

COMUNIDADE DE PEIXES COMO INDICADOR DE QUALIDADE AMBIENTAL NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA INDÚSTRIA ALUMAR, ILHA DE SÃO LUÍS - MA.

Marcio Ribeiro de Jesus Sousa¹
Antonio Carlos Leal de Castro²
Marcelo Henrique Lopes Silva³

RESUMO

As grandes perturbações antrópicas que os ecossistemas vem sofrendo nos últimos anos, especialmente os ambientes estuarinos, impõe a necessidade de implementar metodologias para avaliação dos índices de degradação dessas áreas. Estudos em níveis de comunidade têm se mostrado eficientes em análises ambientais, já que refletem respostas em conjuntos de espécies, demonstrando possíveis alterações em cadeias alimentares, relações inter e intra-específicas que influenciam diretamente na fauna existente na área. O índice de Integridade Biótica (IIB) estabelece métodos mais compreensivos e significativos de avaliar a qualidade da água. Uma adaptação desse índice foi estabelecida para as áreas estuarinas da Ilha de São Luís (MA -Brasil), em um programa de amostragens bimestrais das comunidades de peixes no sistema estuarino compreendido pelo Rio dos Cachorros e o Estreito de Coqueiro, tendo como pontos de amostragem os igarapés Andiroba, Boa Razão, Pajé e Anajatiua. A análise do IIB demonstrou resultados que classificaram a água variando entre Muito Pobre e Pobre, sendo que os valores das médias encontrados para o IIB temporal variaram significativamente, embora não tenha demonstrado diferenças significativas entre as áreas de amostragem e nas interações entre os períodos hidrológicos e as áreas de coleta. Mesmo não diferindo significativamente entre os pontos de coleta, o pequeno gradiente de melhora do IIB inversamente relacionado a distância do foco de efluentes industriais, pode indicar os impactos negativos das atividades industriais, na qualidade da água.

Palavras-chave: Comunidade ictiofaunística, Índice de Integridade Biótica, poluição ambiental, bioindicador

ABSTRACT

Fishes community as indicator of environmental quality in the área of influence of ALUMAR industry, São Luís island - MA

Considering the huge disturbances to ecosystems (especially estuarine environments) caused by anthropogenic actions in recent years, methodologies are needed for the assessment of degradation in these areas. Studies on the community level have proven efficient in environmental analyses, reflecting the responses of a group of species and demonstrating possible changes in the food chain and inter-species and intra-species relationships that exert a direct influence over local fauna. The index of biotic integrity (IBI) establishes more comprehensive and significant methods for assessing water quality. An adaptation of this index was established for estuaries on São Luís Island in the state of Maranhão, Brazil. Bimonthly sampling was carried out of the fish community in the estuary system made up of the Cachorros River and Coqueiro Straits at the following locations: Andiroba, Boa Razão, Pajé and Anajatiua. The IBI analysis classified the water of the study area as poor to very poor. Mean IBI values varied significantly, although no significant differences were found between sampling sites or in the interactions between hydrological periods and collection sites. Despite the lack of statistically significant differences between sites, the slight gradient of improvement in the IBI was inversely related to the distance from the source of industrial effluents, indicating the negative impact of industrial activities on water quality.

Key-words: Ichthyofaunistic community, index of biotic integrity, environmental pollution, bioindicator.

¹ Graduado em Ciências Biológicas - Universidade Federal do Maranhão - UFMA

² Departamento de Oceanografia e Limnologia, Campus Universitário do Bacanga, - UFMA. Av. dos Portugueses s/n, CEP 65080 – 040, São Luís - MA; e-mail: alec@ufma.br

³ Graduando em Oceanografia - Universidade Federal do Maranhão - UFMA

INTRODUÇÃO

As modificações antrópicas impostas ao ambiente estuarino têm como consequência imediata a alteração do padrão de variação da diversidade faunística, fazendo com que a medida dessa diversidade e sua variação em função das flutuações ambientais naturais seja um dos aspectos importantes a ser estudado quando se pretende avaliar populações submetidas a impactos de natureza antrópica (Castro, 1997).

Os critérios para avaliação dos impactos ambientais utilizados nos países desenvolvidos têm empregado muitos esforços para monitorar a qualidade da água através de parâmetros de monitoramento físico-químico, porém esses critérios não levam em conta a influência da variação geográfica que naturalmente se verifica nos poluentes, nem considera o efeito sinérgico de numerosos contaminantes ou efeitos subletais em aspectos de biologia das espécies, como reprodução ou crescimento (Araújo, 1998). Devido a perturbações antrópicas frequentemente agirem de maneira complexa, seus efeitos em ecossistemas aquáticos raramente podem ser avaliados utilizando apenas variáveis físico-químicas como medidas indiretas de integridade biológica (Fausch *et al.*, 1990).

A estrutura de ecossistemas aquáticos pode ser definida como camadas sucessivas de organização biológica com cada compartimento controlando a composição do nível subsequente. Para investigar a saúde dos ecossistemas aquáticos, a avaliação dos riscos pode empregar várias técnicas direcionadas a um desses níveis de organização biológica, entretanto a comunidade é o nível de investigação mais popular para a avaliação ambiental, e tem sido sugerida como o mais importante nível para estudos de impactos (Warwick, 1993).

O estudo em nível de comunidades reflete respostas de um conjunto de espécies, demonstrando possíveis alterações na cadeia alimentar, nas relações inter e intra-específicas que influenciam diretamente em toda fauna existente na área, enquanto em níveis de organização menores as investigações tendem a refletir o efeito em uma única espécie. As comunidades de peixes em ecossistemas aquáticos apresentam numerosas vantagens para a avaliação de impacto ambiental em relação a outras biotas como dos invertebrados, se comparado o tamanho das comunidades e sua posição na cadeia alimentar. Devido a sua alta mobilidade, várias espécies podem cobrir uma larga área durante seu ciclo de vida, sendo influenciadas pela saúde do sistema como um todo, e não de apenas um impacto de poluição localizado (Attrill & Depledge, 1997).

Karr & Dudley (1981) em seus estudos definiram Integridade Biótica como a capacidade de suportar e manter uma comunidade balanceada, integrada e adaptável de organismos tendo a composição de espécies, diversidade e organização funcional comparável àquela de habitat natural da região. Fausch *et al.* (1990), consideram que a integridade biótica de uma comunidade de peixes é um indicador sensível do stress direto e indireto do ecossistema aquático inteiro, tendo grande aplicação em monitoramento biológico para avaliar a degradação ambiental. Uma das abordagens mais comuns para a determinação de degradação ambiental envolve o uso de índices de diversidade de espécies, riqueza e uniformidade.

Seguindo a idéia de se estabelecer critérios para monitorar a qualidade da água, Karr (1981) estabeleceu o índice de Integridade Biótica (IIB) na busca de métodos mais compreensivos e significativos de avaliar a qualidade de água. Este índice tornou-se uma importante ferramenta para acessar a integridade biótica de comunidades devido a sua flexibilidade e aplicabilidade em qualquer região. Uma grande vantagem do uso do IIB é sua capacidade de integrar diversos atributos ecológicos, evitando a seleção de determinado critério isolado que possa resultar em diagnósticos menos confiáveis que o conjunto de medidas.

Neste quadro, o presente trabalho tem como objetivo utilizar as comunidades de peixes para diagnosticar a situação da qualidade da água e da fauna ictica na área de influência da Indústria ALUMAR, através da adaptação do índice de Integridade Biológica às condições ambientais da Ilha de São Luís, visando à obtenção de um instrumento de avaliação de qualidade ambiental.

METODOLOGIA

Caracterização da área

A região amostrada envolveu o sistema estuarino compreendido pelo Rio dos Cachorros e o Estreito de Coqueiro, situados entre as coordenadas: 2°38'12" S, 44°23'35" W, 2°43'14" S e 44°17'50" W (Figura 1).

As águas que compõem o complexo estuarino da região são oriundas da Baía de São Marcos e penetram no Estreito dos Coqueiros através de duas aberturas situadas nas extremidades da Ilha de Tauá-Mirim, tendo como principal via de contribuição fluvial para o sistema estuarino o Rio dos Cachorros, com aproximadamente 7,5 km de curso até a confluência com o Estreito dos Coqueiros (Castro, 1986).

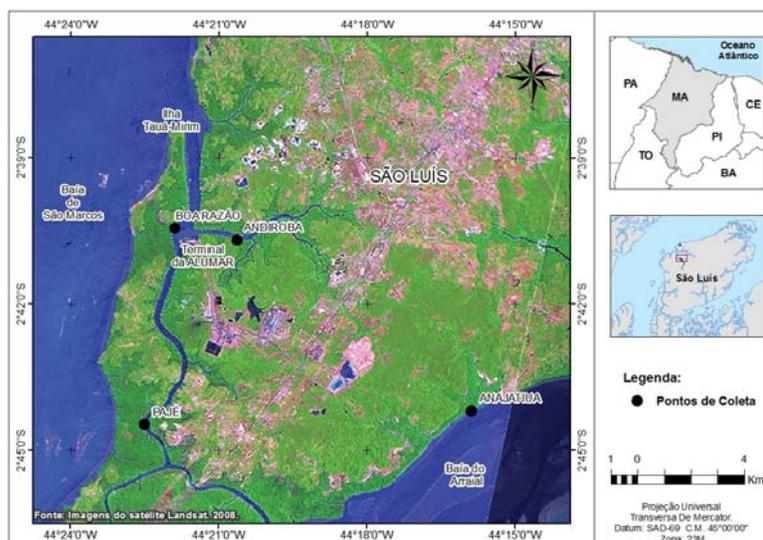


Figura 1. Mapa da Área de Estudo.

Coleta de dados

Foram efetuadas amostragens bimestrais no período de maio/2002 a março/2003 em quatro pontos da área de estudo, localizado na área de influência da indústria de alumínio ALUMAR, definidos em função das características gerais da área e das variáveis hidrográficas. Os pontos, em sequência de proximidade da Indústria ALUMAR, foram assim dispostos: Andiroba, Boa Razão, Pajé e Anajatuba.

As capturas foram realizadas utilizando redes de tapagem de canal de maré. Após a coleta, os peixes foram acondicionados em sacos plásticos etiquetados com informações sobre o local de amostragem, data de captura e hora. Em seguida foram colocados em caixas de isopor contendo gelo e transportados para o Laboratório de Hidrobiologia (LABOHIDRO/UFMA), onde foram determinadas as características biométricas e efetuada a identificação das espécies baseada em Cervigón *et al.* (1993) e Carpenter (2002). Paralelamente foram observados aspectos da anatomia externa para eventual detecção de anomalias, tumores, deformações ou outras doenças, e interna para avaliação morfológica das estruturas do trato digestivo, e reconhecimento do hábito alimentar, analisando-se a morfologia estomacal, o espaço que ele ocupa na cavidade abdominal, na morfologia dos dentes faríngeos e suas disposições, morfologia do intestino, assim como a forma dos rastros branquiais.

Índice de Integridade Biótica (IIB)

O índice de Integridade Biótica foi desenvolvido

por Karr (1981) para avaliar a degradação ambiental em rios dos Estados Unidos, como forma de integrar os fatores ambientais e ecológicos, tem sido aplicado em outras regiões e utilizado em outros ambientes aquáticos com outros táxons além de peixes. Segundo o IIB, o ambiente é classificado em seis classes de qualidade de água - Excelente, Bom, Razoável, Pobre, Muito Pobre e Sem Peixes (Tabela 1), com base em alguns critérios biológicos da assembléia de peixes relacionados à composição e riqueza de espécies, composição trófica e abundância e condições dos peixes (Tabela 2). A cada atributo é dada uma nota que varia entre 5 (situação boa), 3 (situação regular) e 1 (situação ruim), para acomodar as variações ecológicas e evolutivas do atributo.

O IIB consiste em doze categorias (atributos) que são comparadas a valores esperados em um estuário relativamente livre de degradação, de tamanho semelhante e de mesma região ecológica. Na área de estudo, foi impossível encontrar locais com comunidades de peixes inalteradas, então se tornou necessário adotar critérios próprios tanto na composição dos atributos quanto nas faixas de pontuação, porém com base na metodologia delineada por Karr & Angermeier (1986). Esses critérios tomaram como base os levantamentos ictiofaunísticos realizados por Martins-Juras *et al.* (1987) e Castro (1997) nas comunidades de peixes da Ilha de São Luís - MA.

Araújo (1998) adaptou o IIB para as condições ecológicas do Rio Paraíba do Sul, RJ, e sua adaptação foi tomada como base para este trabalho devido às condições ecológicas da área serem mais semelhantes em relação às áreas trabalhadas por Karr (1981).

Tabela 1. Pontuação de Integridade Biótica, classes e atributos.

Classes de Integridade (Pontuação)	Atributos
Excelente (57-60)	Comparável às melhores situações sem a influência do homem; todas as espécies regionais esperadas para o hábitat e tamanho do curso d'água presentes, incluindo as formas mais intolerantes, em todas as faixas de classes de idade e sexo; estrutura trófica balanceada.
Boa (48-52)	Riqueza de espécies um tanto abaixo da expectativa, especialmente devido à perda das formas mais intolerantes; algumas espécies com distribuição de abundância ou de tamanho inferior ao ótimo; estrutura trófica mostra alguns sinais de estresse.
Regular (39-44)	Sinais de deterioração adicionais com menos formas intolerantes, estrutura trófica mais alterada (por exemplo, aumento da frequência de onívoros); classes maiores de idade de predadores podem ser raras.
Pobre (28-35)	Dominada por onívoros, espécies tolerantes à poluição e generalistas em hábitat; poucos carnívoros; taxas de crescimento e fator de condição diminuída; espécies híbridas e/ou doentes sempre presentes.
Muito Pobre (< 24)	Poucos peixes presentes, principalmente introduzidos ou espécies muito tolerantes; híbridos frequentes; doenças comuns, parasitas, nadadeiras feridas e outras anomalias.
Sem peixe (0)	Repetidas pescarias sem capturar qualquer espécie de peixe.

Adaptação do índice de Integridade Biótica

Vários procedimentos precederam a computação do IIB. Primeiramente classificaram-se as espécies dentro das categorias utilizadas como atributos, ou seja, tolerantes, intolerantes, detritívoras, carnívoras de topo, onívoras e estuarino-opportunistas. Esses atributos foram pré-selecionados baseados em conhecimentos prévios da ecologia da ictiofauna de estuários da área de estudo, já que cada atributo reflete a qualidade de uma diferente porção da comunidade ictíca, que responde a diferentes aspectos do sistema aquático (Karr *et al.*, 1987). Em seguida foram estabelecidos para cada atributo os valores a serem relacionados com cada pontuação. Estes são os pontos-chave para a avaliação significativa do IIB, e requerem conhecimento acumulado sobre a ecologia da comunidade a ser avaliada. Os atributos e/ou as faixas para pontuação, especialmente na composição e riqueza de espécies, podem variar de acordo com a região, tamanho e gradiente da área amostrada (Fausch *et al.* 1984). Após o estabelecimento de todos os critérios, estes foram avaliados e adicionados para produzir a pontuação total do IIB.

Para a produção do IIB espacial foram determinados os valores em cada um dos quatro pontos de amostragem, por coleta realizada, totalizando seis índices para cada ponto. A partir desses valores foi estimada a média, representando o índice de cada área, enquanto para as diferenças

temporais, as amostras bimestrais foram agrupadas por período hidrológico, considerando período chuvoso (janeiro a junho) e período de estiagem (julho a dezembro).

Os atributos 3, 8 e 11 da Tabela 2 foram estabelecidos para a Ilha de São Luís - MA, modificados a partir do índice desenvolvido por Araújo (1998), devido à flexibilidade que o índice proporciona de acordo com as diferenças regionais da estrutura e função das comunidades de peixes, sempre se retendo às bases ecológicas fundamentadas por Karr (1981). As proporções para todos os atributos, com exceção do número 7, foram divididas em três faixas, similarmente ao "trisectioned lines" de Karr & Angermeier (1986). O atributo 7 - proporção de onívoros - foi estabelecido segundo Karr (1981) onde amostras (<20%) de indivíduos onívoros são boas, enquanto aquelas (>45%) de onívoros refletem áreas são intensamente degradadas.

Tratamento Estatístico

As médias das variações espaciais e temporais foram comparadas através da Análise de Variância Bifatorial (ANOVA), com nível de significância de 0,05 tomando como fator espacial as quatro áreas de amostragem e como fator temporal, os dois períodos hidrológicos. Os dados foram analisados com auxílio do pacote estatístico BIOESTAT (Ayres *et al.*, 2000).

Tabela 2. Pontuações utilizadas na determinação da Integridade Biótica para a comunidade de peixes do estuário do rio Paciência - MA.

Categoria/Pontuação	Pontuação		
	5	3	1
Composição e riqueza de espécies			
1. Número de espécies	> 80	40 - 80	< 40
2. Presença de espécies intolerantes	> 5	3 - 5	< 3
3. Número de Clupeiformes	> 6	3 - 6	< 3
4. Número de Siluriformes	> 10	5 - 10	< 5
5. Número de Perciformes	> 36	18 - 36	< 18
6. Proporção de espécies muito tolerantes	> 2%	2 - 4%	> 4%
Composição trófica			
7. Proporção de onívoros	< 20%	20 - 45%	> 45%
8. Proporção de detritívoros	< 3%	3 - 5%	> 5%
9. Proporção de carnívoros	> 8%	4 - 8%	< 4%
Abundância e condições dos peixes			
10. Número de indivíduos	> 95	48 - 95	< 48
11. Proporção de peixes estuarino - oportunistas	> 24%	12 - 24%	< 12%
12. Proporção de peixes com anomalias, doenças, etc.	< 1%	1 - 3%	> 3%

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Adaptação e Caracterização do Índice de Integridade Biológica

As medidas de diversidade geralmente ignoram a interação das espécies de uma comunidade, não contendo informações biológicas. Essas medidas simplesmente fornecem sumários numéricos da amostra e, se utilizadas com cautela, podem fornecer informações preliminares sobre as associações (Wootton, 1984 *apud* Castro, 1997). Na aplicação do IIB, várias medidas de composição de espécies são avaliadas (Araújo, 1998).

Na categoria Composição e Riqueza de Espécies foi estabelecido em 120 o número de espécies para a área de estudo em situação "inalterada", tendo em vista que Martins-Juras *et al* (1987) e Castro (1997) encontraram 132 e 106 espécies, respectivamente, e como grupos dominantes as ordens Clupeiformes, Siluriformes e Perciformes. Araújo (1998) também estabeleceu o mesmo número de espécies baseado nos dados de compilação de espécies de (Fowler, 1948, 1950, 1951 e 1954 & Britiski, 1974), já as ordens dominantes foram Characiformes, Siluriformes e Perciformes, diferindo apenas o primeiro grupo.

Baseado em dados pretéritos da ecologia estuarina da área de amostragem e em estudos efetuados por Martins-Juras *et al* (1987) e Castro (1997), as espécies foram classificadas de acordo com sua tolerância ou não a habitats degradados, à sua composição trófica, e a sua categoria bioecológica, sendo essa última adotada por Castro (1997). De acordo com este autor, as espécies estuarino-oportunistas são aquelas tipicamente marinhas que entram nos estuários onde completam apenas uma etapa do ciclo de vida, utilizando estes como área de alimentação ou de reprodução. Essa categoria foi escolhida para compor a tabela de atributos do IIB para a Ilha de São Luís, considerando a capacidade das espécies que compõe este segmento, de povoarem ambientes com fortes pulsos de variação em pelo menos uma das fases do seu ciclo de vida. Esse critério substituiu o de presença de híbridos, sugerido por Karr (1981) e o de presença de espécies reofilicas (piracema) que foi utilizado por Karr (1981) na caracterização do IIB feita por Araújo (1998).

Em determinados ambientes, as espécies podem ser classificadas como intolerantes ou tolerantes, dependendo da sua sensibilidade à poluição orgânica. Organismos tolerantes crescem e se desenvolvem dentro de uma larga variação

de condições ambientais e são frequentemente encontrados em águas de baixa qualidade. Eles são geralmente insensíveis ao estresse ambiental e podem se desenvolver em altas densidades nas áreas com poluição orgânica. O crescimento e desenvolvimento de espécies intolerantes são dependentes de uma estreita variação de condições ambientais. Elas são raramente encontradas em áreas com enriquecimento orgânico. Organismos intolerantes não podem se adaptar a situações adversas e se a qualidade ambiental é degradada, são substituídas por organismos menos sensíveis. Assim, a presença de espécies tolerantes e intolerantes é fundamental para indicação de qualidade ambiental.

Na categoria de composição trófica, o atributo proporção de invertívoros sugerido por Araújo (1998), que substituiu o atributo proporção de Ciprinídeos insetívoros, sugerido por Karr (1981), foi substituído pela proporção de detritívoros, tendo em vista que espécies com esse tipo de habitat alimentar são frequentes em áreas degradadas com alta taxa de poluição orgânica, já que se alimentam em geral da matéria orgânica encontrada em depósitos de fundo, tornando-se importante para a caracterização do IIB regional.

Variações espaciais e temporais

Através da ANOVA Bifatorial, os valores das médias encontrados para o IIB temporal variaram significativamente ($F=12,04$; $p=0,0034$), porém não houve variação entre as áreas de amostragem ($F=0,82$; $p=0,50$), nem interação significativa entre os períodos hidrológicos - locais de coleta ($F=0,71$; $p=0,56$). O trabalho de Araújo (1998) apresentou resultados semelhantes, com variação entre a os períodos hidrológicos ($F=6,1$; $p<0,01$), mas sem diferença entre as áreas de amostragem ($F=1,2$; $p>0,01$) e sem interações significativas entre os períodos hidrológicos - locais de coleta ($F=1,2$; $p>0,01$).

A análise da variação temporal do índice de Integridade Biótica demonstrou que as classes de integridade variaram com diferença significativa estatisticamente de Muito Pobre, no período chuvoso a Pobre no período de estiagem. Esses baixos índices encontrados no período chuvoso podem estar relacionados com o aumento do índice pluviométrico, que pode aumentar a carga de material alóctone para o estuário e, desta forma, diminuir a qualidade da água, refletindo negativamente na integridade biótica. Araújo (1998) determinou quatro estações do ano, de acordo com as variações de sua região.

O autor encontrou que a maior média foi registrada em outono e a menor na primavera.

Espacialmente, as classes de integridade foram classificadas como Muito Pobre em todas as áreas de amostragem, apresentando um ligeiro aumento nas médias, porém não significativos estatisticamente, à medida que os pontos de amostragem distam do principal ponto potencial de poluição orgânica. Araújo (1998) identificou através do IIB uma leve tendência de mudança na qualidade da água, estatisticamente não significativa, à medida que o rio se afasta dos locais de introdução da maior carga de poluentes pelas indústrias localizadas na sua área de estudo, variando assim, de Muito Pobre a Pobre/Regular. Karr & Angermeier (1986) apuraram para rios dos Estados de Ohio, Illinois e Virgínia Oeste (Estados Unidos), variações espaciais de 26 (Pobre) a 54 (Bom), 34 (Pobre) a 56 (Excelente) e 28 (Pobre) a 48 (Bom), respectivamente, todos aumentando na direção montante -jusante. Kovacs *et al.* (2002), em seus trabalhos no Rio St. François (Quebec - Canadá) registram que o IIB na área estudada variou de 45 a 57 (Boa / Excelente).

Os resultados da adaptação do índice de Integridade Biótica para os estuários localizados na Ilha de São Luís revelaram espacialmente, para a área estudada, uma classe de integridade Muito Pobre, em função da qualidade da água, nos quatro pontos de amostragem. Essa baixa classificação reflete as baixas pontuações dos atributos referentes à composição e riqueza de espécies. Mesmo não diferindo significativamente entre os pontos de coleta, o pequeno gradiente de melhora do índice, que existe em relação ao aumento da distância do foco potencial de poluição industrial, pode indicar que as operações de dragagem da área e de descarga de efluentes químicos praticadas pela indústria localizada na área de estudo, estejam provocando uma diminuição tênue na qualidade da água do estuário, refletindo diretamente na fauna local, especialmente a de peixes que é um ótimo indicador de qualidade ambiental. Somado a esses problemas, destacam-se ainda a urbanização desordenada na área, que aumenta os índices de pesca predatória e de poluição doméstica.

Alguns aspectos positivos também podem ser observados na variação espaço-temporal do IIB, como a ausência total de peixes com anomalias e/ou doenças, diferindo do encontrado por Castro *et al.* (2001/2002) na Lagoa da Jansen (São Luís - MA), onde dois espécimes de *Centropommus undecimalis* foram capturados apresentando anomalias na região antero-dorsal do corpo. Outro ponto positivo foi que

a proporção de onívoros >90% dos casos encontrou-se abaixo dos 20% estabelecido como situação boa. Esses resultados contribuíram com a pontuação máxima, aumentando os índices encontrados para as áreas estudadas.

CONCLUSÕES

O presente estudo permitiu concluir que: A qualidade da água da área de estudo apresentou índices de integridade muito baixos sendo classificada como muito pobre. Os principais atributos que contribuíram para essa baixa pontuação foram os referentes à composição e riqueza de espécies. Uma das desvantagens da utilização do índice é o alto nível de subjetividade na caracterização dos atributos, tendo em vista que é necessário um profundo conhecimento da ecologia da ictiofauna estudada. Portanto, torna-se imprescindível que a utilização de dados de compilação de espécies para a área seja feita de maneira cautelosa para que os índices não reflitam de maneira equivocada a qualidade ambiental. Por outro lado, convém ressaltar, que o Índice de Integridade Biótica pode ser considerado superior a outros utilizados em ecologia de comunidades na investigação de impactos ambientais, por incorporar informações como composição de espécies, composição trófica, abundância e tolerância de espécies.

A adaptação do Índice de Integridade Biótica para a Ilha de São Luís - MA, parece ter refletido eficientemente a qualidade da água, já que mesmo estatisticamente insignificantes, apresentou índices maiores nos pontos de amostragem mais afastados da principal fonte poluidora da água estuarina. Supõe-se, baseado em estudos anteriores efetuados na área investigada, que a baixa qualidade da água pode estar associada às alterações ambientais decorrentes de efluentes industriais.

Por fim, o emprego de índices bióticos são úteis em programas de monitoramento para detectar tendências espaciais e temporais da qualidade da água, mas como todo índice, carece de informação suficiente para refletir de maneira compreensiva e adequada toda a variabilidade existente, seja a natural ou causada por influência antrópica.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Keilly Danielle por dividir as tarefas árduas de laboratório; A dois revisores anônimos pelas críticas e sugestões; e aos avaliadores por seus comentários construtivos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 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.
- ATTRILL, M.J. & DEPLEDGE, M.H. 1997. Community and population indicators of ecosystem health: targeting links between levels of biological organization. *Aquatic Toxicology*. 38: 183-197.
- AYRES, M.; AYRES JR. M.; AYRES D.L. & SANTOS, A.S. 2000. BioEstat 2.0 : *Aplicações estatísticas na área das ciências biológicas e médicas*. Belém: Sociedade Civil Mamiraurá\ Brasília: CNPq. 272 p.
- CASATTI, L. & MENEZES, N.A. 2002. Sciaenidae. In: P.A. Buckup & N.A. Menezes (eds.) *Catálogo dos Peixes Marinhos e de Água Doce do Brasil*.
- CASTRO, A.C.L. 1986. Aspectos bio-ecológicos do caranguejo-uçá, no estuário do Rio dos Cachorros e Estreito do Coqueiro, São Luís - MA. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*. 7: 7-26.
- CASTRO, A.C.L. 1997. Aspectos ecológicos da ictiofauna estuarina da Ilha de São Luís - MA. UFMA. (Tese de Professor Titular). 72 p.
- CASTRO, A.C.L.; PIORSKI, N.M & PINHEIRO JÚNIOR, J.R. 2001/2002. Avaliação qualitativa da ictiofauna da Lagoa da Jansen, São Luís, MA. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*. 14/15: 39-50.
- CERVIGÓN, F.; CIPRIANI, R.; FISCHER, W.; GARIBALDI, L.; HENDRICKX, M.; LEMUS, A.J.; MÁRQUEZ, R.; POUTIERS, J.M.; ROBAINA, G. & RODRÍGUEZ, B. 1993. FAO species identification sheets for fishery purposes: Field guide to the commercial marine and brackish-water resources of the northern coast of South America. Rome: FAO.
- CARPENTER, K.E. 2002. The living marine resources of the Western Central Atlantic. Rome: FAO. 600 p.
- CERVIGON, F.; CIPRIANI, R.; FISCHER, W.; GARIBALDI, L.; HENDRICKX, A. J.; LEMUS, R.; MARQUEZ, J.M.; POUTIERS, G.; ROBAINA & RODRIGUES, B. 1992. *Guia de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobras de la costa septentrional de Sur America*. Roma: FAO. 513 p.
- FAUSCH, K.D.; KARR, J. R. & YANT, P.R. 1984.

- Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. *Transactions of the American Fisheries Society*. 113 (1): 39-55.
- FAUSCH, K.D.; LYONS, J.; KARR, J. R. & ANGERMEIER, P. L. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*. 8: 122-144.
- FIGUEREDO, J.L. & MENEZES, N.A. 1978. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil II. Teleostei (1)*. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. 110 p.
- FIGUEREDO, J.L., & MENEZES, N.A. 1980. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil III. Teleostei (2)*. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. 90 p.
- KARR, J.R. & ANGERMEIER, P.L. 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.
- KARR, J.R. & D.R. DUDLEY. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management* 5: 55-68.
- KARR, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6 (6): 21-27.
- KARR, J.R.; YANT, P.R.; FAUSCH, K.D. & SCHLOSSER, U. 1987. Spatial and temporal variability of the index of biotic integrity in three Midwestern streams. *Transactions of the American Fisheries Society*. 116: 1-11.
- KOVACS, T.G.; MARTEL, P.H. & VOSS, R.H. 2002. Assessing the biological status of fish river receiving pulp and paper mill effluents. *Environmental pollution*. 118: 123-140.
- MARTINS-JURAS, I. A.G.; JURAS, A.A. & MENEZES, N.A. 1987. Relação Preliminar dos peixes da Ilha de São Luís, Maranhão, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, São Paulo. 4 (2): 105-113.
- NELSON, J.S. 1994. *Fishes of the world*. John Wiley & Sons, XIII, 416p.
- WARWICK, R.M. 1993. Environmental impact studies on marine communities: pragmatical considerations. *Australian Journal of Ecology*. 18, 63-80.

Recebido em: 17/06/2009

Aceito em: 19/08/2009