

A ICTIOFAUNA COMO INDICADOR DE QUALIDADE AMBIENTAL EM PLANÍCIES DE MARÉ DO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ, BRASIL

Descritores

qualidade ambiental;
impactos antropogênicos;
ictiofauna; indicador
biológico.

Descriptors

environmental quality;
anthropogenic impacts;
ichthyofauna; biological
indicators

Biografia

1. Aluno de Pós Graduação do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná – UFPR
2. Aluno de Pós Graduação do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná – UFPR
3. Aluno de Pós Graduação do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná – UFPR
4. Centro de Estudos do Mar – UFPR
5. Aluno de Graduação de Ciências do Mar - UFPR
6. Bióloga estagiária do Laboratório Biologia de Peixes – CEM/UFPR
7. Prof Dr. Docente do Curso de Ciências Biológicas – Zoologia - Faculdades Integradas do Brasil - UniBrasil.

ICHTHYOFAUNA AS INDICATOR OF ENVIROMENTAL QUALITY IN TIDAL FLATS OF PARANAGUÁ ESTUARINE COMPLEX, BRASIL

Marcelo Grumach Falcão¹

Helen Audrey Pichler²

Fabiana César Félix³

Henry Louis Spach⁴

Marcelo Eduardo Barril⁵

Kelly Cristina Bronbatti de Araujo⁶

Rodrigo Santiago Godefroid⁷

RESUMO

O presente trabalho utilizou-se de características da ictiofauna para avaliar a qualidade ambiental de duas áreas com diferentes históricos de ocupação humana. Para tal, coletas bimestrais com duas redes tipo pizaré foram realizadas em planícies de maré de duas baías inseridas no complexo estuarino de Paranaguá, PR. O parâmetro univariado de diversidade de Shanon-Wiener não evidenciou diferenças estruturais nas assembléias de peixes. Os resultados do ordenamento, testados pelo Anosim, indicaram menores diferenças entre os pontos amostrais em agosto e fevereiro, meses com distúrbio na estruturação da ictiofauna das duas baías e ausência do mesmo, respectivamente. A estatística W, uma simplificação da relação biomassa /abundância, indicou a desestruturação dessa relação em cada ponto e mês de coleta, porém em alguns meses diferiram dos resultados das demais curvas de abundância. As curvas de abundância de espécies ranqueadas e de porcentagem cumulativa indicaram a existência de um distúrbio ambiental somente na Baía de Paranaguá em todos os meses de coleta, exceção a fevereiro, provavelmente devido ao recrutamento.

ABSTRACT

The present work used ichthyofauna's characteristics to assess the environmental health of two areas with different historical process of human occupation. Monthly samples with two seine nets were carried out in tidal flats of two bays of Paranaguá estuarine complex. The univariate diversity index of Shannon-Wiener did not evidence any structural differences in the fish assemblages. The ordination results, tested by the Anosym, indicated minor differences between the sampling areas in august and february, months with disturbance on the structure of the ichthyofauna of the two bays and absence of the same, respectively. The W statistics, which represents a simplification of the relationship biomass/abundance, indicated the inversion of this relation in sampling station and month of collection, however in some months they had differed from the results of the abundance curves. Average ranked species abundance and K-dominance curves only indicated the existence of environmental disturbance in every month of collection on the Paranaguá's Bay, with the exception of february, probably due to the recruitment period.

INTRODUÇÃO

As zonas costeiras mundiais estão sob estresse ambiental como resultado das atividades humanas que incluem pesca, turismo, agricultura, aqüicultura e atividade industrial⁽¹⁾. Muitos estuários no mundo já estão comprometidos por estas atividades, como os pequenos estuários da costa de Natal, África do Sul⁽²⁾, o de Tagus em Portugal⁽³⁾, o de Forth na Escócia⁽⁴⁾ e o de Humber no Reino Unido⁽⁵⁾, mas neste sentido, pouco se conhece sobre os estuários da costa brasileira.

Os indicadores ambientais são definidos como medidas físicas, químicas, biológicas ou sócio-econômicas que melhor representam os elementos chaves de um complexo ecossistema⁽⁶⁾. Eles podem ser qualitativos ou quantitativos, embora os quantitativos sejam mais utilizados para conduzir ações de gerenciamento⁽⁷⁾. Usando indicadores é possível avaliar a condição fundamental do ambiente sem a necessidade da complexa descrição da estrutura do sistema.

Muitos grupos de organismos têm sido sugeridos e usados como indicadores de alterações ambientais e ecológicas⁽⁸⁾. Embora nenhum grupo seja preferido para designar este tipo de resposta, recentemente peixes, pássaros e plantas têm recebido a maior parte das atenções⁽⁹⁻¹²⁾. As ações antropicas nos habitats estuarinos e, conseqüentemente nas assembléias de peixes associadas a eles, podem ter influência direta na distribuição, recursos alimentares, diversidade, reprodução, abundância, crescimento, sobrevivência e comportamento tanto das espécies

de peixes residentes quanto das migratórias. A relação direta e indireta entre as comunidades ictiofaunísticas e os impactos humanos nos estuários reforçam a escolha deste grupo taxonômico como um indicador biológico que pode auxiliar na formulação de objetivos de qualidade ambiental e ecológica⁽⁷⁾.

Neste trabalho, atributos das assembléias de peixes de áreas intertidais foram utilizados para avaliar a qualidade ambiental de duas áreas com diferentes níveis de ocupação humana.

METODOLOGIA

O complexo estuarino de Paranaguá possui diversas vilas de pescadores e algumas cidades, sendo a maior destas a cidade de Paranaguá. Nesta área, coexistem diversas atividades: urbana, portuária, industriais (fertilizantes, estocagem de produtos químicos, granéis), dragagens e atividades pesqueiras, entre outras⁽¹³⁾. Na Baía de Paranaguá os impactos são devidos principalmente à poluição orgânica e química originadas por efluentes domésticos e industriais da cidade de Paranaguá e seu porto⁽¹⁴⁾.

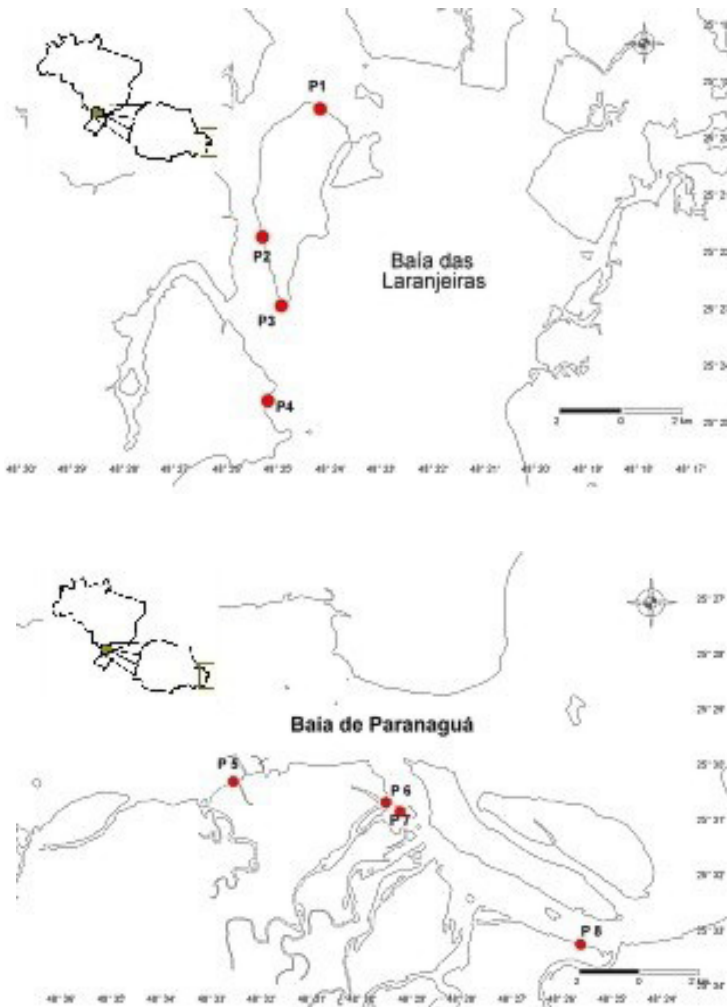
No que se refere aos pontos amostrados nesta baía, os três primeiros (P5, P6 e P7) estariam em áreas sob o efeito mais direto da cidade e do porto de Paranaguá. O ponto 5 fica próximo aos terminais portuários da FOSPAR, Petrobrás e Catalina e da desembocadura do Rio Nhanha que passa pela Vila Guarani, um bairro com ocupação urbana desordenada e inúmeras moradias sem tratamento de esgoto. Os pontos 6 e 7 ficam próximos do porto e na entrada do Rio Itiberê que corta a cidade de Paranaguá e recebe esgoto doméstico e industrial. Por outro lado, apesar da distância de Paranaguá, o ponto 8 pode receber efeitos indiretos, principalmente através de correntes de maré.

Embora a Baía das Laranjeiras sofra a influência da cidade de Guaraqueçaba, o sistema apresenta um reduzido grau de perturbação antrópica quando comparado às baías de Paranaguá e Antonina⁽¹⁵⁾. A Baía das Laranjeiras encontram-se circundada por várias categorias de Unidades de Conservação protegidas por leis estaduais, federais e internacionais⁽¹⁵⁾. Esta baía apresenta ocupações urbanas ao longo da sua área, na sua maioria pequenas vilas de pescadores, que tem como atividade principal a pesca artesanal com pequenos barcos e canoas. O ponto 1 está localizado em frente à vila da ponta do Lanço, o ponto 2 nas proximidades da vila de Mariana e Almeida e o ponto 4 em frente à vila do Pasto, vilas que apresentam baixa densidade demográfica⁽¹⁴⁾.

COLETA DE PEIXES

Nos meses de agosto, outubro e dezembro de 2003 e em fevereiro, abril e junho de 2004 foram realizadas coletas em oito planícies de maré do Complexo Estuarino de Paranaguá, sendo quatro na Baía de Laranjeiras (Fig. 1) e quatro na Baía de Paranaguá (Fig. 2). Em cada planície amostrada, foram realizados três arrastos consecutivos de 15 m cada, os dois primeiros com uma rede tipo picaré de 9 m x 2,5 m, laterais com malha de 13 mm e saco com malha de 5 mm, e o terceiro com rede semelhante porém de dimensões 15 m x 1,60 m, laterais com malha de 13 mm e saco com malha de 5 mm.

FIGURA 1 E 2 - MAPAS DA BAÍA DAS LARANJEIRAS E BAIA DE PARANAGUÁ COM OS PONTOS DE COLETA.



ANÁLISE

As comparações entre as médias do índice de diversidade de Shannon-Wiener entre os pontos de coleta de cada mês foram efetuadas por meio da análise de variância unifatorial nos níveis de significância de $p < 0,05$ e $p < 0,01$. O teste de Mínima Diferença Significativa (LSD) foi utilizado a posteriori nas comparações múltiplas entre as médias⁽¹⁶⁾.

A fim de avaliar a variabilidade entre as amostras das duas baías utilizou-se o método MDS não métrico, a análise de similaridade (ANOSIM) e o índice de dispersão multivariada (IMD), para tal os dados foram transformados pela raiz quadrada e as matrizes de similaridade calculadas a partir do índice de similaridade de Bray-Curtis⁽¹⁷⁾.

Aplicou-se também a estatística W , que consiste em uma sumarização numérica da curva ABC, cujos valores variam entre -1 (curva de abundância sobre a de biomassa) e $+1$ (curva de biomassa sobre a de abundância) e as curvas de abundância de espécies ranqueadas e K-dominância, as quais permitem extrair informações sobre os padrões das abundâncias relativas das espécies, sem reduzir essa informação a uma estatística sumária, como os índices ecológicos (17). Diferentemente dos métodos multivariados, estas distribuições podem extrair características universais da estrutura da comunidade, que não são função de um taxa específico presente, podendo, assim, serem relacionados a diferentes níveis de estresse biológico⁽¹⁷⁾.

RESULTADOS

Um total de 11992 indivíduos de 45 taxa e 22 famílias de peixes foi capturado nas duas baías (Tab. 1). Dominaram em número nas duas áreas as famílias Atherinopsidae, Engraulidae e Mugilidae. Na baía das Laranjeiras predominaram as espécies *Atherinella brasiliensis*, *Anchoa tricolor*, *Eucinostomus argenteus* e *Mugil* sp. A espécie *Atherinella brasiliensis* também foi à espécie mais abundante na Baía de Paranaguá, seguida por *Anchoa parva*, *Sphoeroides greeleyi* e *Mugil* sp. (Tab. 1).

As espécies *Cathorops spixii*, *Caranx bartolomaei*, *Trachinotus carolinus*, *T. falcatus*, *Anchoa lyoleps*, *Ctenogobius stigmaticus*, *Microgobius meeki*, *Chitarichthys spilopterus*, *Diplectrum radiale* e *Prionotus punctatus* e os taxa *Strongylura* sp., *Trachinotus* sp. e *Syngnatus* sp. foram exclusivos da Baía das Laranjeiras. A Baía de Paranaguá apresentou as seguintes espécies exclusivas: *Harengula clupeola*, *Opistonema oglium*, *Hemirhamphus brasiliensis*, *Mugil platanus* e *Poecilia vivipara* e *Sphoeroides* sp.. Todos os taxa exclusivos sempre apareceram em baixa frequência, independente da área de ocorrência, com exceção de *Poecilia vivipara* que representou 4,17% do

total amostrado na Baía de Paranaguá (Tab.1)

TABELA I. LISTA DE FAMÍLIAS E ESPÉCIES CAPTURADAS POR PONTO DE COLETA NAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ.

Família	Espécies	1	2	3	4	5	6	7	8	%
Achiridae	<i>Achirus lineatus</i>	1	0	0	2	0	1	0	0	0,03
Ariidae	<i>Cathrops spixii</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0,01
Atherinopsidae	<i>Atherinella brasiliensis</i>	367	191	516	379	461	1081	953	1241	43,27
Belonidae	<i>Strongylura marina</i>	0	0	13	4	11	0	5	11	0,37
	<i>Strongylura sp.</i>	0	1	0	2	0	0	0	0	0,03
	<i>Strongylura timucu</i>	0	1	0	0	0	1	0	6	0,07
Carangidae	<i>Caranx bartolomaei</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0,01
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0	3	0	0	0	0	0	2	0,04
	<i>Oligoplites palometa</i>	0	3	2	0	5	0	2	0	0,10
	<i>Oligoplites saliens</i>	0	2	1	2	0	1	1	1	0,07
	<i>Oligoplites saurus</i>	7	4	3	11	8	0	3	4	0,33
	<i>Trachinotus carolinus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0,01
	<i>Trachinotus falcatus</i>	0	0	0	8	0	0	0	0	0,07
	<i>Trachinotus sp.</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0,01
	<i>Centropomus paraLlelus</i>	1	0	0	0	0	0	0	21	0,18
Clupeidae	<i>Harengula clupeola</i>	0	0	0	0	0	4	0	0	0,03
	<i>Opistonema oglinum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0,01
	<i>Sardinella brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	1	14	0,13
Diodontidae	<i>Cylichthys spinosus</i>	3	9	2	0	6	2	0	2	0,20
Engraulidae	<i>Anchoa lyolepis</i>	0	0	1	6	0	0	0	0	0,06
	<i>Anchoa parva</i>	0	133	102	195	3	313	59	3	6,74
	<i>Anchoa sp.</i>	145	124	4	268	1	0	1	2	4,54
	<i>Anchoa tricolor</i>	20	266	144	519	15	206	67	12	10,42
	<i>Cetengraulis edentulus</i>	0	0	0	42	0	71	0	0	0,94
	<i>Lycengraulis grossidens</i>	0	0	20	0	0	0	8	4	0,27
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	0	1	17	1	0	0	1	3	0,19
Gerreidae	<i>Diapterus rhombeus</i>	0	0	0	52	1	9	0	0	0,52
	<i>Eucinostomus argenteus</i>	59	179	111	321	27	81	46	81	7,55
	<i>Eucinostomus gula</i>	2	0	0	13	0	13	0	5	0,28
	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	19	0	7	0	3	52	7	0	0,73
	<i>Eucinostomus sp.</i>	2	2	1	0	5	0	7	4	0,18
Gobiidae	<i>Bathigobius soporator</i>	7	6	2	1	0	0	5	0	0,18
	<i>Ctenogobius stigmatus</i>	0	7	0	1	0	0	0	0	0,07
	<i>Ctenogobius boleosoma</i>	0	1	2	0	0	2	0	3	0,07
	<i>Microgobius meeki</i>	0	4	0	1	0	0	0	0	0,04
Hemiramphidae	<i>Hemirhamphus brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0,01
	<i>Hiporhamphus unifaciatus</i>	2	2	0	0	1	0	1	0	0,05
Mugilidae	<i>Mugil curema</i>	0	0	8	2	0	86	0	6	0,85
	<i>Mugil gaimardianus</i>	0	0	3	1	1	8	0	0	0,11
	<i>Mugil platanus</i>	0	0	0	0	0	13	0	0	0,11
	<i>Mugil sp.</i>	16	44	582	485	14	360	6	40	12,90
Paralichthyidae	<i>Citharichthys spilopterus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0,01
	<i>Citharichthys arenaceus</i>	2	11	1	7	0	4	1	0	0,22
	<i>Etropus crossotus</i>	1	0	0	1	0	0	0	1	0,03
Poeciliidae	<i>Poecilia vivipara</i>	0	0	0	0	0	276	23	0	2,49
Serranidae	<i>Diplectrum radiale</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0,01
Syngnathidae	<i>Syngnathus folletti</i>	0	1	0	0	0	0	1	1	0,03
	<i>Syngnathus sp.</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0,01

Tetraodontidae	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	7	35	26	17	19	132	75	140	3,76
	<i>Sphoeroides sp.</i>	0	0	0	0	0	0	1	3	0,03
	<i>Sphoeroides testudineus</i>	1	32	7	5	53	74	4	25	1,68
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0,01

Diferenças significativas entre os valores médios por ponto de coleta do índice de diversidade de Shannon-Wiener foram observadas em agosto, fevereiro e junho (Fig. 3). Em agosto a diversidade é maior no ponto 3 em relação aos pontos 2, 7 e 8; no ponto 6 em comparação aos 2, 7 e 8 e no ponto 4 quando comparado ao 7 (Fig. 3). No mês de fevereiro a diversidade foi estatisticamente menor no ponto 1 em relação às demais áreas de coleta, com maior média na estação 8, quando comparada com as médias das estações 4, 5, 6 e 7 e desta última, frente às estações 4 e 5 (Fig. 3). Já em abril, as maiores diversidades médias ocorreram nos pontos 2 e 3 em relação aos demais, com exceção do 4, que apresentou diversidade média maior que as observadas nos pontos 5 e 7. Também foi maior a diversidade do ponto 6 em relação ao 7 (Fig. 3).

Os MDS não métricos mostram maiores agrupamentos entre as amostras de Paranaguá em todos os meses de coleta, sendo menores em agosto e fevereiro (Fig. 3). As réplicas da Baía de Laranjeiras estão amplamente distribuídas, resultado de uma maior variabilidade entre as amostras dessa área (Fig. 4). A análise de similaridade (ANOSIM) indicou que as diferenças entre as amostras das duas baías só não foram significativas em agosto e fevereiro (Tab. II).

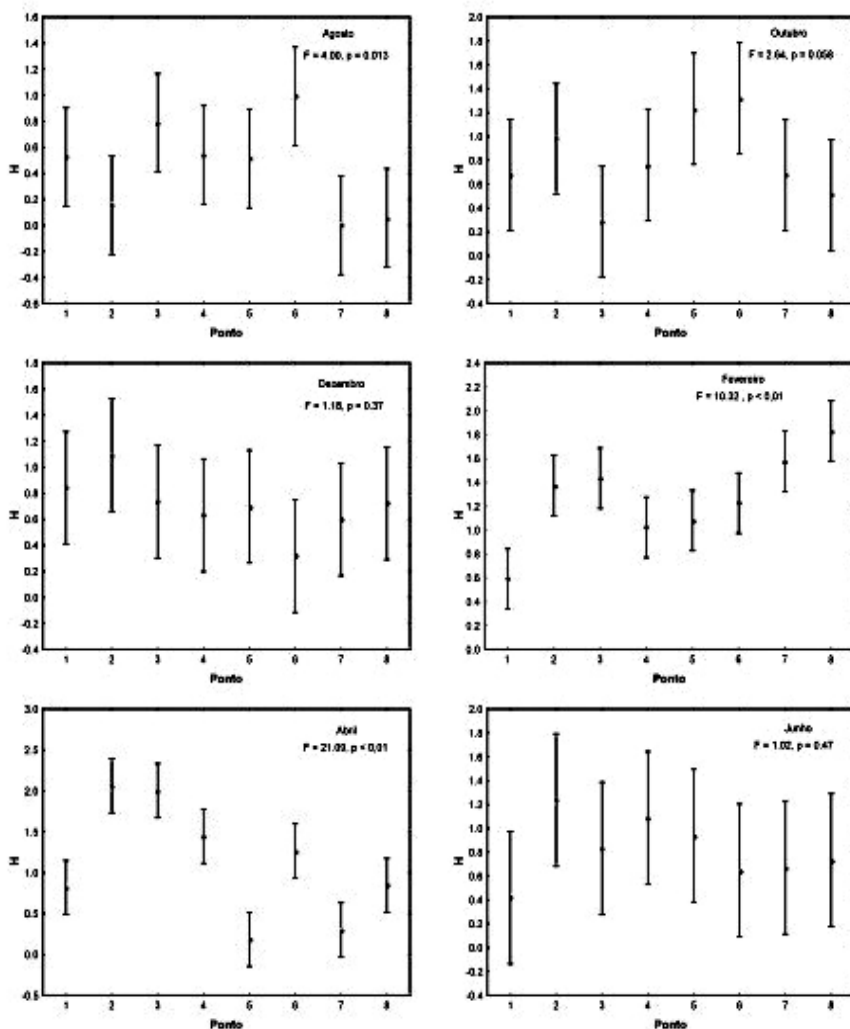
TABELA II. RESULTADO DA ANÁLISE DE SIMILARIDADE (ANOSIM) E DO ÍNDICE DE DISPERSÃO MULTIVARIADA (IMD) NA COMPARAÇÃO MENSAL DOS PONTOS DE COLETA.

Mês	R	p	IMD
Agosto	0,046	16,3 %	+ 0,34
Outubro	0,278	0,1 %	+ 0,30
Dezembro	0,262	0,1 %	+ 0,55
Fevereiro	0,09	5,6 %	- 0,11
Abril	0,430	0,2 %	+ 0,56
Junho	0,114	3,5 %	+ 0,51

Como a configuração bidimensional no MDS pode não ser a representação exata das similaridades entre as amostras, utilizou-se o índice de dispersão

multivariada (IMD). O menor valor de IMD ocorreu em fevereiro (- 0,11), mês com maior similaridade entre as amostras das regiões estudadas (Tab. II). Os valores positivos de IMD nos demais meses mostram que as similaridades entre as amostras das Laranjeiras são menores que as entre as de Paranaguá (Fig. 4). Os pontos de coleta na Baía das Laranjeiras estão mais distantes entre si, portanto o aumento no grau de dispersão pode estar refletindo a variabilidade espacial natural. Um provável aumento na dispersão resultante de impactos antropogênicos, não é evidente na região de Paranaguá.

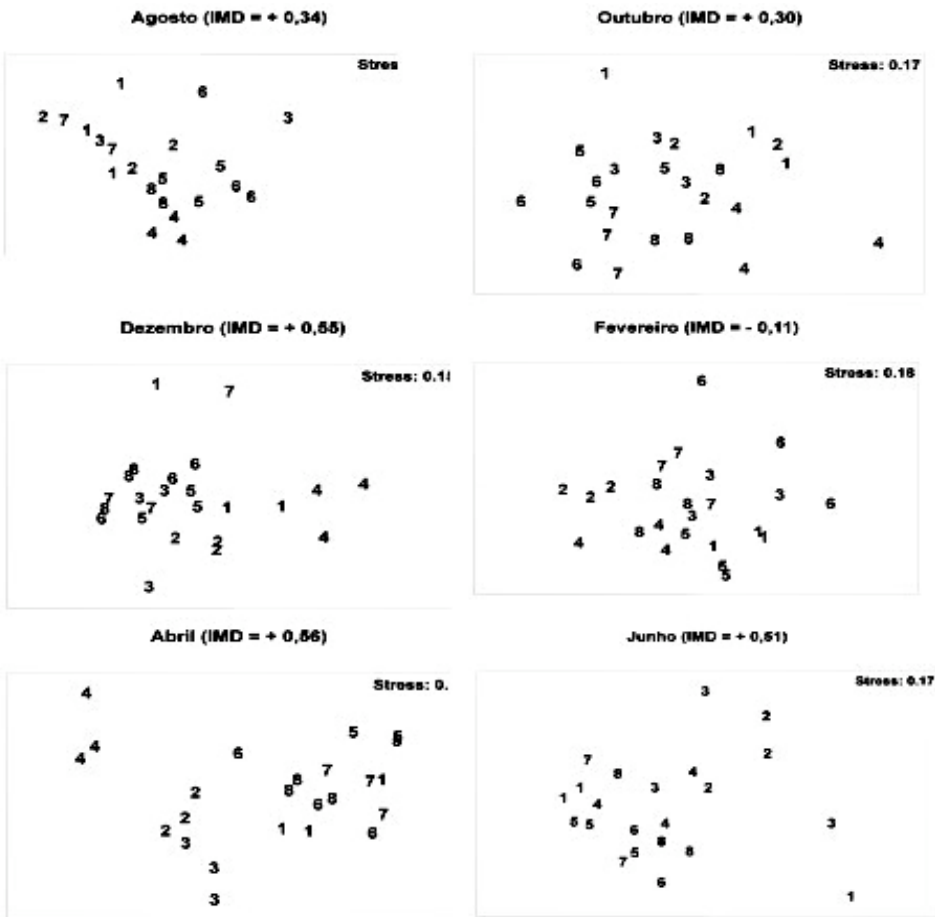
FIGURA 3. ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON-WIENER (MÉDIA E 95 % DO



INTERVALO DE CONFIANÇA) PARA CADA PONTO E MÊS DE COLETA.

A comparação entre a biomassa e a abundância através da estatística W, permitiu identificar a variação nos níveis de distúrbios na ictiofauna de cada planície (Fig.5). Nenhuma planície apresentou configuração de área impactada em todos os meses, sendo mais frequentes os distúrbios nos pontos 4 e 8 (Fig. 5). Em fevereiro, apenas na planície 6 observou-se alteração na relação biomassa/abundância, e em nenhum mês os distúrbios estiveram presentes em todos os pontos de coleta. Nos meses de agosto e abril um maior número de pontos de coleta apresentou a abundância superando a biomassa (Fig. 5).

FIGURA 4. CONFIGURAÇÃO BIDIMENSIONAL DA ORDENAÇÃO MDS E O ÍNDICE DE DISPERSÃO MULTIVARIDA (IMD) DAS AMOSTRAS POR PONTO E MÊS DE



COLETA (1 A 4 = BAÍA DAS LARANJEIRAS; 5 A 8 = BAÍA DE PARANAGUÁ)

As curvas de abundância de espécies ranqueadas e de k-dominância, por baía e mês de coleta, indicam em ambas as baías distúrbios na estrutura da ictiofauna (Fig.6). Na Baía de Paranaguá os métodos gráficos mostram curvas com configurações de área impactada em todos os meses, exceto fevereiro (Fig.6). Na Baía das Laranjeiras, as curvas de abundância das espécies ranqueadas e k-dominância apresentaram configuração de área impactada somente em agosto (Fig. 6).

FIGURA 5. VALORES DA ESTATÍSTICA W CORRESPONDENTE ÀS CURVAS ABC DE CADA PONTO E MÊS DE COLETA.

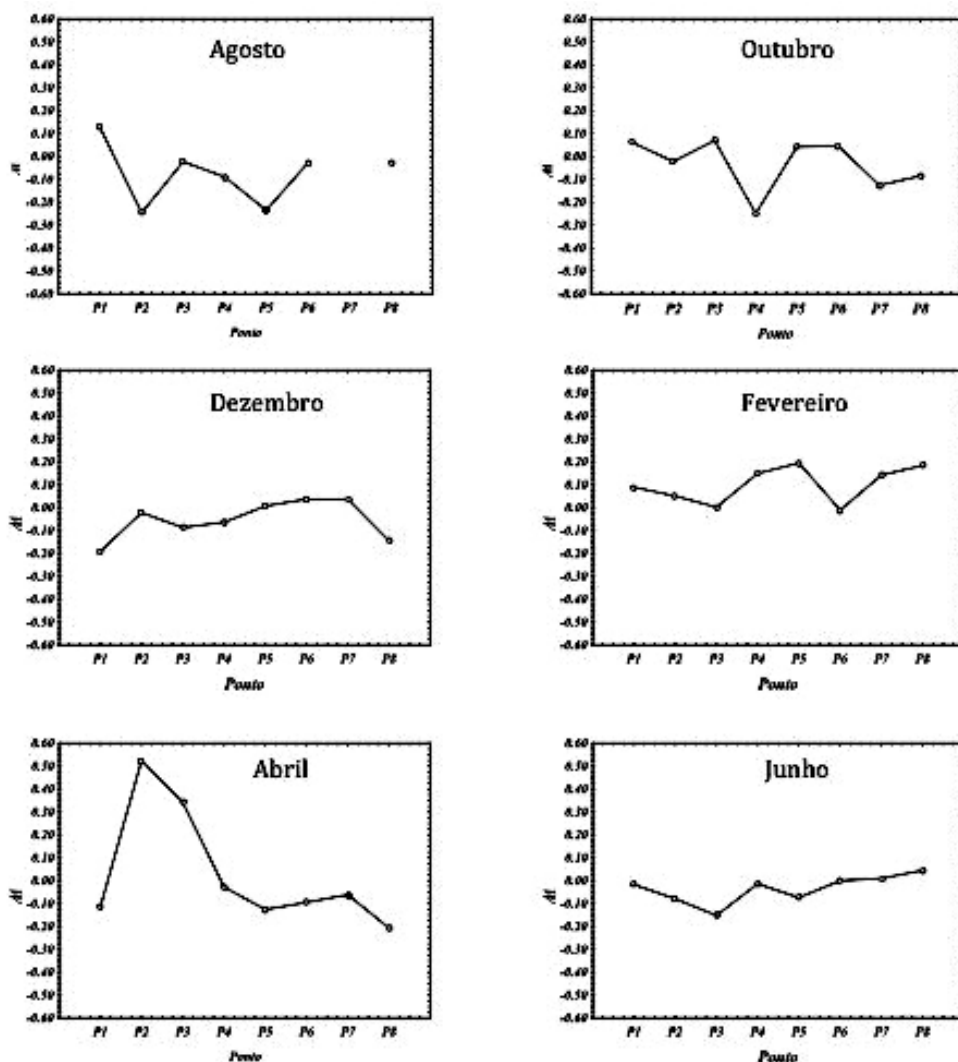


FIGURA 6. CURVAS MENSAIS DA ABUNDÂNCIA MÉDIA DAS ESPÉCIES RANQUEADAS (A) E DE K-DOMINÂNCIA (B) PARA AS OITO PLANÍCIES DE MARÉ DAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ. (CONTINUA)

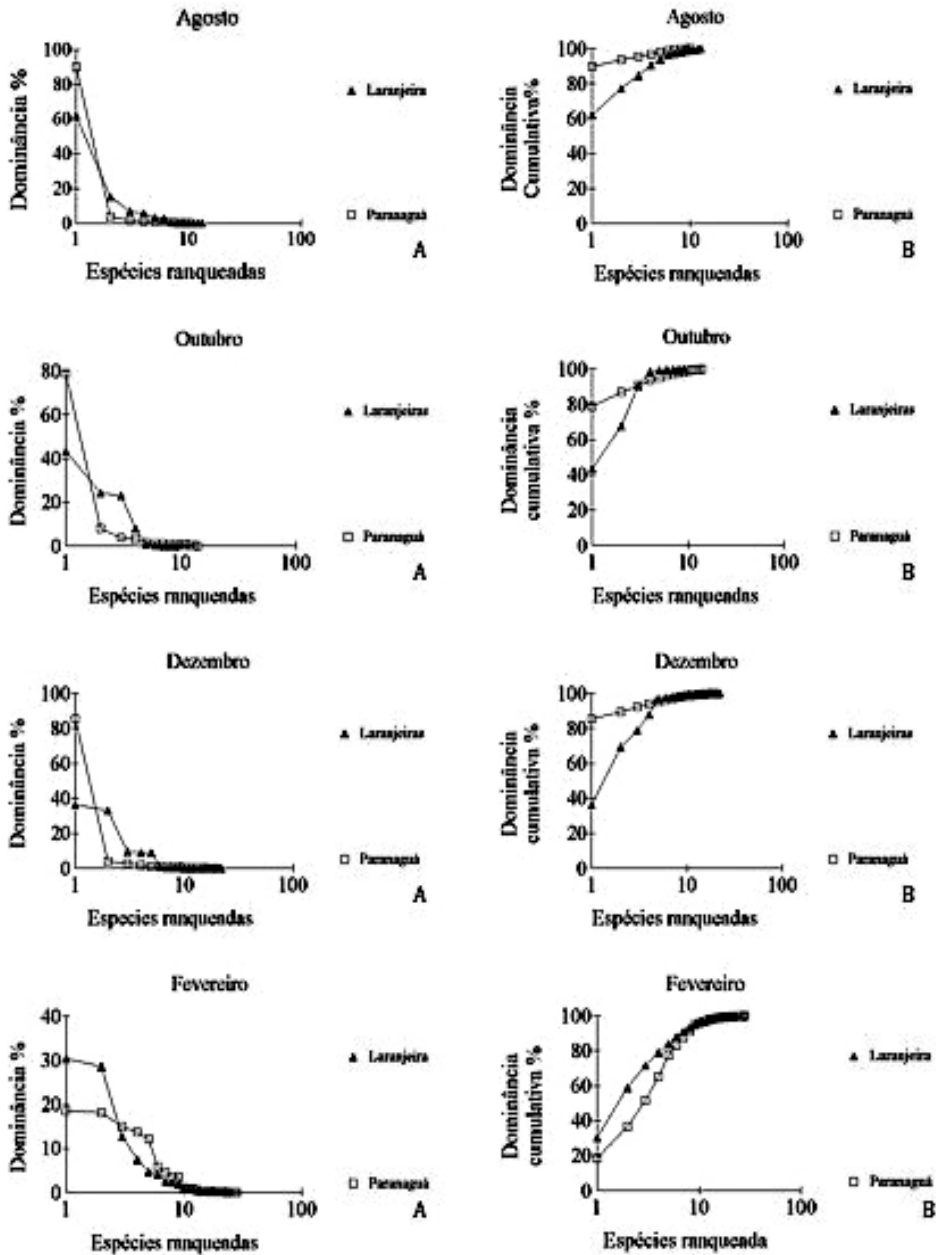
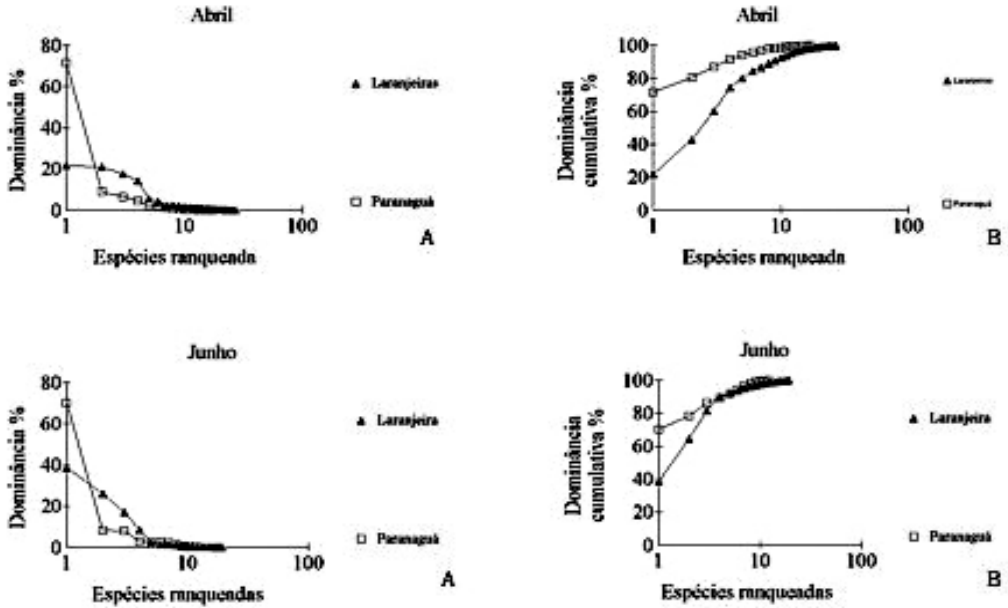


FIGURA 6. CURVAS MENSAIS DA ABUNDÂNCIA MÉDIA DAS ESPÉCIES RANQUEADAS (A) E DE K-DOMINÂNCIA (B) PARA AS OITO PLANÍCIES DE MARÉ DAS BAÍAS DAS LARANJEIRAS E PARANAGUÁ.



DISCUSSÃO

As áreas no litoral paranaense em que ocorrem as regiões de marismas são justamente aquelas de maior interesse para as comunidades humanas, uma vez que são as mais aproveitadas para a instalação de complexo industrial-portuário e para a expansão turístico-imobiliária. Este crescente desenvolvimento das atividades urbano-industriais é uma séria ameaça a esse ecossistema, podendo causar degradação no ambiente, principalmente nas regiões de margem continental, que são as primeiras a serem alteradas pela pressão antropogênica (18). Esta ocupação preferencial ocorre na Baía de Paranaguá, onde se encontra a cidade de Paranaguá e as instalações do terminal portuário, com o seu intenso tráfego hidroviário de grande porte. Diferentemente do que se observa na Baía de Paranaguá, na Baía das Laranjeiras existem apenas pequenos vilarejos de pescadores, ausência de atividade

industrial e tráfico limitado a pequenas embarcações de pesca. Conseqüentemente, os principais impactos sobre as marismas e manguezais da região paranaense estão associados com a urbanização e industrialização do grande pólo de desenvolvimento do litoral, que é a região de Paranaguá. Embora a maioria destes ecossistemas marinhos costeiros já demonstre sinais de degradações ambientais, as suas ictiofaunas têm sido pobremente documentadas⁽¹⁹⁾. A escassez de estudos, não somente da comunidade de peixes, mas de todos os organismos presentes nessas áreas é preocupante, pois esses ambientes estão sendo modificados, sem que se conheçam os padrões naturais da biota.

Para se medir a variação e alguns atributos da estruturação da comunidade utilizam-se, normalmente, vários índices ecológicos que incluem o número total de indivíduos e de espécies. O aumento nos níveis de estresse ambiental está geralmente relacionado com a diminuição na diversidade, riqueza específica e equitabilidade, devido ao aumento na dominância de poucas espécies na região afetada. Esta interpretação, entretanto, pode ser uma simplificação da situação, tornando estes índices menos informativos que alguns medidores quantitativos⁽¹⁷⁾.

As teorias mais recentes que tratam da influência do distúrbio ou do estresse na diversidade de espécies sugerem que nas situações onde esses distúrbios são mínimos a diversidade de espécies é reduzida, resultado da exclusão competitiva entre as mesmas; com um ligeiro aumento no nível ou freqüência do distúrbio a competição é relaxada, resultando em um aumento da diversidade e em níveis altos ou mais freqüentes de distúrbios, as espécies começam novamente a serem eliminadas pelo estresse e mais uma vez a diversidade diminui⁽¹⁷⁾. Por isso em um primeiro momento as análises podem demonstrar que não há comprometimento ambiental do local, mas a longo prazo os problemas podem ser detectados.

O índice ecológico utilizado neste trabalho (diversidade de Shannon-Wiener), demonstrou pouca variação significativa entre os meses e áreas de coletas, e seguiu um padrão observado em diversos trabalhos realizados na área. Não possibilitou a visualização de processos sazonais e muito menos das mudanças relacionadas ao estresse ambiental, em especial pela poluição. Estes resultados erroneamente parecem indicar que não há problema decorrente da antropização nas regiões estudadas. Por outro lado, a utilização neste trabalho da análise quantitativa proposta por CLARKE e WARWICK (1994), revelou em ambas as baías uma desestruturação na comunidade de peixes, podendo-se supor como causa principal, a alteração no padrão ambiental natural. A quebra na estrutura natural não era prevista nas planícies da Baía das Laranjeiras, onde não se observa o mesmo nível de degradação ambiental em comparação a Paranaguá⁽²⁰⁾.

Sistemas com severas condições ambientais tendem a serem dominados por espécies tolerantes, generalistas quanto ao habitat e à alimentação⁽²¹⁾. Pode-

se perceber que, principalmente na Baía de Paranaguá, as curvas abundância de espécies ranqueadas e K-dominância demonstram a existência de poucas espécies dominantes, indicando provável estresse ambiental, pois a ausência de espécies sensíveis à poluição é um critério importante, uma vez que são as primeiras a desaparecer com o aumento da antropização⁽²²⁾.

A relação biomassa/abundância (estatística W) foi positiva em todos os pontos de ambas as baías somente em fevereiro, indicando que neste mês parece não haver impactos decorrentes da poluição, diferentemente do observado para os demais meses amostrados. Esta normalidade não deve ser atribuída à mudança temporal no efeito da degradação ambiental, na maioria das vezes um efeito crônico, com eventuais picos característicos de efeitos agudos. Esta provável mudança na relação não estaria indicando uma atenuação do estresse ambiental, mas sim a entrada de um grande número de recrutas, com a conseqüente reversão da relação número/peso.

A estrutura da comunidade de peixes da Baía de Paranaguá, através destas análises gráficas, parece refletir o maior estresse ambiental desta região em relação ao observado na outra baía. Na Baía das Laranjeiras, as curvas apresentaram resultados um pouco distintos comparados à estatística W ; enquanto as curvas de abundância e dominância acumulativa mostraram dominância na comunidade de peixes apenas no mês de agosto, a estatística W , com exceção de fevereiro, indica a desestruturação da ictiofauna em vários pontos de coleta de outros meses. Essa diferença nos resultados pode ser devido ao tipo de relação que cada método utiliza. As curvas de abundância e dominância cumulativa levam em consideração apenas a quantidade percentual de cada espécie na amostragem, enquanto que a estatística W , utiliza uma relação entre a biomassa e a abundância de todas as espécies capturadas.

Os métodos analíticos aplicados parecem indicar algum efeito das alterações antrópicas sobre a da ictiofauna local. Como este estudo está inserido em um projeto interdisciplinar que procurou relacionar a qualidade ambiental e biodiversidade, uma melhor avaliação das tendências constatadas poderá ser obtida quando estiverem disponíveis os resultados dos estudos de fitoplâncton, zooplâncton, bentos, hidroquímica (incluindo contaminantes) e biomarcadores, amostrados simultaneamente aos peixes. Este conjunto de parâmetros permitirá melhor avaliação da saúde ambiental e das respostas de diferentes compartimentos da biota local às alterações antrópicas.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq e ao Dr Jorge Pablo Castello e Dr Paulo da Cunha Lana, coordenadores do projeto RECOS, Instituto do Milênio/CNPq, em cujo projeto este trabalho foi realizado.

REFERÊNCIAS

1. Raz-Guzman A, Huidobro L. Fish communities in two environmental different estuarine systems of Mexico. *Journal of Fish Biology*, Oxford. 2002; 60: 1-14.
2. Cooper JAG, Ramm AEL, Harrison TD. The estuarine health index: A new approach to scientific information transfer. *Ocean & Coastal Management*, Delaware. 1994; 23: 103-141.
3. Costa MJ, Cabral HN. Changes in the tagus nursery function for commercial fishspecies: some perspectivesfor management. *Aquatic Ecology*, Netherlands. 1999; 33: 287-292.
4. Costa MJ, Elliott M. Fish usage and feeding in two industrial estuaries- The Thagus, Portugal, and the Forth, Scotland. *Estuaries and Coasts: Spatial and temporal intercomparisons*, Denmark. 1991; 289-296.
5. Marshall S, Elliott M. Environmental influences on the fish assemblage of the humber estuary, U. K. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. Netherlands. 1998, 46:175-184.
6. Ward T, Butler E, Hill B. *Environmental Indicators for National State of the Environment Reporting —Estuaries and the Sea*. Canberra: Department of the Environment 1998.
7. Whitfield AK, Elliott M. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology*, Oxford. 2002, 60(A):1– 22.
8. Karr JR, Fausch KD, Angermeier PL, Yant PR, Schlosser IJ. *Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale*. Illinois Natural History Survey Special Publication, Illinois. 1986, 5: 1– 8.
9. Schaeffer DW, Ettinger WH, Tucker WJ, Kerster HW. Evaluation of a community-based index using benthic-indicator organisms for classifying stream quality. *Journal of Water Pollution Control Federation*, Canada. 1985, 57: 167 – 171.
10. Morrison MG. Bird populations as indicators of environmental change. *Current Ornithology*, Canada . 1986, 3:429– 451.
11. Fausch KD, Lyons J, Karr JR, Angermeier PL. Fish communities as indicators of environmental degradation. In: Marshall Adams S. *Biological Indicators of Stress in Fish* (Marshall Adams, S.) American Fisheries Society, Bethesda,. 1990, 123 –144.
12. Dennison WC, Orth RJ, Moore KA, Stevenson JC, Carter V, Kollar S, Bergstrom PW, Batiuk RA. *Assessing water quality with submerged aquatic vegetation*. BioScience, New York. 1993, 43: 86–94.
13. Sá F. *Distribuição e fracionamento de contaminantes nos sedimentos superficiais e atividades de dragagem no complexo estuarino Baía de Paranaguá, PR*. [Dissertação de Mestrado]. Curitiba: Departamento de Geologia, Universidade Federal do Paraná; 2003.
- 14 Miranda RB. *Dinâmicas de apropriação e saberes comuns dos manguezais e de seus recursos bênticos de interesse econômico no Complexo Estuarino da Baía de*

- Paranaguá, Paraná. [Tese de Doutorado]. Curitiba: NIMAD, Universidade Federal do Paraná; 2004.
15. Brandini N. Variação espacial e sazonal da produção primária do fitoplâncton em relação às propriedades físicas e químicas na Baía das Laranjeiras e áreas adjacentes (complexo estuarino da Baía de Paranaguá – PR/BR). [Dissertação de Mestrado]. Curitiba: Departamento de Geologia, Universidade Federal do Paraná; 2000; 85p.
16. Sokal RR, Rohlf FJ. Biometry. 3ªed. W. H. New York: Freeman and Company; 1995.
17. Clarke KR, Warwick RW. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. United Kingdom: Plymouth Marine Laboratory 1994.
18. Araújo FG, Costa MR. Recrutamento de *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Pisces: Scianidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. Comunicação do Museu de Ciências e Tecnologia PUCRS - Série Zoologia. Rio Grande do Sul. 2001;14 (1): 61-72.
19. Aguiró T, Caramahci EP. Ichthyofauna composition of three coastal lagoons in the north of the State of Rio de Janeiro (Brazil). Arquivo de Biologia e Tecnologia 1995; 38 (4): 1181-1189.
20. Kolm HE, Machado EC. Avaliação dos impactos decorrentes da construção de um píer pela Fospar- Fertilizantes Fosfatados do Paraná S. A. Paraná; 2002.
21. Meng L, Orphanides CD, Powell JC. Use of a fish index to assess habitat quality in Narragansett Bay, Rhode Island. Bethesda: Transactions of the American Fisheries Society 2002; 131: 731-742.
22. Araújo FG. Uso da taxocenose de peixes como indicadores de degradação ambiental no Rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil. Brazilian Journal of Biology and Technology 1998; 41 (3): 370-378.