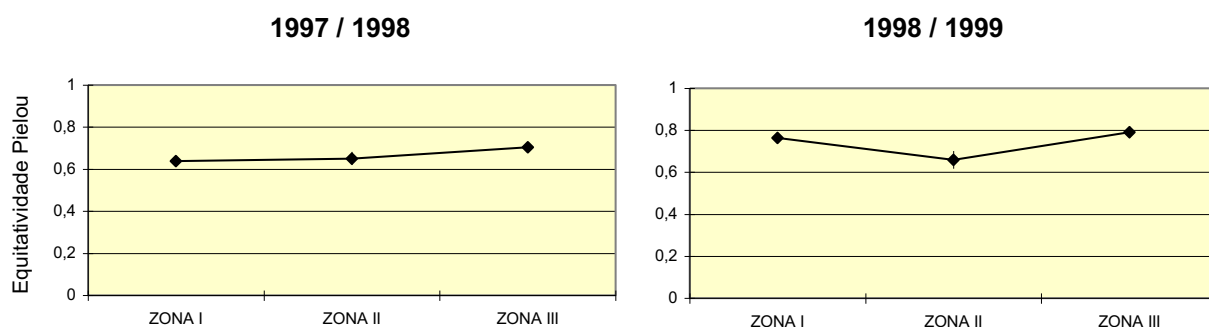


Figura 13 - Média e erro padrão do índice de equitatividade de Pielou (J) por zona no P1

Programa 2 (P2)

a) Número de espécies, indivíduos e biomassa por amostra

No primeiro ano de amostragem, foram coletadas 26 espécies na Zona I e 29 espécies na Zona III. No segundo ano, foram coletadas 35 espécies na Zona I e 31 na Zona III. Não houve diferença significativa no número de espécies por amostra entre as zonas nos dois anos de acordo com a análise de variância não paramétrica de Kruskal -Wallis (Figura 14).

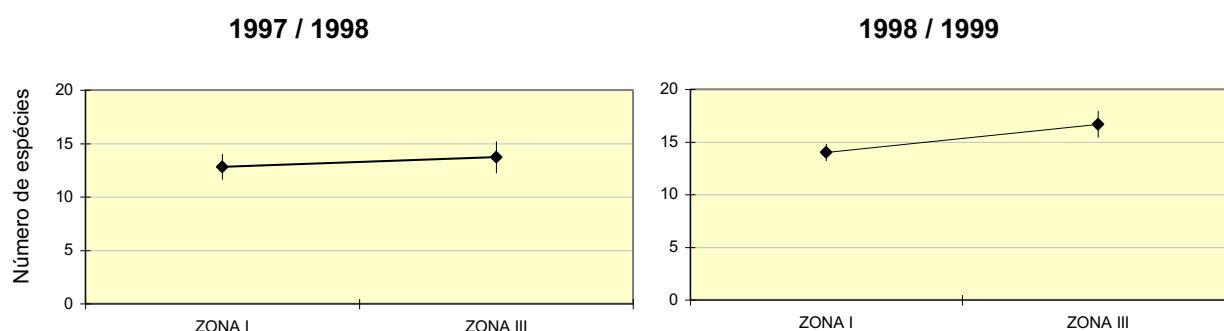


Figura 14 - Média e erro padrão do número de espécies por zona no P2

Foram coletados no primeiro ano, 405 indivíduos na Zona I e 598 na Zona III. No segundo ano foram 397 indivíduos na Zona I e 583 na Zona III. Não houve diferença significativa para a abundância relativa expressa como captura por unidade de esforço entre as zonas nos dois anos (Figura 15).

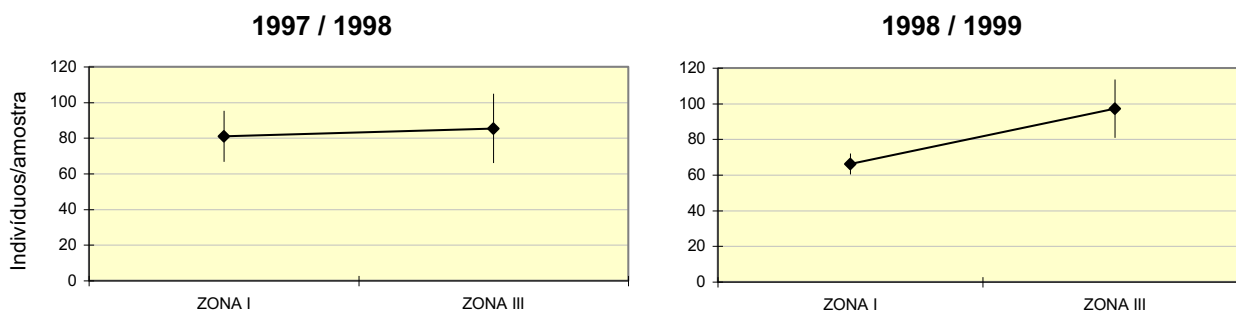


Figura 15 - Média e erro padrão do número de indivíduos por amostra (CPUE) por zona no P2

A biomassa média expressa com o peso total de peixes por amostra, apresentou padrão diferenciado entre os dois anos de estudados. No primeiro ano não houve diferença significativa entre as zonas, enquanto no segundo ano a Zona I apresentou maiores biomassas do que a Zona III ($p < 0,05$) (Figura 16).

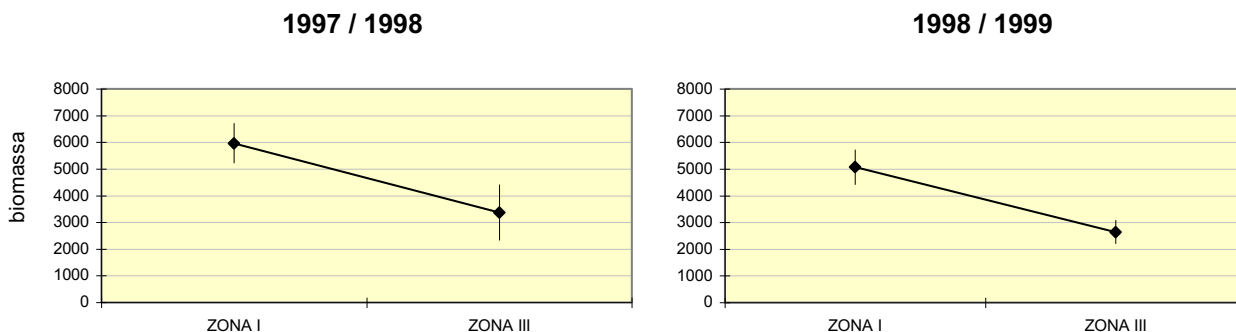


Figura 16 - Média e erro padrão da biomassa por zona no P2

b) Índices de Shannon Wiener (H'), Margalef (D), Simpson (SI) e Pielou (J)

Foi verificado padrão similar entre todos os indicadores de diversidade nos dois anos, com nenhuma diferença significativa ($p > 0,05$), entre as duas zonas, conforme constatado pela análise de variância de Kruskal-Wallis (Figuras 17, 18, 19, 20).

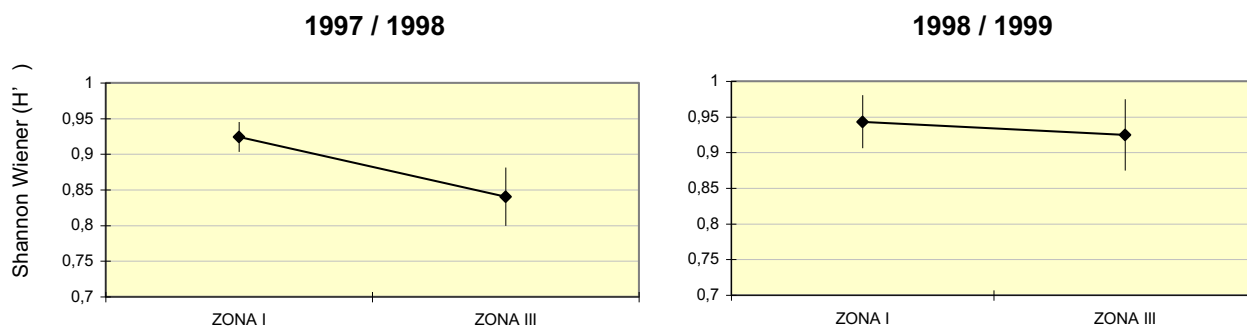


Figura 17 - Média e erro padrão do Índice de diversidade de Shannon Wiener (H') por zona no P2

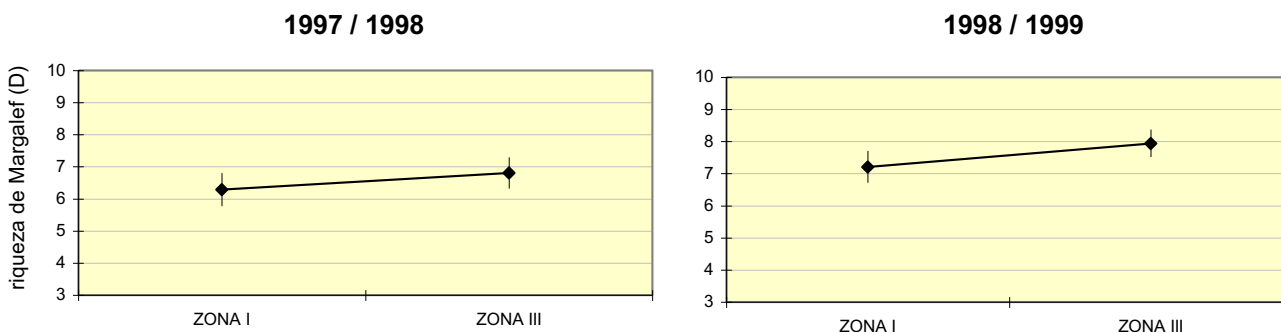


Figura 18 - Média e erro padrão do Índice de riqueza de espécies de Margalef (D) por zona no P2

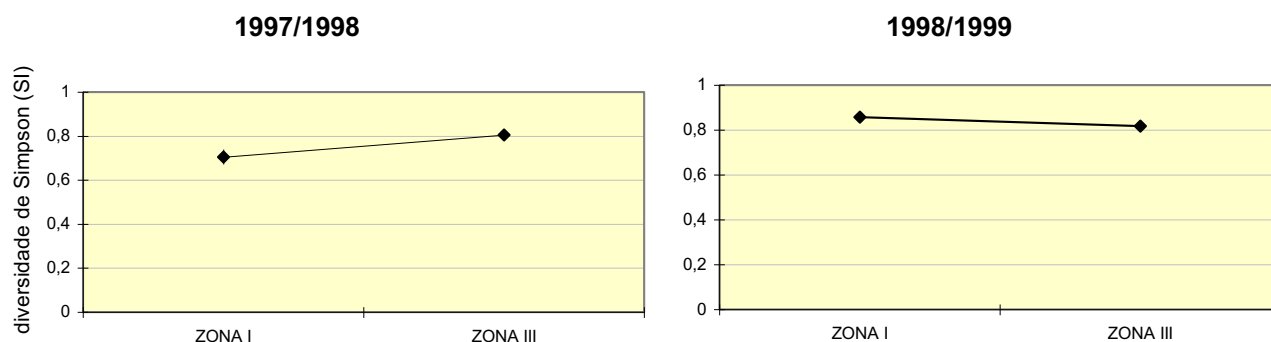


Figura 19 - Média e erro padrão do Índice de diversidade de Simpson (SI) por zona no P2

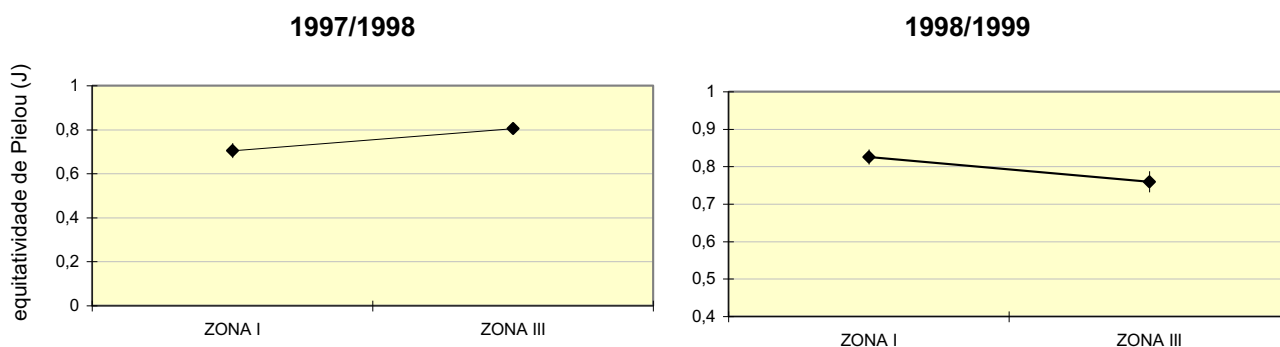


Figura 20 - Média e erro padrão do Índice de equitatividade de Pielou (J) por zona no P2

Na Tabela 7 são apresentados os resultados obtidos da análise de variância feita ao nível de significância de 95% (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$) para os descritores de comunidade e IIB analisados em cada programa amostral. Foram 192 graus de liberdade para o P1 e 24 para o P2.

Tabela 7 - Resultados da análise de variância (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$) dos dados log transformados, dos programas de amostragem 1 (P1) e 2 (P2) para descritores de comunidade, com os valores de qui-quadrado (X^2) para as zonas em cada ano de amostragem e diferenças entre as médias de cada zona e significância.

	Fator	Ano 1	Dif. Ano 1	Ano 2	Dif. Ano 2
P1	Núm. de espécies	5,78*	ZII; ZII > ZI	14,58**	ZIII > ZII ; ZI
	Num. de indivíduos	18,11*	ZII > ZIII > ZI	14,94**	ZII ; ZIII > ZI
	Biomassa	0,22	-	5,9*	ZIII ; ZII > ZI
	Shannon Wiener (H')	4,60	-	11,55**	ZIII > ZI ; ZII
	Margalef (D)	7,5*	ZIII > ZI ; ZII	19,77**	ZIII > ZI > ZII
	Simpson (SI)	4,35	-	14,22**	ZI ; ZIII > ZII
	Piellou (J)	11,26**	ZI; ZIII > ZII	8,88**	ZI ; ZIII > ZII
P2	Núm. de espécies	0,34	-	3,08	-
	Núm. de indivíduos	0,34	-	1,33	-
	Biomassa	3,08	-	5,33*	ZI > Z III
	Shannon Wiener (H')	0,34	-	-	-
	Margalef (D)	3,08	-	1,33	-
	Simpson (SI)	3,08	-	-	-
	Piellou (J)	0,34	-	1,33	-

* - diferença significativa ($p < 0,05$); ** - diferença altamente significativa ($p < 0,01$); Dif. Ano 1 - diferença entre as médias para as zonas de amostragem no ano 1 e Dif. Ano 2 - diferença entre as zonas no ano 2

1.1.3. Índice de Integridade Biótica (IIB)

Contribuição específica de cada atributo

Os atributos “Número de espécies nativas”, “Número de Characiformes de coluna d'água”, “Número de Siluriformes bênticos” e “Número de indivíduos que compõem 90% da coleção”, são indicadores de boa qualidade de ambiente, tendo contribuído, em geral com notas mais altas do IIB e tendo menor peso sobre as amostras que apresentaram escores mais baixos. Os atributos “Número de espécies raras”, “Número de indivíduos excluindo onívoros”, “Porcentagem de carnívoros”,

“fitófagos” e “Invertívoros”, são também associados a boa qualidade de ambiente e tiveram influência significativa sobre amostras com notas mais elevadas. Os atributos “Número de Cyprinodontiformes” e “Porcentagem de onívoros”, são indicadores de qualidade alterada de ambiente, tendo contribuído com maiores pesos para amostras com notas mais baixas para o IIB (Figura 21).

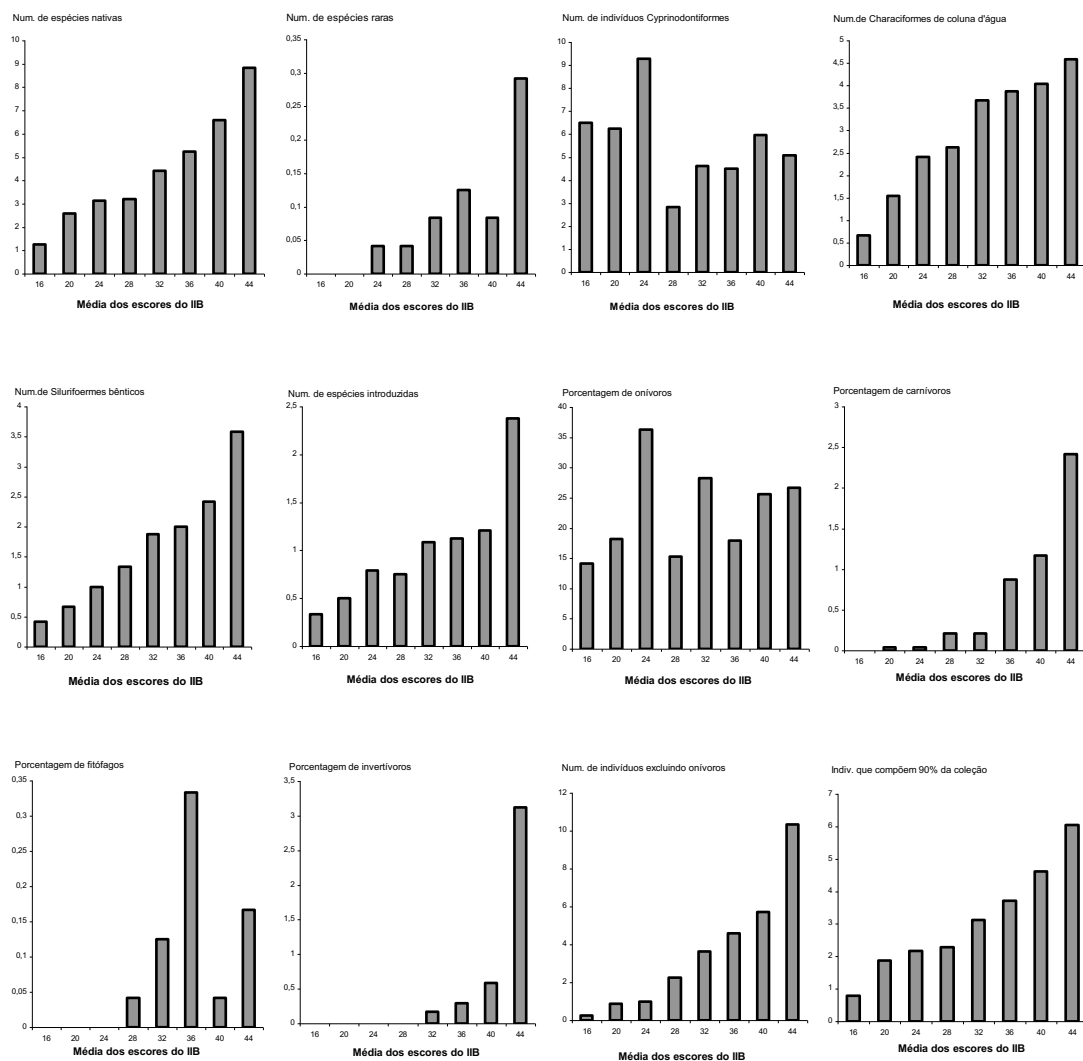


Figura 21 - Mídias de valores brutos dos atributos do IIB em função de faixas de valores do IIB

Programa 1 (P1)

Os escores do IIB variaram entre 12 e 42 na Zona I, 12 e 40 na Zona II e 12 e 46 na Zona III. Considerando os dois anos de amostragem, a Zona III apresentou maiores médias com valores em torno de 30 pontos, seguida da Zona I com 25,7 pontos e por último a Zona II com 21 pontos. Esses escores correspondem às classes POBRE, MUITO POBRE e POBRE, respectivamente. Através da ANOVA, verificou-se que não houve diferença significativa entre as zonas no primeiro ano ($p>0,05$). No segundo ano, entretanto, verificou-se que houve diferença altamente significativa nas médias do IIB, com as Zonas I e III apresentando maiores valores de IIB do que a Zona II ($p<0,01$) (Figura 22).

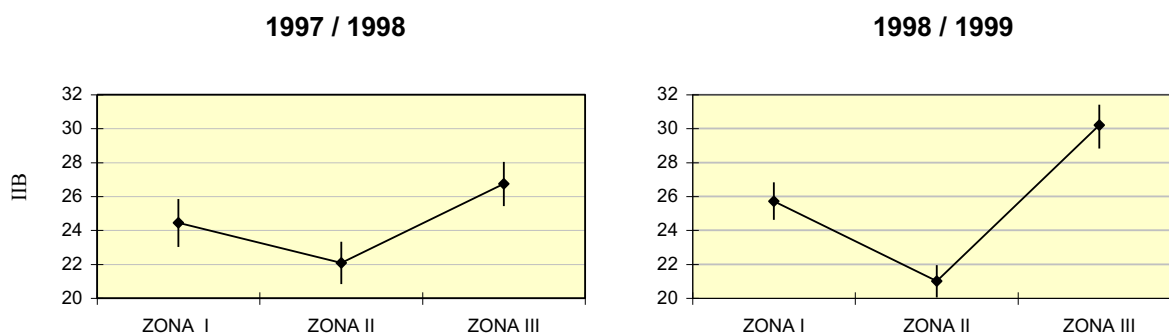


Figura 22 - Média e erro padrão do Índice de Integridade Biótica por zona no P1

Programa 2 (P2)

Os escores do IIB variaram entre 32 e 50 para Zona I e 22 e 44 para Zona III. Na média dos dois anos a Zona I apresentou IIB médio de 37,6 pontos e a Zona III 35,7 pontos. Esta pontuação corresponde a qualidade de água de POBRE a RAZOÁVEL para a Zona I e POBRE para a Zona III. Apesar das tendências de

maiores escores para a Zona I, não houve diferença significativa para o IIB entre as zonas nos dois anos de acordo com ANOVA (Figura 23).

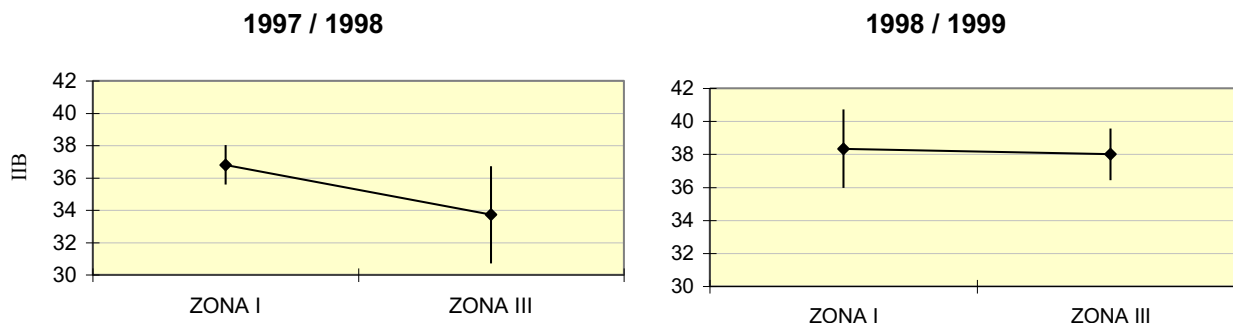


Figura 23 - Média e erro padrão do Índice de Integridade Biótica por zona no P2

2. VARIÁVEIS AMBIENTAIS

2.1. Parâmetros ambientais

Programa 1 (P1)

De acordo com a ANOVA, não houve diferença significativa entre as zonas e anos, nas médias de profundidade, transparência, turbidez e temperatura ($p > 0.05$). As profundidades variaram pouco devido as amostragens serem realizadas na margem do rio e estiveram em todas as zonas entre 30 e 100cm. A transparência variou de 30cm nos meses de alta pluviosidade a 100cm nos meses de baixa pluviosidade. A temperatura variou entre 10,9 e 29,8° C. Apesar de não haver diferença significativa para temperaturas, os maiores valores deste parâmetro foram observados na estação localizada dentro da Companhia Siderúrgica Nacional (CSN). A condutividade elétrica

não apresentou diferença entre as zonas mas apresentou diferença altamente significativa entre os anos, sendo a média do segundo ano superior a do primeiro ano.

A porcentagem de saturação de oxigênio dissolvido na água, apresentou diferenças significativas entre os anos, entretanto não houve diferença entre as zonas. O segundo ano apresentou maiores valores de saturação de O_2 do que no primeiro ano, tendo apresentado interação significativa entre zona e ano. Foi verificado através do teste de Tukey, que no primeiro ano houve diferença significativa entre as Zonas II e III, com médias da porcentagem de saturação de O_2 da Zona II tendo sido maior do que na Zona III.

A média de pH da Zona II foi maior do que as médias registradas nas Zona III e I respectivamente, com o primeiro ano tendo apresentado maiores valores do que o segundo ano.

Programa 2 (P2)

A Zona I apresentou maiores profundidades do que a Zona III com diferença altamente significativa ($p < 0,01$). Houve diferença significativa entre os anos com o primeiro ano tendo apresentado maiores médias de profundidade do que o segundo ano. A transparência apresentou diferença significativa entre as zonas ($p < 0,05$), com a Zona III apresentando maiores médias do que a Zona I, não tendo sido registrada diferença entre os anos. Para turbidez, temperatura, porcentagem de saturação de O_2 , potencial hidrogeniônico (pH) e condutividade, não foram registradas diferenças entre zonas e anos ($p > 0,05$).

2.2. Índice de Qualidade e Condição Ambiental (IQCA)

O Índice de Qualidade e Condição Ambiental (IQCA) foi construído considerando dois grupos de dados calculados separadamente: **Índice de Qualidade físico-química da água (IFQ)** e **Índice de Condição de Habitat (ICH)**. A análise de variância (Kruskal-Wallis ANOVA) foi aplicada em cada grupo separadamente e também no IQCA que é constituído do conjunto dos dois grupos, visando comparar as zonas.

Programa 1 (P1)

Houve diferença altamente significativa entre as zonas nos dois anos para o IQCA com $X^2 = 35,7$ para o primeiro ano e $X^2 = 43,68$ para o segundo ano. Nos dois anos, a média da Zona III foi maior do que a Zona I seguida da Zona II todas com diferença altamente significativa entre si. Entretanto, o IFQ e ICH considerados separadamente, não apresentaram diferença significativa (Figura 24).

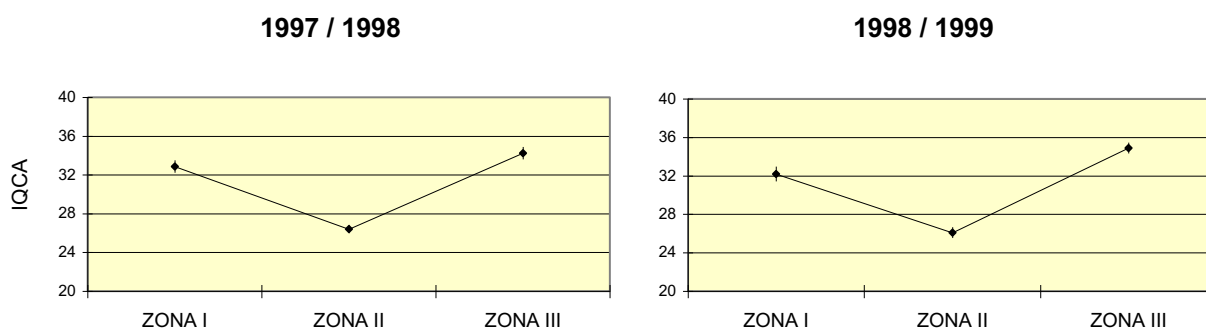


Figura 24 - Média e erro padrão do Índice de Qualidade e Condição Ambiental por zona no P1

Programa 2 (P2)

Embora tenha havido uma tendência de maiores valores médios no Índice de Qualidade e Condição Ambiental para a Zona III do que na Zona I, esses valores não

apresentaram diferenças significativas entre as zonas e anos ($p > 0,05$). Não houve também diferença entre zonas e anos para os dois grupos de índices que compõem o IQCA (IFQ e ICH) (Figura 25).

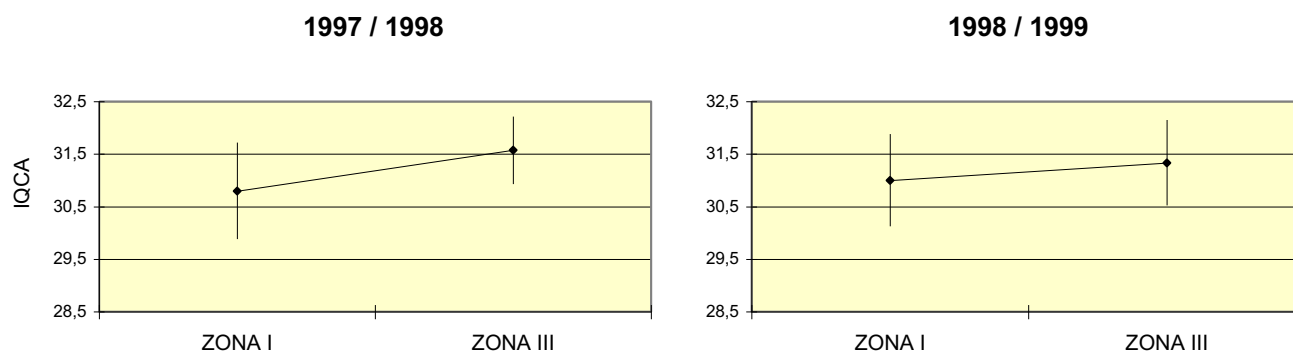


Figura 25 - Média e erro padrão para o Índice de Qualidade e Condição Ambiental (IQCA) por zona no P2

Na Tabela 8, são apresentados os resultados obtidos da análise de variância ao nível de significância de 95% (ANOVA, $p < 0,05$) para os fatores abióticos e IQCA analisados em cada programa amostral. Foram 192 graus de liberdade para o P1 e 48 para P2.

Tabela 8 - Resultados da análise de Variância (ANOVA, $p < 0,05$) dos dados log transformados, dos programas de amostragem 1 (P1) e 2 (P2) para descritores de comunidade e IIB, com os valores do coeficiente “F” para zona (Z), ano (A), interação zona / ano (ZxA), diferenças entre as médias e significância de “F”.

	Fator	Z	A	Z x A	Dif. Z	Dif. A
P1	Profundidade	-	-	-	-	-
	Transparência (%)	-	-	-	-	-
	Turbidez	-	-	-	-	-
	Condutividade	-	23,2**	-	-	A2 > A1
	Temperatura	-	-	-	-	-
	pH	5,1**	3,6*	-	ZII; ZIII > ZI	A1 > A2
	O ₂ dissolvido	-	5,7*	4,0*	-	A2 > A1
	ÍQA	98,9**	-	-	ZIII; ZI > ZII	-
P2	Profundidade	12,9 **	4,7 *	-	ZI > ZIII	A1 > A2
	Transparência (%)	6,2 *	-	-	ZIII > ZI	-
	Turbidez	-	-	-	-	-
	Condutividade	-	-	-	-	-
	Temperatura	-	-	-	-	-
	pH	-	-	-	-	-
	O ₂ dissolvido	-	-	-	-	-
	ÍQA	-	-	-	-	-

* - diferença significativa ($p < 0,05$); ** - diferença altamente significativa ($p < 0,01$) - diferença entre as médias para as zonas de amostragem; Dif.A - diferença entre as médias para os anos.

3. RELACIONAMENTO ENTRE ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA (IIB) E ÍNDICE DE QUALIDADE E CONDIÇÃO AMBIENTAL (IQCA)

Programa 1 (P1)

Foi verificada correlação altamente significativa entre o IIB e IQCA, nos dois anos, de acordo com o coeficiente de concordância de Kendall. O teste paramétrico de correlação de Pearson corroborou estes resultados, tendo apresentado, no primeiro e no segundo ano, correlações positivas e altamente significantes. (Figura 26).

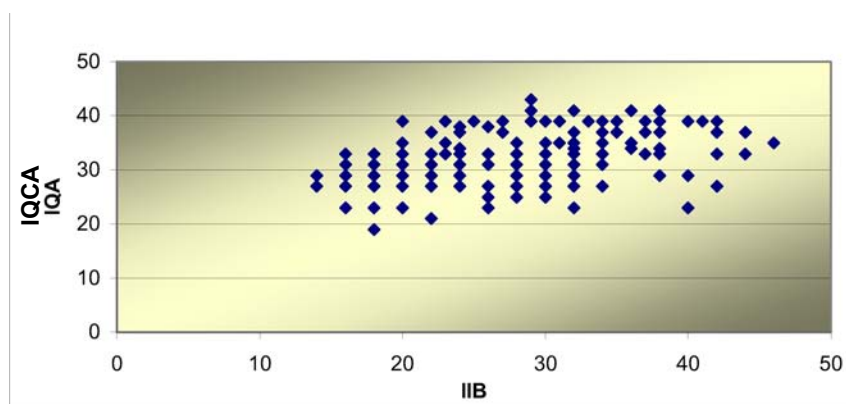


Figura 26 - Gráfico de dispersão dos escores do Índice de Integridade Biótica e Índice de Qualidade e Condição Ambiental

a) Relacionamento entre Índice de Integridade Biótica (IIB) e Índice de qualidade físico-química (IFQ)

Não houve correlação significativa entre o IIB e o IFQ conforme o teste de concordância de Kendall e correlação de Pearson (Figura 27).

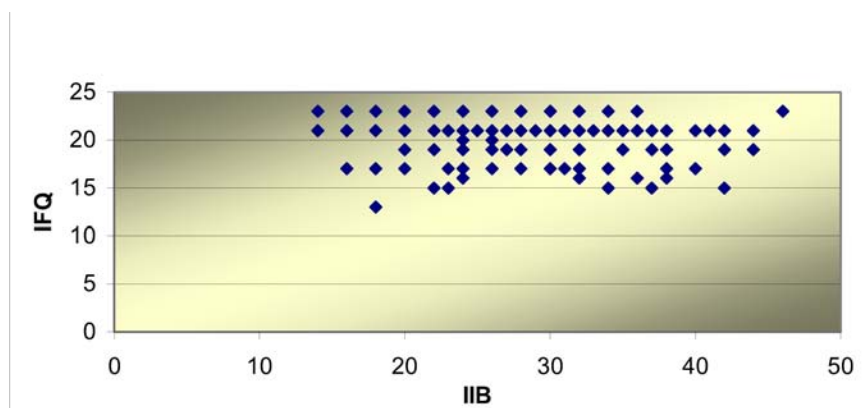


Figura 27 - Gráfico de dispersão dos escores do Índice de Integridade Biótica e Índice Físico-Químico

b) Relacionamento entre Índice de Integridade Biótica (IIB) e Índice de Diversidade e Condição de Habitat (IDH)

Foi verificada correlação positiva e altamente significativa entre IIB e ICH entre os dois anos, através do teste de concordância de Kendall, e corroborado com o teste paramétrico de correlação de Pearson. (Figura 28).

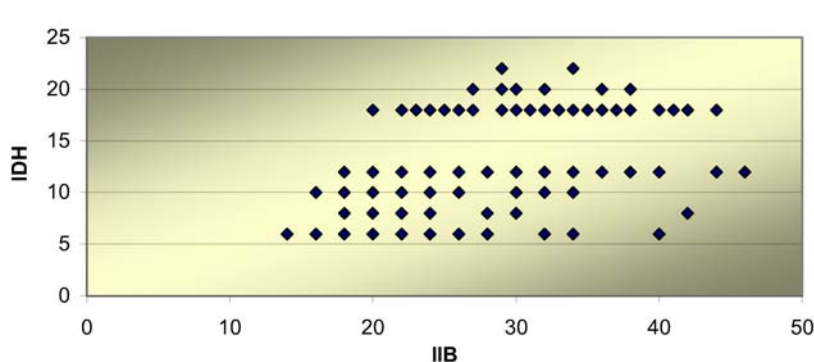


Figura 28 - Gráfico de dispersão dos escores do Índice de Integridade Biótica e Índice de Condição do Habitat

Programa 2 (P2)

As correlações entre IIB com IFQ, ICH e IQCA, não foram significativas nos dois anos analisados separadamente e no total dos dois anos. A variação muito pequena entre as zonas estudadas para as variáveis ambientais, condições das margens, tipo de substrato e vegetação, contribuiu para que não fossem detectadas diferenças entre as Zonas I e III.

Foram feitos teste de concordância de Kendall entre o IIB e cada um de seus atributos, bem como entre o IIB e cada atributo do IQCA. Observou-se que o IIB apresentou-se significativamente correlacionado com todos os seus atributos, com

exceção da “porcentagem de indivíduos onívoros” e “número de espécies introduzidas”, no P1, enquanto, no P2, houve um maior número de atributos que não foram correlacionados significativamente com as notas do IIB (Tabela 9).

Com relação às variáveis ambientais, entre os fatores físico-químicos, apenas a Turbidez apresentou correlação significativa com o IIB enquanto todas as variáveis de condição de habitat apresentaram correlações significativas com o IIB para o P1. A condutividade e turbidez apresentaram correlações significativas com o IIB entretanto não foram verificadas correlações entre os atributos do ICH e o IIB para o P2. Os resultados são apresentados na Tabela 9.

Foram feitos também testes de concordância de Kendall entre os atributos do IIB e atributos do IQCA. Em geral não houveram padrões definidos, com algumas correlações significantes, porém houve um maior número de correlações não significantes especialmente para o P2. Os resultados são apresentados na Tabela 10 (P1) e Tabela 11 (P2)

Tabela 9 - Coeficientes de concordância de Kendall entre o IIB, escores dos atributos do IIB, atributos do IQCA, índices de qualidade físico-química e de condição de habitat.

Atributos do IIB e IQCA e ICH, IFQ, IQCA	IIB do P1	IIB do P2
Número total de espécies nativas	0,71**	0,59**
Número de espécies raras	0,22**	0,07
Número de indivíduos Cyprinodontiformes	0,51**	0,43**
Número de espécies Characiformes de coluna d'água	0,66**	0,61**
Número de Siluriformes bênticos	0,52**	0,19
Número de espécies introduzidas	0,07	0,03
Porcentagem de indivíduos onívoros	0,05	-
Porcentagem de indivíduos carnívoros	0,52**	0,54**
Porcentagem de indivíduos fitófagos	0,16**	0,19
Porcentagem de indivíduos invertívoros	0,41**	0,36**
Número de indivíduos excluindo onívoros	0,53**	0,22
Número de indivíduos que compõe 90% da coleção	0,71**	0,67**
Porcentagem de saturação de O ₂	-0,05	0,28*
Ph	-0,08	-0,05
Condutividade elétrica	0,11	0,34*
Temperatura	0,06	-
Turbidez	-0,13*	-0,38**
Substrato predominante	0,41**	-
Cobertura vegetal	0,28**	-
Presença de abrigos	0,27**	-
Condições da Margem	-0,42**	-
IQCA	0,22**	0,20
IFQ	-0,01	0,20
ICH	0,30**	-

Tabela 10 - Coeficientes de concordância de Kendall para os atributos do IIB e atributos do IQCA para o P1

Atributos do IIB / Atributos do IQCA	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Núm. de Espécies nativas	0,06	0,09*	0,06	0,07	0,11*	0,35**	0,09*	0,07	0,36**
Núm. de espécies raras	-0,14**	0,07	0,02	0,04	-0,03	0,08	0,03	0,03	-0,05
Núm. de Cyprinodontiformes	-0,04	-0,1*	0,08	0,06	-0,11*	0,38**	0,45**	0,43**	-0,39**
Núm. de Characiformes de col. água	-0,003	0,006	0,18**	0,06	-0,28**	0,30**	0,14**	0,11*	-0,33**
Núm. de Siluriformes bênticos	0,01	-0,15**	-0,03	-0,02	-0,001	0,25**	-0,01	0,02	-0,25**
Núm. de espécies introduzidas	0,09*	0,002	0,1*	-0,03	0,008	-0,07	0,04	0,03	-0,05
% de indivíduos onívoros	0,06	0,06	0,05	-0,18**	-0,005	-0,01	0,09*	0,09*	0,09*
% de indivíduos carnívoros	-0,05	0,01	0,05	0,1*	-0,008	0,23**	0,25**	0,22**	-0,27**
% de indivíduos fitófagos	0,02	0,09*	-0,01	0,03	-0,04	0,01	0,01	-0,05	0,07
% de indivíduos invertívoros	0,05	-0,20**	0,02	0,06	-0,12**	0,27**	0,14**	0,14**	-0,26**
Núm. de ind. excluindo onívoros	-0,08	-0,08	0,03	0,03	-0,02	0,35**	0,17**	0,15**	-0,29**
Núm. de ind que compões 90% da col.	-0,1	-0,14	0,08	0,07	-0,09*	0,40**	0,19**	0,17**	-0,44**

1- Porcentagem de saturação de O₂ ; 2 - pH; 3 - condutividade; 4 - temperatura; 5 - turbidez; 6 - substrato predominante; 7 - cobertura vegetal; 8 - abrigos; 9 - condições da margem.

Tabela 11 - Coeficientes de concordância de Kendall para os atributos do IIB e atributos do IQCA para o P2

Atributos do IIB / Atributos do IQCA	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Núm. de Espécies nativas	0,21	-0,17	0,11	-	-0,17	-	-	-	-
Núm. de espécies raras	-0,17	-0,04	-0,01	-	0,13	-	-	-	-
Núm. de Cyprinodontiformes	0,33**	-0,06	0,17	-	-0,37**	-	-	-	-
Núm. de Characiformes de col. água	0,25	-0,13	0,26	-	-0,34**	-	-	-	-
Núm. de Siluriformes bênticos	-0,17	0,28*	0,15	-	0,001	-	-	-	-
Núm. de espécies introduzidas	0,07	-0,05	-0,08	-	-0,08	-	-	-	-
% de indivíduos onívoros	-	-	-	-	-	-	-	-	-
% de indivíduos carnívoros	0,22	-0,02	0,13	-	-0,22	-	-	-	-
% de indivíduos fitófagos	0,001	0,37**	0,27	-	-0,23	-	-	-	-
% de indivíduos invertívoros	0,42**	-0,25	0,08	-	-0,18	-	-	-	-
Núm. de ind. excluindo onívoros	0,02	-0,08	0,02	-	-0,11	-	-	-	-
Núm. de ind que compões 90% da col.	0,34*	-0,14	0,1	-	-0,27	-	-	-	-

1- Porcentagem de saturação de O₂ ; 2 - pH; 3 - condutividade; 4 - temperatura; 5 - turbidez; 6 - substrato predominante; 7 - cobertura vegetal; 8 - abrigos; 9 - condições da margem.

REGRESSÃO MÚLTIPLA

Foi feita aplicada regressão múltipla passo a passo tendo como variável dependente o IIB e como variáveis independentes, todos os atributos do IIB. Também foi testado este modelo para o IIB (variável dependente), tendo como variáveis independentes os atributos do IQCA e por último foram testados os sub-índices do IQCA (IFQ e ICH).

Para o P1, todos os atributos entraram no modelo de regressão do IIB com valores altamente significantes. Para o P2, somente 6 dos 12 atributos entraram no modelo de regressão do IIB, com maior ênfase para o “número de Characiformes” e “número de indivíduos que compõem 90% da amostra”. Entre os atributos do IQCA, para P1, três fatores entraram no modelo (cobertura vegeta, substrato predominante e condição das margens) e para P2, apenas um fator (turbidez) entrou no modelo de regressão do IIB. Os resultados da regressão para o P1 e P2 são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 - Valores do coeficiente beta de regressão múltipla, tendo o IIB como variável dependente e os atributos do IIB, atributos do IQCA e IFQ e ICH como variáveis independentes para os dois programas amostrais (P1 e P2)

Atributos do IIB	P1	P2
Número total de espécies nativas	0,19**	-
Número de espécies raras	0,06**	-
Número de indivíduos Cyprinodontiformes	0,26**	-
Número de espécies Characiformes de coluna d'água	0,16**	0,40**
Número de Siluriformes bênticos	0,11**	0,16**
Número de espécies introduzidas	0,21**	0,22**
Porcentagem de indivíduos onívoros	0,04**	-
Porcentagem de indivíduos carnívoros	0,18**	0,16**
Porcentagem de indivíduos fitófagos	0,08**	0,17**
Porcentagem de indivíduos invertívoros	0,14**	-
Número de indivíduos excluindo onívoros	0,12**	-
Número de indivíduos que compõe 90% da coleção	0,17**	0,49**
Turbidez	-	0,42*
Cobertura vegetal	-0,24**	-
Substrato predominante	-0,40**	-
Condições da margem	0,37**	-
IFQ	-	-
ICH	0,31**	-

DISCUSSÃO

1. DESENHO AMOSTRAL

A maior parte dos trabalhos realizados com objetivo de aplicar e/ou adaptar o Índice de Integridade Biótica (IIB), tem sido realizados em regiões temperadas principalmente nos **Estados Unidos** (FAUSCH, KARR & YANT, 1984; ANGERMEIER & KARR, 1986; KARR *et al.*, 1986; KERANS & KARR, 1994; LYONS *et al.*, 1996; PALLER *et al.*, 1996; ROTH *et al.*, 1998; WANG *et al.*, 1998), **Canadá** (STEEDMAN, 1988; KARR *et al.*, 2000), **Áustria** (MUHAR & JUNGWIRTH, 1998) e **França** (OBERDORFF & HUGHES, 1992; BELLIARD *et al.*, 1999). Os esforços para aplicação deste método nas regiões tropicais e subtropicais concentram-se na **África** (TOHAM & TEUGELS, 1999), **México** (LYONS, *et al.*, 1995), **Austrália** (HARRIS, 1995; HARRIS E SILVEIRA 1999) e finalmente **Brasil** (ARAÚJO, 1998).

Na maioria dos estudos, as bacias hidrográficas onde se aplicou o método para implantação do IIB, são de pequeno porte. As coletas foram realizadas em

riachos de no máximo terceira ordem e com equipamento de pesca elétrica. Com a associação desses fatores (pesca elétrica, bacias e riachos de pequeno porte), é seguramente possível que o esforço de captura nas amostragens representadas por uma única coleta em cada local, seja suficiente para amostrar a ictiofauna regional, entretanto esta técnica não é adequada para rios de grande porte. ANGERMEIER & KARR (1986) enfatizaram a importância de se testar a viabilidade de aplicação do IIB em rios de grande porte. Talvez devido às dificuldades inerentes à realização de trabalhos ecológicos neste tipo de ambiente, poucas tentativas tem sido feitas nesse sentido.

ARAÚJO (1998), foi o primeiro pesquisador que tentou adaptar o IIB no Brasil e em um rio de grande porte como é o caso do rio Paraíba do Sul. Para minimizar os efeitos da ausência do equipamento de pesca elétrica, bem como sua inadequabilidade para rios de grande porte, utilizou, nas amostragens, diferentes artes de pesca e repetiu mensalmente o esforço amostral ao longo de um ano. Utilizou tarrafa, peneira e picaré que são equipamentos que limitam as amostragens à margem do rio. No presente trabalho seguiu-se a metodologia proposta por ARAÚJO (1998), entretanto o desenho amostral foi incrementado com finalidade de realizar uma nova aplicação do IIB, após algumas modificações no índice original, já implementadas pelo referido autor para o caso do rio Paraíba do Sul. Desta forma foi incluída mais uma arte de pesca no desenho amostral (redes de espera), na tentativa de aumentar abrangência das amostras e foram realizados dois anos consecutivos de amostras mensais ao invés de um ano visando minimizar eventuais problemas decorrentes da sazonalidade de algumas espécies. Foram ainda escolhidas sete

estações de coleta ao invés de quatro utilizadas por ARAÚJO (1998), das quais três foram comuns aos dois trabalhos. O desenho amostral utilizado neste trabalho foi seletivo, favorecendo a coleta de peixes que ocorrem nas proximidades da margem. Apesar da utilização de redes de espera de aproximadamente 50m, não foi possível coletar na calha central do rio, pois após a instalação das redes, estas eram direcionadas pela correnteza em direção a margem. Entretanto de acordo com a distribuição espacial das espécies no rio Paraíba do Sul, proposta por BIZERRIL (1999), a maioria das espécies, mesmo as que preferem a calha central, podem ser encontradas também em remansos e na margem. Foram encontradas como representantes da calha central 14 das 18 espécies citadas por BIZERRIL (1999). Vale ressaltar que duas destas espécies que não foram coletadas neste trabalho, *Brycon opalinus* e *Brycon sp.*, que devem estar desaparecendo do rio Paraíba do Sul, segundo relatos de pescadores e pesquisadores que fizeram coletas intensivas e capturaram em alguns casos, um único exemplar do gênero (ARAÚJO, 1996; BIZERRIL, 1999). Os curimatás (*Prochilodus vimboides*), também não foram registrados neste trabalho, provavelmente por estarem restritos às partes mais baixas do rio e/ou nas regiões mais profundas da calha central. Estas espécies que normalmente utilizam a calha central, não foram contabilizadas para a calibragem dos atributos do IIB.

As premissas iniciais do monitoramento através do IIB, sugerem que as coletas devam ser feitas em toda bacia do rio, incluindo rios de pequeno porte. Deve ser amostrado o maior número de localidades possíveis e as amostras devem ser feitas em uma única vez com um equipamento eficiente que possibilite a captura da

mais representativa porção da comunidade de peixes (ANGERMEIER & KARR, 1986). A calibragem do IIB, deve ser feita mediante coletas realizadas em bacias de um rio semelhante na mesma região biogeográfica, que esteja com sua integridade biótica preservada ou que seja menos alterado do que o rio que está sendo estudando (HUGHES & GOMMON, 1987). A ausência de rios com estas características na região da bacia do leste, inviabilizou a calibragem do IIB para o rio Paraíba do Sul, conforme suas premissas básicas. Para compensar esta deficiência e fazer a calibragem específica para o trecho estudado do rio Paraíba do Sul, recorreu-se a literatura e dados históricos de diversidade do rio que remontam o período anterior à implantação do parque industrial de Volta Redonda.

O desenho amostral do presente trabalho foi similar ao realizado por ENSIGN, *et al.* (1997), que avaliaram a comunidade de peixes em um rio de médio porte do Estado da Virginia - Estados Unidos, onde ocorreu um derramamento acidental de 400.000 litros de adubo. Estes autores avaliaram a qualidade da água em duas regiões da calha principal do rio: antes e depois do local impactado. A região aqui estudada sofre impactos contínuos pelos despejos industriais e urbanos e não uma descarga pontual provocada acidentalmente como no exemplo citado. Desta forma foi também conveniente verificar a qualidade do rio na região mais imediatamente afetada, para avaliar através do IIB os possíveis efeitos provocados pelo parque industrial associado a outras atividades provenientes de ações antrópicas.

A repetição de coletas pode ser um valioso instrumento para representar de forma mais fiel a comunidade de peixes. ANGERMEIER & KARR (1986), ao realizarem testes de modelos amostrais para aplicação de IIB, detectaram que o

aumento do esforço amostral, aumenta também o valor do IIB. Partindo-se deste princípio, foram elaborados dois programas amostrais diferenciados, na tentativa de intensificar o esforço nas coletas. O P1 foi aplicado nas três zonas amostrais, contudo, a utilização de redes de espera neste tipo de amostragem, era inviável pela dificuldade de percorrer, num só dia, seis pontos de coleta e pela falta de tempo hábil para utilização de redes de espera. A elaboração de um segundo programa amostral de 24 horas teve como objetivo realizar amostragens com redes de espera. Entretanto o P2 não pôde ser realizado em Volta Redonda (Zona II) devido a problemas logísticos (a margem do rio na região de Volta Redonda é totalmente tomada por construções urbanas, impossibilitando instalação de redes por longos períodos). Embora a realização do P2 tenha sido restrita às Zonas I e III, os resultados obtidos pela aplicação do IIB não foram prejudicados, pois foi mantido o objetivo principal do trabalho de avaliar a qualidade da água nas áreas de pré e pós impacto, compreendido na região do Parque industrial de Barra Mansa e Volta Redonda.

2. ICTIOFAUNA

Estima-se que na bacia do Rio Paraíba do Sul ocorra aproximadamente 169 espécies de peixes, e este número pode ainda ser aumentado com a intensificação de levantamentos (BIZERRIL, 1999). De acordo com a compilação de FOWLER (1948, 1950, 1951, 1954), foram citadas para a calha principal no trecho médio

inferior do rio Paraíba do Sul, cerca de 70 espécies de peixes. Em levantamento realizado entre os anos de 1984 e 1985 por ARAÚJO (1996), foi registrado para este mesmo trecho na calha principal, 44 espécies de peixes, sendo duas introduzidas (uma alóctone e uma exótica). No período de 1995 e 1996, ARAÚJO (1998) registrou 26 espécies, sendo uma exótica, neste mesmo trecho do rio. Todas estas 26 espécies foram também coletadas no presente estudo. Durante o período deste trabalho foram coletadas 45 espécies nativas e sete introduzidas, representando 64,3 % das espécies nativas esperadas para o trecho. Das 42 espécies nativas capturadas por ARAÚJO (1996), 33 foram comuns ao presente levantamento e nove não foram coletadas. Em contrapartida, 12 das espécies nativas coletadas durante este estudo, não foram coletadas por ARAÚJO (1996) e 20 não foram coletadas por ARAÚJO (1998).

Embora BRITSKI (1994), tenha estimado que dos grupos de peixes mais representativos do rio Paraíba do Sul houvessem 37,7% de Characiformes; 49,2% de Siluriformes; 1,7% de Gymnotiformes; 4,9% de Cichidae e 4,9% de Cyprinodontiformes, no presente estudo foram encontradas as seguintes proporções: 40% de Characiformes; 35,5% de Siluriformes; 6,6% de Gymnotiformes; 11,1% de Perciformes e 4,4% de Cyprinodontiformes. As proporções estimadas por este autor levam em consideração as espécies de toda bacia e não só da calha principal. Explica-se desta forma a inversão das proporções ocorrida entre Characiformes e Siluriformes no levantamento de espécies feita no presente estudo. Grande parte das espécies de Siluriformes ocorrem em riachos de pequeno porte destacando-se neste caso os tricomyceterideos, cuja diversidade vem aumentando notoriamente de acordo

com as novas descrições e revisões taxonômicas feitas por pesquisadores especializados no grupo (de PINNA, 1989a e 1989b). O mesmo caso ocorre com os Gymnotiformes que vem sendo revisados e descritos por especialistas como da CAMPOS-da-PAZ & ALBERT (1998). De acordo com a proporção calculada por BRITSKI (1994), são esperadas 7 espécies de Cichlidae, sendo aqui registradas 5 espécies. Os valores discrepantes nas proporções são explicados pelo número total de espécies em cada trabalho, utilizado como base para os cálculos de proporção. O cálculo de BRITSKI (1994) foi baseado num total de 122 espécies.

A estrutura trófica apresentou, nas três zonas, predominância de onívoros, com valores acima das expectativas, principalmente na Zona II. Estes resultados indicam que a Zona II se encontra em piores condições quando comparada às outras zonas. Segundo KARR (1991), uma grande proporção de onívoros em detrimento dos outros grupos tróficos, representa um padrão geral encontrado para um ambiente aquático de qualidade pobre.

A presença de espécies introduzidas, foi constante no rio Paraíba do Sul. Ao todo foram 323 indivíduos distribuídos em sete espécies das quais as mais freqüentes foram as tilapias (*Tilapia rendalli*, *T. hornorum*, *Tilapia* sp. e *Oreochromis niloticus*). Segundo AGOSTINHO & JULIO Jr. (1996), a introdução de tilapias nos Estados Unidos teve como consequência competição por alimento e diminuição de populações de espécies nativas, entretanto a avaliação sobre as introduções no Brasil de algumas espécies deste grupo, são ainda controversas. Além das tilapias, foram coletados alguns exemplares de *Cichla monoculus* (tucunaré). Mesmo que não tenha sido muito freqüente, o crescimento da população desta espécie deve ser

acompanhada com especial atenção. Embora não hajam muitas evidências, alguns ecólogos têm registrado e atribuído a extinção local de algumas espécies por de exclusão competitiva (FUTUYMA, 1993). O tucunaré é uma espécie carnívora bastante voraz, natural da bacia amazônica. Segundo ZARET & PAINE (1973), a introdução desta espécie no lago Gatún no Panamá, extinguiu do local diversas espécies de peixes. O maior carnívoro de topo nativo do rio Paraíba do Sul é representado pela traíra (*Hoplias malabaricus*), cuja população pode ser prejudicada caso haja um aumento na população dos tucunarés. Embora nas amostragens deste trabalho não tenham sido coletados exemplares de dourados (*Salminus maxillosus*), sabe-se que grande parte do desequilíbrio da ictiofauna em alguns trechos do rio Paraíba, especialmente no curso médio inferior, deveu-se à introdução desta espécie oriunda da bacia do rio Paraná. A introdução ocorreu na década de 50 na tentativa de aumentar os estoques pesqueiros, entretanto esta espécie carnívora apresentou rápido crescimento e posterior queda de sua população após introdução, com as expectativas que estimularam sua introdução não tendo sido alcançadas. De acordo com AGOSTINHO & JULIO Jr. (1996), o conhecimento científico sobre as interações ecológicas ainda são insuficientes para se prever os danos ou benefícios que podem trazer a introdução de espécies a uma bacia hidrográfica.

3. VARIAÇÕES ESPACIAIS DA ICTIOFAUNA

As três zonas que compreendem a área de estudo compartilham as mesmas características geomorfológicas (BRASIL, 1983), e pela proximidade entre elas, é de se esperar que esta região possua a mesma ictiofauna com pequenas variações localizadas devido a contribuição dos tributários.

Procurou-se encontrar diferenças espaciais neste trecho partindo-se da hipótese de que as alterações antrópicas notadamente no eixo Barra Mansa - Volta Redonda, estivessem refletindo direta e indiretamente na distribuição da ictiofauna ao longo desta área.

Os resultados demonstraram que no P1, foi registrado um maior número de espécies na Zona III seguido da Zona II e por último a Zona I. Estes resultados não corresponderam ao esperado. Para a Zona I esperava-se encontrar maior diversidade do que nas outras zonas ou ao menos diversidade similar à encontrada na Zona III, de acordo com o modelo, citado por ODUM (1988), que prevê uma grande diminuição da diversidade na área impactada e uma posterior recuperação do ambiente lótico. Esta tendência possivelmente é um reflexo da deficiência em algumas amostragens realizadas na Zona I, onde foram encontradas algumas dificuldades na realização as coletas. A estação 3, por situar-se próxima à embocadura do efluente da indústria química Du Pont do Brasil, pode ter contribuído para os baixos valores dos indicadores bióticos da Zona I. Em cinco ocasiões não foi coletado nenhum indivíduo além de algumas vezes terem sido encontrados alguns indivíduos mortos nesta estação.

O número de indivíduos coletados durante os dois anos de coleta foi bem abaixo da expectativa. O maior número de indivíduos foi registrado na Zona II seguido da Zona III e Zona I; o mesmo padrão foi observado para biomassa. A baixa abundância registrada na Zona I, justifica-se pelo mesmo motivo já descrito anteriormente para o número de espécies. O enriquecimento orgânico proveniente dos efluentes do município de Volta Redonda, pode explicar diminuição da diversidade e aumento da abundância na Zona II. GRAY (1989), compilou vários exemplos de rios e de bioensaios que demonstraram que o primeiro estágio de distúrbios em comunidades aquáticas decorrentes de enriquecimento orgânico apresentado, é um leve aumento do número de espécies simultâneo ao rápido aumento do número de indivíduos e biomassa. O segundo estágio caracteriza-se pela diminuição da diversidade e biomassa, e contínuo crescimento do número de indivíduos. Considera que a dominância de oportunistas é quase o último estágio de degradação do ambiente. Os resultados encontrados especialmente na Zona II, apresentam aspectos similares a este modelo. Houve forte predominância de algumas poucas espécies de onívoros nesta zona amostral, notadamente acarás (*Geophagus brasiliensis*) e guarus (*Lebistes reticulatus*), que representam as espécies oportunistas citadas no modelo.

Os peixes respondem a diversos estímulos químicos com comportamentos conhecidos como “reação de alarme” (GRAY, 1989). Quando ocorrem situações de estresse, procuram deslocar-se para outras regiões (PICKERING, 1981). Reações semelhantes são conhecidas também para macro-invertebrados, mas para muitos desses organismos, a condição sedentária é um fator determinante para vida. KARR

& DUDLEY (1981) comentam que os rios são sistemas abertos onde a presença de tributários permite constante renovação do estoque genético, pode servir como refúgio para fauna aquática além de incorporar ao rio onde desemboca, águas que sendo mais limpas, diluem as descargas de poluição. Desta forma é previsível que em um sistema fluvial, a ictiofauna se restabeleça quanto mais se distancie do ponto de despejos, considerando também o poder de auto depuração do rio. Dependendo da ordem de grandeza do rio essa distância pode representar alguns quilômetros (ENSIGN *et al.*, 1997). O padrão de recuperação da diversidade após o trecho de maior *input* de despejos orgânicos e industriais, é representado aqui pela Zona III onde se observou um aumento nos valores de diversidade e abundância.

No P2 não houve diferença significativa entre número de espécies e indivíduos por amostra entre as duas zonas apesar de o número total de espécies ter sido maior na Zona I e o maior número de indivíduos ter sido registrado na Zona III. O maior número de espécies neste programa amostral ocorreu na Zona I e está de acordo com a hipótese de que o baixo número de espécies registrados para esta zona no P1, de fato deve-se as amostragens pouco representativas da estação 3 (Du Pont). Com o P2 foi possível intensificar as coletas que foram realizadas num local de mais fácil acesso e distante da influência direta de efluentes industriais .

Embora a Zona I situe-se a montante do parque industrial, ela vem sofrendo o mesmo tipo de alteração ambiental observada na Zona III, além de receber águas de baixa qualidade vindas da represa do Funil, situada à montante desta região. Nas duas zonas a vegetação ciliar está bastante alterada e escassa e o assoreamento e atividades de extração de areia são comuns. Soma-se a estes problemas, as águas

poluídas que vem de São Paulo e liberadas pela Represa do Funil, bem como a presença de alguns tributários à montante dessa região, que servem de escoamento para indústrias químicas como por exemplo a Cyanamid de Barra Mansa. Esta indústria despeja seus rejeitos químicos num rio tributário do Paraíba causando por muitas vezes, grande mortandade de peixes na região à jusante. ARAÚJO (1999) reporta que o despejo de várias dessas empresas juntas, correspondem a cerca de 10% da poluição causada somente pela Companhia Siderúrgica Nacional localizada em Volta Redonda. Sendo assim espera-se que a integridade biótica no trecho a montante de Volta Redonda, esteja melhor preservada.

Os resultados das amostragens de P2 complementam aqueles obtidos no P1, corroborando assim os modelos descritos e exemplificados na literatura, com respeito a diversidade, abundância e biomassa, ou seja, com uma maior entrada de matéria orgânica e rejeitos industriais, verifica-se um aumento na abundancia e biomassa de espécies oportunistas e diminui a diversidade das espécies menos resistentes (OBERDORFF & HUGHES, 1992).

4. ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA (IIB)

A escolha dos atributos seguiu uma sequência de tentativas, apoiadas em trabalhos teóricos de IIB bem como naquelas de autores que realizaram adaptações do índice. Poucos trabalhos no entanto, referem-se a atributos que podem ser

utilizados em rios de grande porte. Foram testadas 16 métricas neste trabalho das quais foram escolhidas 12 para compor o IIB.

GOLDSTEIN *et al.* (1998) fizeram uma compilação de atributos dos quais citaram alguns que poderiam ser utilizados em grandes rios. Alguns destes foram testados como por exemplo “biomassa total” e “biomassa de onívoros”, mas ambos não trouxeram respostas satisfatórias para os dados do presente trabalho. Segundo MILLER, *et al.* (1988), em grandes rios é melhor utilizar a biomassa total do que o número total de indivíduos, porque o tamanho dos peixes nestes ambientes pode variar em muitas ordens de grandeza e desta forma o número de indivíduos não reflete as diferenças substanciais na biomassa. Quando foi testada a biomassa total para o presente estudo, foi observado que para o P1 houve uma enorme predominância nos pesos de *Geophagus brasiliensis* (63,15% do peso total) e então ao dar nota para este atributo, ocorriam duas possibilidades de interpretações equívocas: 1) o grande valor na biomassa daria peso positivo para o IIB, no entanto esta espécie está associada a águas de qualidade ruim de água e 2) haveria uma sobreposição deste atributo com o atributo proporção de onívoros, que é largamente representado por esta espécie. Desta forma evitou-se este atributo que foi substituído por “número de indivíduos excluindo os onívoros”, evitando mais uma vez a sobreposição de atributos. Dos 12 atributos, dois dos originalmente propostos por KARR *et al.* (1986), foram mantidos: 1) proporção de indivíduos onívoros e 2) proporção de indivíduos carnívoros de topo. Foram incorporados, “proporção de Characiformes representantes de coluna d'água” e “Siluriformes representando os peixes bênticos”. Estes atributos foram criados de uma fusão dos atributos sugeridos

por OBERDORFF & HUDGES (1992) e por ARAÚJO (1998). Ao invés de “proporção de insetívoros” foi utilizado “proporção de invertívoros” como sugeriram OBERDORFF & HUDGES (1992) em substituição a classificação que sugeria uma especificidade que excluía outros invertebrados que também são utilizados como fonte de alimento. A maior parte dos trabalhos utiliza dois atributos que foram evitados aqui: “proporção de híbridos” e proporção de indivíduos doentes”. Estas duas métricas não foram consistentes. Foram encontrados alguns indivíduos com algumas alterações no corpo mas por não terem sido realizados bioensaios, não é possível identificar a origem de tais alterações e ao utilizar este tipo de dado poderia-se estar gerando interpretações errôneas baseadas em especulações. Não há na literatura dados claros a respeito das causas da hibridização entre animais na natureza e desta forma preferiu-se excluir esta métrica a despeito de terem sido encontrados alguns indivíduos híbridos entre as tilápias e lambaris pertencentes ao gênero *Astyanax*. Em substituição foi utilizado “Número de indivíduos que compõem 90% da amostra” como sugeriram MILLER *et al.* (1988).

Com os gráficos de distribuição de frequência de notas de cada métrica em função do IIB, verificou-se que a contribuição das métricas correspondeu ao esperado. As métricas relacionadas à composição da fauna, demonstraram que quanto mais o rio estiver povoado de espécies nativas, raras, espécies que se distribuem na coluna d'água e no fundo do rio, melhores são as condições do ambiente, traduzindo-se em notas maiores do IIB. O mesmo ocorre em relação a grupos tróficos especialistas, número de indivíduos e equitatividade entre as espécies, representada pelo 12º atributo que avalia dominância. Os atributos “Num.

de indivíduos Cyprinodontiformes” e “porcentagem de onívoros”, que contribuíram com menores notas, corresponderam também ao esperado, pois uma maior quantidade e proporção destes grupos de peixes, são um indicativo de qualidade alterada de habitat. Estas métricas contribuem também com notas altas, pois estes grupos sendo naturais da bacia, devem estar representados na fauna desde que não sejam dominantes. A espécies introduzidas, contribuem com notas baixas quanto maior for sua representação na ictiofauna. Embora estes peixes tenha sido abundantes no rio Paraíba do Sul, foram pouco freqüentes e desta forma, a sua contribuição foi distribuída por todas as pontuações com uma grande contribuição para os maiores escores do IIB.

Para o P1, todos os atributos tiveram correlação altamente significativa com o IIB, com exceção dos atributos “Espécies introduzidas” e “Proporção de onívoros”. Estes resultados corroboram os resultados encontrados pela distribuição de freqüência de notas. Com este método foi possível observar que as notas da métrica “Proporção de onívoros” variou muito, devido ao grande número de onívoros em todas as amostras. Para o atributo “Espécies introduzidas” observou-se o contrário. É provável que a abundância associada a baixa freqüência tenha resultado numa correlação não significativa. Os resultados obtidos pela regressão múltipla do P1, demonstram que todos os atributos estão ajustados ao modelo do IIB com valores altamente significantes. O menor valor encontrado para o coeficiente de regressão estandardizado Beta, foi para o atributo de proporção de onívoros, concordando com os resultados obtidos pela distribuição de freqüência e concordância de Kendall. Em

contrapartida, o valor do coeficiente Beta para regressão do atributo das espécies introduzidas, foi o segundo maior encontrado.

Para o P2 somente seis atributos tiveram correlação altamente significativa com as notas obtidas do IIB, e também seis entraram no modelo de regressão do IIB, entretanto apenas três dos atributos utilizados apresentaram os mesmos resultados.

Os resultados do IIB obtidos no P1 demonstram que o rio apresentou baixa integridade biótica com tendência clara à piora no trecho do parque industrial de Volta Redonda. O IIB variou ao longo de toda área entre 12 e 46, representando as classes de qualidade “muito pobre” e “boa”, respectivamente. Entretanto os valores altos foram extremamente pontuais explicando assim as médias baixas em todas as zonas. Sendo assim, a classificação final obtida das médias de cada zona foi “pobre” para as Zona I e III e “muito pobre “ para a Zona II. ARAÚJO (1998), através da aplicação do IIB encontrou a classificação “muito pobre” para as regiões de Barra Mansa e Volta Redonda e “pobre” para Barra do Piraí. A classificação da região de Barra Mansa não corroborou os resultados obtidos no presente trabalho. Entretanto esta diferença pode estar associada a dificuldades nas amostragens como as que também ocorreram na mesma região utilizando programa amostral semelhante neste trabalho.

Embora as tendências tenham se repetido entre os dois anos, o primeiro ano não apresentou diferenças significativas entre as zonas, enquanto houve diferença altamente significativa das Zonas III e I em relação a Zona II, no segundo ano. Estes resultados demonstram clara tendência a piora nas condições do rio do primeiro para o segundo ano na Zona II. Esta tendência a piora na Zona II deve ser vista com

atenção em monitoramentos futuros, devido não somente aos resultados obtidos neste trabalho, como também porque os resultados foram os mesmos encontrados por ARAÚJO (1998) quando aplicou o IIB entre os anos de 1995 e 1996. Isto significa que não ocorreu melhoria na qualidade da água neste trecho do rio no intervalo de cinco anos em que foram feitas análises da qualidade da água por este método.

O P2 apresentou maiores valores de IIB nas duas zonas amostradas. Os valores do IIB variaram entre 22 e 50, entretanto como no caso do P1, estes valores extremos foram pontuais resultando em médias menores nas duas áreas. Na média dos dois anos, a classificação da qualidade da água segundo o IIB foi “de pobre a razoável” para a Zona I e “pobre” para a Zona III. Embora tenha havido diferença na classificação da qualidade da água das duas áreas, estas diferenças não foram estatisticamente significantes. Isto é justificado pela proximidade da média observada na Zona III ao limite da classificação “razoável”. Embora tenham havido tendências à melhoria do IIB em ambas as zonas do primeiro para segundo ano, estas tendências também não representaram diferenças estatisticamente significativas.

A diferença encontrada nos valores do IIB entre o programas amostrais podem ser explicadas pelo principio descrito e testado por ANGERMEIER & KARR (1986), que demonstraram que o IIB tende a aumentar com o aumento do esforço amostral. Fica evidenciado que a utilização de redes de espera foi preponderante para o aumento dos valores de IIB nas zonas em que foram utilizadas. Entretanto a tendência a igualdade de qualidade de água entre as Zonas I e III, concordou com os resultados encontrados através do P1. É provável, mesmo que sejam apenas

especulações, que se o mesmo esforço amostral tivesse sido aplicado na Zona II, não mudaria a tendência a piora nesta zona (já indicada pelo P1), mesmo que os valores encontrados fossem um pouco maiores como o que ocorreu nas outras duas zonas.

As Zonas II e III, apresentaram maiores médias para o número de espécies por unidade amostral do que a Zona I nos dois anos. Os dados de abundância relativa (CPUE), foram semelhantes com maiores médias para a Zona II, seguida da Zona III e ambas com diferença altamente significativas em relação a Zona I. Com base nestas médias, poderia-se dizer que a Zona II é a zona com melhores condições ambientais, seguida da Zona III e por fim a Zona I. Entretanto o IIB demonstra que a Zona III apresenta melhores condições que a Zona I e a Zona II foi a pior das três zonas.

A maior abundância observada na Zona II, deve-se em grande parte, a quantidade de *Geophagus brasiliensis* e *Lebistes reticulatus* que dominaram as amostras nesta região. Estas espécies, que são onívoras, juntamente com outros fatores, contribuíram para uma nota baixa de IIB. Pode-se observar que a maior quantidade de espécies por amostra não foi suficiente para aumentar o IIB desta zona porque grande parte dos indivíduos encontrados pertenciam a espécies introduzidas. Na nota final do IIB a métrica “Espécies introduzidas” resulta na redução da contribuição positiva representada por este aparente aumento na diversidade. Este mesmo atributo tem peso positivo para as outras zonas que apresentaram abundâncias menores mas também menores dominâncias, além de apresentarem também um número menor de espécies introduzidas por amostra.

A biomassa apresentou maiores valores no primeiro ano para a Zona II entretanto esses valores não representaram diferenças significativas entre as zonas. No segundo ano houve um abaixamento geral nos valores de biomassa entretanto houve diferença significativa entre as zonas ao contrário do que ocorreu no primeiro ano. Embora tenham-se registrado maiores valores de biomassa para a Zona I, a Zona II apresentou maiores médias por amostra. Estes resultados foram indicados pela análise de variância, que demonstrou que a Zona II, apresentou maior biomassa média do que a Zona I, com diferença altamente significativa, e que a Zona III também obteve maiores médias que do a Zona I. Valores muito altos de biomassa entretanto são inversamente proporcionais a qualidade de água como demonstrado por GRAY (1989) e ODUM (1988).

Não houveram diferenças significativas entre as Zonas I e III para médias de diversidade de espécies e abundância nos dois anos para o P2. Entretanto, no segundo ano, a Zona I apresentou maiores valores de biomassa do que a Zona III. Os valores de biomassa portanto, devem ser considerados com cautela uma vez que maiores pesos podem representar maior longevidade e também podem representar predominância de oportunistas. Com os resultados obtidos verifica-se que a Zona I foi qualitativamente melhor, visto que as indivíduos que compuseram maiores valores de biomassa, correspondiam a espécies como *Hypostomus affinis*, *H. luetkeni* (iliófagos) e *Leporinus copelandii* (fitófago), ao passo que a maior biomassa na Zona III é representada por *G. brasiliensis* (onívoro). Estes resultados são semelhantes às tendências encontradas pelo IIB e portanto demonstram que estas zonas apresentam qualidade de água semelhante.

Ao comparar o IIB com o índice de diversidade de Shannon Wiener no P1, foi observado que os resultados foram semelhantes no primeiro ano, entretanto, no segundo ano não apresentaram mesma tendência. Com o IIB observa-se que as Zona I e III não tiveram diferença entre si e ambas foram maiores do que a Zona II com diferença altamente significativa. O Índice de Shannon Wiener (H'), entretanto, demonstrou que as Zonas I e II foram estatisticamente semelhantes e menores do que a Zona III. Estes resultados demonstram que o H' apresenta interpretações menos sensíveis do que o IIB porque analisa a comunidade de peixes sob dois aspectos enquanto o IIB, analisa a comunidade de peixes em vários aspectos, proporcionando uma visualização mais ampla da comunidade a partir das variações ecológicas e não só a diversidade de peixes.

O índice de dominância de Simpson (SI), o índice de diversidade de Margalef (D) e o índice de equitatividade de Pielou (J) apresentaram resultados semelhantes ao do IIB para o segundo ano; no primeiro ano, entretanto, tais semelhanças não se repetiram.

A diversidade e abundância são partes importantes do IIB, entretanto, se estes fatores forem analisados separadamente, podem não refletir com clareza a integridade da comunidade de peixes. O IIB é um índice mais robusto e sensível porque analisa a diversidade e abundância de forma mais detalhada. Este tipo de análise permitiu maior precisão do diagnóstico da estrutura da comunidade. Os descritores tradicionais não fornecem o mesmo nível de detalhamento e por isso os resultados poderiam gerar interpretações errôneas quando utilizados para interpretar a qualidade ambiental. Indicação disto pode ser demonstrada pelos resultados

encontrados pelo H' que resultou em valores semelhantes para as Zona I e II, quando existem diferenças evidentes entre essas áreas o que foi demonstrado através da aplicação do IIB.

Para o P2 não foram encontradas diferenças entre as análises estatísticas feitas para o IIB e os descritores de comunidade. Estes resultados refletem a semelhança da comunidade de peixes entre as Zonas I e III.

A aplicação do Índice de Qualidade e Condição Ambiental (IQCA) objetivou avaliar a condição do ambiente, verificar a sua relação com a integridade biótica e portanto validar o IIB. BELLIARD *et al.* (1999), utilizaram técnica semelhante, porém reuniram os atributos de forma diferente, dando origem a quatro índices divididos entre atributos de qualidade de água e diversidade de habitat. Os resultados encontrados foram satisfatórios, possibilitando inferir sobre as relações entre os fatores ambientais com as notas encontradas através da aplicação do IIB.

Para o P1 houve correlação altamente significativa entre o IIB e o IQCA, com esses resultados demonstrando que a condição do ambiente está fortemente relacionada com a integridade biótica. Esses resultados reforçam que a Zona II tem as piores condições do ambiente e consequente a integridade biótica neste trecho apresenta-se severamente prejudicada. Embora as outras duas zonas amostrais encontrem-se em situação de baixa qualidade ambiental, a Zona II é a que requer maiores cuidados e medidas de controle mais urgentes.

A correlação entre o IIB e o IQCA não foi significativa para o P2, indicando que não haviam dados suficientes para averiguar se a qualidade do ambiente influenciou

ou não na integridade biótica. O baixo número de unidades amostrais prejudica a sensibilidade da análise de variância.

Alguns fatores abióticos refletem a qualidade físico-química da água, mas nem sempre descrevem a qualidade geral do corpo d'água (KARR, 1981; KARR & DUDLEY, 1981; FAUSCH, KARR & YANT, 1984). Num sistema de rio, alterações físico-químicas nem sempre podem ser registradas com precisão, pois o fluxo do rio ao transportar e diluir substâncias químicas, diminui a possibilidade de detecção destas substâncias e consequentes alterações em pH, condutividade elétrica entre outros fatores, além de poder ainda medir um possível impacto causado por despejos de altas temperaturas (KARR, 1981). Alterações de natureza física como siltação, assoreamento e outras alterações no substrato e na margem do rio, não podem ser medidos pelos métodos que, no entanto, podem acarretar mudanças drásticas na comunidade de peixes (KARR, 1981).

A qualidade química da água do rio Paraíba do Sul foi medida por alguns autores como ARAÚJO (1999) e por pesquisadores da FEEMA/UERJ (1983), que detectaram níveis de alguns poluentes acima do permitido pelas resoluções do CONAMA. Estes poluentes foram associados as descargas da CSN, pois em Volta Redonda foram encontrados os maiores valores para diversos poluentes. Entretanto, para o presente trabalho, os valores encontrados para a porcentagem de saturação de O₂, o pH, a temperatura e a condutividade elétrica, não tiveram valores fora dos padrões desejáveis e não tiveram também diferenças estatisticamente significantes entre as zonas. Através de testes de concordância de Kendall e regressão múltipla, foi possível verificar que nenhum destes fatores foram correlacionados com os

valores do IIB em ambos os anos e para as três zonas nos dois programas amostrais. Em contrapartida o teste de correlação feito entre cada atributo do IIB e atributos do IFQ, demonstraram algumas correlações significantes, mas o conjunto dos fatores não apresentou correlações significantes. É de amplo conhecimento que estes fatores são importantes para avaliação da qualidade da água. Descargas pontuais de poluentes, podem causar alterações significativas nestes fatores e consequente mortandade de peixes e de outros organismos. Entretanto este recurso para avaliação de qualidade de água pode não ser eficiente se o monitoramento não for feito continuamente. Apesar disso, se estas alterações interferirem diretamente na fauna e flora aquática, elas podem ser detectadas com um programa de monitoramento através do IIB. Mesmo que descargas pontuais de poluentes que tenham se dissipado com o volume do fluxo de água, seus efeitos podem ser detectados pelo IIB, uma vez que causam alterações na estrutura da comunidade. O IIB, além disso, apresenta a vantagem de poder evidenciar alterações na qualidade ambiental, não necessariamente ligadas a poluição química.

GRAY (1989) comenta que alguns agentes de estresse podem causar morte ou reduzir a fecundidade, provocando diminuição das populações afetadas. Logo, mesmo que os fatores abióticos não tenham demonstrado alterações correlacionadas às notas do IIB e apesar desses dados não serem passíveis de comprovação, pode ser que, a longo prazo, estas alterações possam ter interferido na comunidade de peixes do rio Paraíba do Sul que foi representada nas amostras deste trabalho, resultando em classificações baixas de qualidade da água de acordo com o IIB.

Através de testes de Kendall, observou-se que todos os atributos escolhidos para representar a condição de habitat, apresentaram correlação altamente significativa com os valores do IIB. Com regressão múltipla verificou-se que todos os atributos, exceto “presença de abrigos”, se ajustaram ao modelo do IIB. BELLIARD, *et al.* (1999) concluíram que a redução da heterogeneidade de habitat reduziu profundamente a riqueza de espécies e, conseqüentemente, estão fortemente correlacionados com os escores obtidos pela aplicação do IIB. A correlação positiva e altamente significativa encontrada entre o ICH e o IIB, demonstram que os resultados encontrados neste trabalho estão de acordo com as conclusões desses autores, ou seja, quanto maior a diversidade de habitat, melhores são as notas do IIB.

Para o P1, nove dos 12 atributos do IIB estiveram relacionados com os atributos de condição do habitat. Os que não tiveram relação foram “espécies raras”, “espécies introduzidas” e “porcentagem de fitófagos”. Possivelmente estes atributos não apresentaram correlação devido ao baixo número de representantes destes atributos na média das unidades amostrais. Entretanto sabe-se que a presença de fitófagos deve estar associada à presença de vegetação e as espécies raras podem não ter sido mais freqüentes devido à condição geral de alteração do habitat. Devido ao fato de o grupo de espécies introduzidas ser heterogêneo, composto de espécies com diferentes exigências em relação ao habitat, a interpretação dos dados de correlação não é clara podendo estar associado a fatores diferentes para cada espécie que está incluída no grupo.

Dentre os fatores físico-químicos, não houve padrão definido de correlação para a maioria dos atributos. Os únicos padrões que foram observados nos dois programas amostrais demonstram que os Siluriformes apresentaram correlação significativa com o pH e os Cyprinodontiformes e Characiformes de coluna d'água apresentaram correlação significativa com a turbidez da água.

Sumarizando, pode-se dizer que quanto mais complexa a estrutura trófica de uma determinada comunidade, mais estável e resistente a alterações é a comunidade (PIANKA, 1982). Para rios tropicais como o Paraíba do Sul, onde se espera encontrar elevada diversidade de espécies, com uma estrutura trófica extremamente ramificada e mais resistente a alterações do que aquela de pequenos rios. Entretanto, no rio Paraíba do Sul, esta situação não se observa, muito provavelmente pela longa história de exploração deste rio que comprometeu tanto a qualidade físico-química da água como a heterogeneidade de habitat. Toda a região compreendida pela bacia do rio Paraíba do Sul encontra-se bastante alterada como resultado deste longo processo, que em alguns pontos já deve apresentar características irreversíveis.

Os resultados deste trabalho refletem as condições do trecho mais crítico do rio e confirmam as conclusões de ARAÚJO (1998), ARAÚJO (1999) e BIZERRIL (1999). Um programa de monitoramento biológico contínuo se faz necessário para orientar possíveis medidas visando a recuperação e preservação da integridade biótica. Este programa deve ser aplicado não só nesta região, mas também em toda

a bacia do rio, antes que a diversidade biológica esteja irremediavelmente prejudicada.

CONCLUSÕES

- A aplicação do IIB revelou que, o rio Paraíba do Sul apresentou qualidade de água “**pobre**” nos municípios de Porto Real e Barra Mansa, “**muito pobre**” na região do Município de Volta Redonda, recuperando a condição “**pobre**” em Barra do Piraí.
- A adaptação do Índice de Integridade Biótica (IIB) para o rio Paraíba do Sul revelou-se adequada como ferramenta consistente para realização de monitoramento biológico;
- O IIB é um índice que pode ser aplicado em rios de grande porte como o rio Paraíba do Sul, desde que sejam realizadas adaptações nos métodos de coleta que possibilitem amostrar de forma efetiva a comunidade;

- A estrutura trófica, com predominância de onívoros, indica fonte de estresse atuando na estrutura da comunidade de peixes do trecho estudado, com tendências piores na região do Município de Volta Redonda.
- O Índice de Qualidade e Condição Ambiental (IQCA) é um importante instrumento para a compreensão e interpretação dos resultados do IIB, além de diagnosticar a qualidade do habitat através dos fatores físicos que apresentam grande influência nas características bióticas do ambiente.
- A correlação significativa entre IIB e o índice de condição de habitat (ICH), indica que as mudanças na estrutura da comunidade de peixes do trecho estudado, estão relacionadas ao empobrecimento da diversidade e condição do habitat;
- A ausência de correlações entre o IIB e os fatores físico-químicos da água demonstram que estes fatores não são suficientes para detectar variações na qualidade da água se não forem medidos continuamente ou em intervalos curtos de tempo e se flutuam na faixa de tolerância dos peixes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO, A. A. & H. F. JULIO Jr. 1996. Ameaça ecológica - Peixes de Outras Águas. ***Ciência Hoje***, **21**(124): 36-44.
- ANGERMEIER, P. L. & J. R. KARR. 1986. Applying an Index of Biotic Integrity Based on Stream-Fish Communities: Considerations in Sampling and Interpretation. ***North American Journal of Fisheries Management***, **6**: 418-429.
- APHA. 1980. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association, 15th ed. New York, AWWA/WPCF, 1134p.
- ARAÚJO, F. G., 1996. Composição e estrutura da comunidade de peixes do médio e baixo rio Paraíba do Sul, RJ. ***Revista Brasileira de Biologia***, **56**(1):111-126.
- ARAÚJO, F. G., 1998. Adaptação do Índice de Integridade Biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. ***Revista Brasileira de Biologia***, **58**(4):547-558.
- ARAÚJO, J. R. S (coord.). 1999. Rio Paraíba do Sul , trecho Resende - Vargem Alegre. Análises de Micropoluentes Orgânicos em Águas e Sedimento. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente - FEEMA, Rio de Janeiro, 17p.
- BARBOUR, M. T., J. B. STRIBLING & J. R. KARR. 1995. Multimetric Approach for Establishing Biocriteria and Measuring Biological Condition. In: DAVIS, W. S. and T. P. SIMON (eds). *Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decisions Making*. Cap. 6 : 63-77, Lewis Publ., Boca Raton, FL, USA.

- BARROSO, L. V. 1989. Diagnóstico Ambiental para a Pesca de Águas Interiores no Estado do Rio de Janeiro. IBAMA-Doc.ACUMEP. nº 4, Rio de Janeiro, 177p.
- BELLIARD, J., R. B. THOMAS & D. MONNIER. 1999. Fish communities and river alteration in the Seine Basin and nearby coastal streams. *Hydrobiologia*, **400**: 155-166.
- BIZERRIL, C. R. S. F. 1999. A ictiofauna do Rio Paraíba do Sul. Biodiversidade e padrões biogeográficos. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, **42** (2): 233-250.
- BÖHLKE, J. E., S. H. WEITZMAN & N. A. MENEZES. 1978. Estado atual da sistemática dos peixes de água doce da América do Sul. *Acta Amazônica*, **8**(4): 657-677.
- BRASIL - Ministério das Minas e Energia. 1983. Projeto RADAMBRASIL. Levantamento de Recursos Naturais. Folhas SF23/24: Rio de Janeiro/Vitória. Rio de Janeiro : Ministério das Minas e Energia. **32**. 775p.
- BRITSKI, H. A. 1970. Peixes de água doce do estado de São Paulo. Sistemática. In: *Comissão Interestadual da Bacia do Paraná-Uruguai. Poluição e Piscicultura*. São Paulo, pp. 79-108.
- BRITSKI, H. A. 1994. A fauna de peixes Brasileiros de Água Doce e o Represamento de Rios. In: Seminário sobre fauna aquática e o setor elétrico brasileiros; fundamentos, reuniões temáticas preparatórias: caderno 1- fundamentos, Foz do Iguaçu, 4-5 agosto, 1993/ Comitê Coordenador das Atividades do Meio Ambiente do Setor Elétrico - COMASE. - R.J: ELETROBRÁS, 60p.

CAMPOS, J. D. (coord.). 1999. Programa estadual de investimentos da bacia do rio Paraíba do Sul - RJ. Governo do Estado do Rio de Janeiro / SEMADS / SERLA / MPO / SEPURB / PQA-ABC-PNUD-UFRJ-COPPE.

CAMPOS-da-PAZ, R & J. S. ALBERT. 1998. The Gymnotiform "Eels" of Tropical America: A History of Classification and Phylogeny of the South American Electric Knifefishes (Teleostei: Ostariophysi: Siluriphysi). In: MALABARBA, L. R., R. E. REIS, R. P. VARI, Z. M. S. LUCENA & C. A. S. LUCENA, (eds.) Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes, EDIPUCRS, R.S. p:401-417.

CEEIVAP. 1988. *Atualização do Diagnóstico da Situação Atual dos Sistemas de Esgotos Domésticos e Industriais*. Comitê Executivo de Estudos Integrados da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, 34p

DEEGAN, L., J. T. FINN & J. BUONACCORSI. 1997. Development and Validation of an Estuarine Biotic Integrity Index. ***Estuaries***, **20**(3): 601-617.

ENSIGN, W. E., K. N. LEFTWICH, P. L. ANGERMEIER & C. A. DOLLOFF. 1997. Factors Influencing Stream Fish Recovery Following a Large-Scale Disturbance. ***Transactions of the American Fisheries Society***, **126**: 895-907.

de PINNA, M. C. C. 1989a. Redescription of *Glanapteryx angulla*, with notes on the phylogeny of Glanapteryginae (Siluriformes, Tricomycetidae). ***Proc. Acad. Nat. Sci. Phila.***, **141**: 361-374.

de PINNA, M. C. C. 1989b. A new Sarcoglanidinae catfish, phylogeny of its subfamily, and an appraisal of the phylogeny status of the Tricomycetidae (Teleostei, Tricomycetidae). ***American Museum Novitates***, **2950**: 1-39.

- FAUSCH, K. D., J. R. KARR & P. R. YANT. 1984. Regional Application of an Index of Biotic Integrity Based on Stream Fish Communities. ***Transactions of the American Fisheries Society***, **113**: 39-55.
- FEEMA/UERJ, 1983. Biodetecção de Tóxicos em Sistemas Fluviais de Utilização em Captação de Água para Sistemas Públicos de Abastecimento. Secretaria de Estado de Obras e Serviços públicos. DEPEA/BNH, Rio e Janeiro.
- FOWLER, H. W. 1948 Os peixes de água doce do Brasil (1ª entrega). ***Arquivos de Zoologia***, São Paulo, **6** : 1-204.
- FOWLER, H. W. 1950. Os peixes de água doce do Brasil (2ª entrega). ***Arquivos de Zoologia***, São Paulo, **6**: 205-404.
- FOWLER, H. W. 1951. Os peixes de água doce do Brasil (3ª entrega). ***Arquivos de Zoologia***, São Paulo, **6**: 405-628.
- FOWLER, H. W. 1954. Os peixes de água doce do Brasil (4ª entrega). ***Arquivos de Zoologia***, São Paulo, **9**: 1-400.
- FOWLER, H. W. 1957. Os peixes de água doce do Brasil. ***Arquivos de Zoologia***, São Paulo, Vol. V e VI.
- FUTUYMA, D. J. 1993. *Biologia Evolutiva*. Seg. ed. Sociedade Brasileira de Genética/CNPq, SP, 631p.
- GEALH, A. M. & N. S. HAHN. 1998. Alimentação de *Oligossarcus longirostris* Menezes e Gèry (Osteichthyes, Acestrorynchini) da reserva de Foro de Salto Segredo, Paraná, Brasil. ***Revista Brasileira de Zoologia***, **15**(4): 985-983).

- GOLDSTEIN, R.M., T. P. SIMON, P. A. BAILEY, M. ELL, E. PEARSON, K. SCHMIDT & J. W. ENBLOM. 1998. www.mn.cr.usgs.gov/redn/ibi/ibi.htm.
- GORMAN, O. T. & J. R. KARR. 1978. Habitat Structure and Stream Fish Communities. ***Ecology***, **59**(3): 507-515.
- GOSLINE, W. A. 1945. Catálogo dos Nematognatos de água doce da América Central e do Sul. ***Boletim do Museu Nacional, Zool.*** Rio de Janeiro. nº 33, 13p.
- GRAY, J. S. 1989. Effects of environmental stress on species rich assemblages. ***Biological Journal of the Linnean Society***, **37**: 19-32.
- GROSSMAN, G. D., R. E. RATAJCZAK, Jr., M. CRAWFORD & M. C. FREEMAN. 1998. Assemblage Organization in Stream Fishes: Effects of Environmental Variation and Interspecific Interactions. ***Ecological Monographs***, **68**(3): 395-420.
- HARRIS, J. H. 1995. The use of fish in ecological assessments. ***Australian Journal of Ecology***, **20**: 65-80.
- HARRIS, J. H. & R. SILVEIRA. 1999. Large-scale assessments of river health using an Index of Biotic Integrity with low-diversity fish communities. ***Freshwater Biology***, **41**: 235-252.
- HUGHES, R. M. & J. R. GAMMON. 1987. Longitudinal Changes in Fish Assemblages and Water Quality in the Willamette River, Oregon. ***Transactions of the American Fisheries Society***, **116**: 196-209.
- JENKINS Jr., R. E. 1997. Gerenciamento de informação para a conservação da biodiversidade, cap 6 In: WILSON, E. O. (ed.), Biodiversidade. Ed. Nova Fronteira, RJ, 657p.

KARR, J. R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. ***Fisheries***. **6**(6) : 21-27.

KARR, J. R. & D. R. DUDLEY. 1981. Ecological Perspective on Water Quality Goals. ***Environmental Management***, **5**(1): 55-68.

KARR, J. R., K. D. FAUSCH, P. L. ANGERMEIER, P. R. YANT & I. J. SCHLOSSER. 1986. Assessing Biological Integrity in Running Waters - A Method and Its Rationale. ***Special Publication***, Illinois Natural History Survey. **5**: 1-28.

KARR, J. R. 1991. Biological Integrity: A long-neglected aspect of water resource management. ***Ecological Applications***, **1**(1): 66-84.

KARR, J. R. 1992. Measuring Biological Integrity: Lessons from Streams. *In*: Ecological Integrity and the Management of Ecosystems. ***St. Lucie Press***, Florida. p 83-104.

KARR, J. R. 1999. Defining and measuring river health. ***Freshwater Biology***, **41**: 221-234.

KARR, J. R., D. ALLAN & A. C. BENKE. 2000. River conservation in the United States and Canada: Science, Policy, and Practice. *In*: BOON, P. J., B. R. DAVIS & G. E. PETTS (eds.). *Global Perspectives on River Conservation: Science, Policy, and Practice*. John Wiley. Chichester, 35p.

KERANS, B. L. & J. R. KARR. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. ***Ecological Applications***, **4**(4): 768-785.

LOWE - McCONNEL, R. H. 1999. *Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais*. Ed. da Universidade de São Paulo, S.P. 534p.

- LYONS, J., S. NAVARRO-PÉREZ, P. A. COCHRAN, E. SANTANA & M. GUZMÁN-ARROYO. 1995. Index of Biotic Integrity Based on Fish Assemblages for the Conservation of Streams and Rivers in West-Central Mexico. ***Conservation Biology***, **9**(3): 569-584.
- LYONS, J. , L. WANG & T.D. SIMONSON. 1996. Development and Validation of an Index of Biotic Integrity for Coldwater Streams in Wisconsin. ***Journal of Fisheries Management***, **16**(2): 241-256.
- MALABARBA, L. R. & R. P. VARI. 1998. Neotropical Ichthyology: An Overview, In: MALABARBA, L. R., R. E. REIS, R. P. VARI, Z. M. S. LUCENA & C. A. S. LUCENA, (eds.) *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes*. EDIPUCRS, R.S. p: 1-11.
- MARGALEF. 1968. *Perspective in ecological theory*. The University of Chicago Press. Chicago, 111pp.
- MILLER, D. L., P.M. LEONARD, R. M. HUGHES, J. R. KARR, P. B. MOYLE, L. H. SCHRADER, B. A. THOMPSON, R. A. DANIELS, K. D. FAUSCH, G. A. FITZHUGH, J. R. GAMMON, D. B. HALLIWELL, P. L. ANGERMEIER & D.J. ORTH. 1988. Regional applications of an Index of Biotic Integrity for Use in Water Resource Management. ***Fisheries***, **13**(5): 12-20.
- MUHAR, S. & M. JUNGWIRTH. 1998. Habitat integrity of running waters - assessment criteria and their biological relevance. ***Hydrobiologia***, **386**: 195-202.
- OBERDORFF, T. & HUGHES, R. M. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. ***Hydrobiologia***, **228**: 117-130.

ODUM, E. P. 1988. *Ecologia*. Ed. Guanabara Koogan S. A. R.J., 434p.

PALLER, M. H., M. J. M. REICHERT & J.M. DEAM. 1996. Use of Fish Communities to Assess Environmental Impacts in South Carolina Coastal Plain Streams. ***Transactions of the American Fisheries Society***, **125**(5): 633-645.

PIANKA, E. R. 1982. *Ecología Evolutiva*. Ed. Omega, Barcelona, 365p.

PICKERING, A. D. 1981. Stress and Fish. Freshwater Biological Association, Cumbria, England Ed. Academic Press inc. 367p.

PIELOU, 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. ***Journal of Ecology***, **47**: 607-615.

ROTH, N., M. SOUTHERLAND, J. CHAILLOU, R. KLAUDA, P. KAZYAK, S. STRANKO, S. WEISBERG, L. HALL, Jr & R. MORGAN II. 1998. Maryland biological stream survey: development of a fish index of biotic integrity. ***Environmental Monitoring and Assessment***, **51**: 89-106.

SHANNON, C. E. & W. WEAVER. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, University of Illinois Press, 117p.

SILVEIRA, R. S. A, D. H. NEGREIROS, R. LOZINSKY, F. A. ALMEIDA, G. M. WAJNSZTAJN, L. C. K. OLIVEIRA, 1979. Estudo da Bacia do Rio Paraíba do Sul (Trecho Funil - Sta. Cecília - Guandu). Cadernos FEEMA, série técnica 9/79, Rio de Janeiro, 64p.

SOKAL, R. R. & F. J. ROHLF, 1981. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. W. H. Freeman and CO., San Francisco, (2nd ed.), 776p.

STEEDMAN, R. J. 1988. Modification and Assessment of an Index of Biotic Integrity to Quality Stream Quality in Southern Ontario. ***Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science***, **45**: 492-501.

TOHAM, A. K. & G. G. TEUGELS. 1999. First data on an Index of Biotic Integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African river system. ***Hydrobiologia***, **397**: 29-38.

WANG, L., J. LYONS & P. KANEHL. 1998. Development and Evaluation of a Habitat Rating System for Low-Gradient Wisconsin Streams. ***North American Journal of Fisheries Management***, **18**: 775-785.

WELCOMME, R. L. 1985. River Fisheries. ***FAO Fish.Tech PAP***. n° 262.

ZARET, T. M. & R. T. PAINE. 1973. Species Introduction in a tropical lake. ***Science***, **182**: 449-455.