

REVISÃO DE ALGUNS ASPECTOS DA ASSEMBLÉIA DE PEIXES UTILIZADOS EM PROGRAMAS DE MONITORAMENTO AMBIENTAL*

FÁBIO FLORES-LOPES**
LUIZ ROBERTO MALABARBA***

RESUMO

Peixes são uma importante ferramenta de avaliação da qualidade ambiental. Esta revisão apresenta uma síntese sobre alguns aspectos relacionados com a utilização da ictiofauna como indicadores biológicos da qualidade da água em programas de monitoramento ambiental. São abordados temas como o impacto ambiental em populações de peixes e indicadores biológicos. No artigo são comentados ainda o conceito e a importância da utilização de biomarcadores, alterações histopatológicas e doenças em peixes.

PALAVRAS CHAVE: Ciências Biológicas, doenças, meio ambiente e saúde pública.

ABSTRACT

Review of some aspects of the fish assemblage used in programs of environmental monitoring

Fish are an important tool in the evaluation of environmental quality. This review presents a review on some issues related to the use of fish as water quality indicator in programs of environmental monitoring. The article approaches aspects of environmental impact and biological indicators, and discusses the concept and the importance of use of biomarkers, histopathologic alterations and diseases in fish populations.

KEY WORDS: Biologic Science, diseases, environment and public health.

IMPACTO AMBIENTAL EM POPULAÇÕES DE PEIXES

A utilização dos peixes como taxocenose representativa da comunidade biótica de ecossistemas aquáticos e ferramenta de avaliação

* Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, IB, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

** Professor do Dep. de Ciências Biológicas – Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, BA; doutor em Biologia Animal – UFRGS; email: fabilogologo5@hotmail.com

*** Professor do Museu de Ciências e Tecnologia – PUCRS; doutor em Zoologia – USP; email: malabarbar@puccrs.br.

da qualidade ambiental é embasada em algumas características desse grupo. A observação de características específicas como estratégias de vida, hábitos alimentares, ou de atributos da taxocenose como o número de indivíduos por amostra, número de espécies ocorrentes, pode ser utilizada em busca de informações reveladoras da organização do grupo nos locais estudados¹. O grande crescimento populacional nas proximidades dos ambientes aquáticos e a expansão da indústria nas últimas décadas faz com que populações naturais de peixes sejam freqüentemente expostas a águas contaminadas².

O sucesso dos programas de redução de poluição, cujo principal objetivo é proteger a integridade ecológica dos corpos d'água, populações e comunidades de peixes, é medido pelos estudos de peixes no ambiente natural³. Apesar disso, raras têm sido as iniciativas visando a avaliar os efeitos das atividades humanas sobre as assembléias de peixes, bem como as tentativas de usar a comunidade ictica como meio mais compreensível para a determinação biótica da qualidade da água.

Em estudo realizado no Paraíba do Sul, Araújo salientou que as atividades antrópicas têm exercido uma profunda e, normalmente, negativa influência nos peixes de água doce, dos menores córregos aos maiores rios⁴. Dessa forma, estudos sobre efeitos negativos em comunidades de peixes em correntes de água doce têm feito os ictiologistas suspeitarem de que a distribuição das espécies de peixes é influenciada por um conjunto de características físicas e químicas da água⁵. Os efeitos negativos em assembléias de peixes são devidos à presença de poluentes, enquanto outros estão associados às mudanças na hidrologia da bacia, modificações no hábitat e alterações das fontes de energia, das quais depende a biota aquática. O conhecimento do efeito de poluentes encontrados no ambiente sobre os organismos aquáticos é principalmente derivado de experimentos sobre mortalidade, que são freqüentemente realizados em curtos períodos de tempo⁶.

Influências antropogênicas nas propriedades físico-químicas da água, como as descargas diretas de indústrias e contaminantes, metais pesados ou hidrocarbonetos clorados, foram relatadas por Iger et al. em concentrações que podem levar a fracasso reprodutivo e morte, e assim ao desaparecimento de populações de peixes e outros organismos aquáticos⁷. Resultados semelhantes foram observados em estudos de Munkittrick et al., para quem peixes expostos a poluentes crescem mais lentamente, maturam mais tarde, possuem gônadas pequenas, possuem baixa fecundidade, os machos não apresentam caracteres sexuais secundários e não há aumento do tamanho do ovo nas fêmeas⁸. É consenso entre os autores que os metais pesados são

assimilados pelos peixes teleósteos através do alimento ou em solução, e que a ingestão dos metais em solução pode ocorrer através da superfície do corpo (particularmente as brânquias) ou da parede gastrointestinal. Estudos têm evidenciado que a pele dos peixes é um tecido muito ativo metabolicamente e que responde rapidamente ao estresse⁹. Em função disso, a poluição da água provoca desorganização dos mecanismos de barreira da pele, induzindo a mudanças na composição dos componentes celulares. Tais mudanças podem afetar a fisiologia normal da epiderme¹⁰.

Os efeitos biológicos em populações, comunidades e ecossistemas, mesmo diretos ou indiretos através de habitats degradados, parecem ter mais relevância em termos de manejo e proteção ambiental de recursos do que efeitos medidos em nível molecular ou celular da organização biológica¹¹. Efeitos como declínio em assembléias de peixes têm sido úteis indicadores de degradação do ecossistema, especialmente quando há espécies de alto valor comercial incluídas¹². Em estudos de avaliação da qualidade ambiental de riachos através da taxocenose de peixes, Bruschi Jr. et al. observaram que diversas características de uma comunidade podem se alterar em função de modificações ambientais¹. Eles salientaram que o número de espécies muda, se algumas destas forem sensíveis e desaparecerem; as abundâncias relativas alteram-se durante o processo de desaparecimento ou apenas em função da modificação de determinado recurso explorado por esta ou aquela espécie. Dessa forma, a riqueza de espécies, a abundância de peixes por amostra e os índices de diversidade representam metodologias que podem avaliar situações diferenciadas quanto à qualidade do ambiente.

Entre os métodos existentes de avaliação da qualidade biótica, podemos citar o Índice de Integridade Biótica (IBI) proposto por J. R. Karr, que usa vários parâmetros relacionados a assembléias de peixes para averiguar a integridade biótica de rios. Esse autor recomenda a utilização de assembléias de peixes em programas de avaliação da qualidade da água pelas seguintes razões: 1 – a biologia e a ecologia das espécies de peixes é bem conhecida; 2 – assembléias de peixes incluem grupos de diferentes níveis tróficos, sendo assim potenciais bons indicadores das condições do ambiente; 3 – espécies de peixes são relativamente fáceis de identificar; 4 – peixes estão presentes em todos os ambientes, incluindo os mais poluídos; 5 – eles são populares e, assim, uma maneira de alertar a população para os distúrbios nos ecossistemas aquáticos¹³.

Os peixes também têm sido considerados organismos extremamente úteis para se medir os efeitos de efluentes agrícolas,

municipais e industriais em ambientes aquáticos por pelo menos sete razões: 1 – indicam os efeitos cumulativos de muitos tipos de distúrbios antropogênicos; 2 – integram os efeitos de complexos e variados estressores em suas presas; 3 – fornecem um registro relativamente longo da duração de estresses ambientais; 4 – integram ampla escala das condições do habitat; 5 – sua identificação é relativamente simples até o nível de espécie; 6 – sua identificação oferece considerável informação adicional sobre seu ambiente, e 7 – são de grande interesse para pessoas preocupadas com as perdas na diversidade biológica¹⁴. Além dos itens citados acima, tem sido salientado que os peixes são a classe de animais aquáticos mais estudada em imunologia e toxicologia por duas razões: 1 – há interesse sobre o estado de saúde dos ecossistemas aquáticos em relação à poluição, e 2 – os peixes são úteis espécies-alvo quando do desenvolvimento de biomarcadores (são fáceis de se obter, há extenso conhecimento sobre eles e são de interesse econômico)¹⁵.

INDICADORES BIOLÓGICOS

A utilização de peixes em programas de monitoramento, testes de toxicidade em laboratório e como indicadores biológicos da qualidade dos ambientes aquáticos tem aumentado bastante nos últimos anos. O incremento do uso de peixes nesse tipo de programa ou estudos se deve principalmente ao fato dos ecossistemas aquáticos se constituírem em receptores de uma grande variedade de poluentes que são lançados direta ou indiretamente nos corpos d'água¹⁶.

O desenvolvimento de indicadores tem sido centrado na identificação de organismos *surrogates* – “substitutos”, espécies que integrem propriedades físicas, químicas e biológicas do ecossistema e, portanto, possam ser usadas para julgar a saúde relativa do ecossistema. As respostas biológicas dessas espécies tendem a integrar os efeitos independentes e interativos de muitos estressores¹⁷, uma propriedade que faz dessas espécies indicadores mais robustos das condições do ecossistema do que concentrações e cargas de substâncias químicas individuais. Autores como Phillips e Segar consideram organismos bioindicadores ou sentinelas como espécies capazes de quantificar o nível biologicamente disponível de contaminantes conservativos nos ecossistemas aquáticos¹⁸.

Autores como Cairns et al. têm salientado que somente material biológico pode ser usado para indicação do efeito de estressores químicos no ecossistema¹⁷. Para eles, os bioindicadores absorvem poluentes por meio do ambiente aquático e do alimento, e as

concentrações desses poluentes em seus tecidos (ou algumas vezes mudanças em tais concentrações) fornecem uma quantificação integrada da biodisponibilidade do contaminante. Estudos têm demonstrado que a abundância de poluentes tóxicos em vários organismos diferentes mostra que um indicador biológico pode ser definido como um organismo útil para quantificar níveis relativos de poluição por meio da medição da concentração de substâncias tóxicas em seus tecidos¹⁹. O organismo inteiro, parte dele ou mesmo um único tecido (que pode capturar metais do resto do organismo) pode ser utilizado.

Um indicador biológico pode ser considerado como uma característica do ambiente que, quando medida, quantifica a magnitude do estresse, as características do hábitat, o grau de exposição para o estressor ou o grau de resposta ecológica para o estressor^{20,21}. Organismos bioindicadores podem ser simplesmente definidos como respostas biológicas para estressores ambientais expressas em vários níveis da organização biológica, do nível biomolecular/bioquímico para o nível de população e comunidade²². Vários autores têm concordado que o bioindicador ideal deveria ser sésil ou pelo menos sedentário na natureza^{18,23,24}. Isso porque a concentração de poluentes em animais que se movem em grandes distâncias são uma função do espaço (onde eles têm estado) e do tempo (quanto tempo eles permanecem em cada área), e os dois efeitos não podem estar separados.

A seleção das espécies a serem usadas como bioindicadores requer a consideração de alguns fatores inter-relacionados. Isso inclui a regulação metabólica de poluentes por bioindicadores e as interações da associação de substâncias poluentes nos bioindicadores¹⁸. Para um organismo ser considerado um bom indicador biológico, deve apresentar as seguintes características: 1 – acumular substâncias tóxicas sem ser morto pelo nível de poluente encontrado; 2 – ser sedentário, a fim de ser representativo da área estudada; 3 – ser abundante na região de estudo; 4 – ter vida suficientemente longa, para que possa ser amostrado em várias fases do ano (se desejável); 5 – apresentar um tamanho razoável; 6 – ser de fácil amostragem e resistente o suficiente para viver em condições de laboratório²³.

Para que uma espécie de peixe possa ser considerada um organismo indicador biológico em potencial da qualidade da água, foram estabelecidos alguns critérios, como: ter que ser uma espécie residente, ou seja, não apresentar migração trófica ou reprodutiva, apresentar displasias e/ou tumores/neoplasias externamente detectáveis nos tecidos analisados e ser uma espécie constante, ocorrendo em 50 a 100 % das amostras²⁵. Ao estudar a ictiofauna de lagoas de um sistema de tratamento de efluentes petroquímicos, Malabarba & Goettems

estabeleceram como critério para seleção de espécies indicadoras a análise de malformações como displasias ou tumores/neoplasias²⁶.

Três tipos básicos de indicadores são requeridos para realizar as várias funções exigidas por um programa de monitoramento abrangente: 1 – indicadores de confiança: medidas que podem ser usadas para julgar se um determinado objetivo no ecossistema será atingido; 2 – indicadores diagnósticos, que podem ser usados para determinar a causa do impacto; 3 – indicadores prematuros de advertência, especialmente sensíveis ao estresse do ecossistema e, portanto, capazes de detectar a ação de condições deletérias antes que um impacto significativo possa ocorrer¹⁷. Esses autores relataram ainda que, devido às inevitáveis limitações para o uso de qualquer indicador único para monitorar as condições ambientais, várias tentativas têm sido feitas para combinar um conjunto de indicadores biológicos em um robusto índice de saúde ou integridade do ecossistema.

BIOINDICADORES X BIOMARCADORES

Bioindicadores podem ser definidos como uma característica quantificável de processos ou funções bioquímicas, fisiológicas, toxicológicas ou ecológicas que têm sido correlacionadas ou casualmente ligadas a um ou mais níveis da organização biológica (organismo, população, comunidade ou ecossistema)²⁷. Podem ser definidos ainda como uma variação induzida por algum fator externo em componentes celulares ou bioquímicos ou ainda em processos, estruturas ou funções que são quantificáveis em um sistema biológico ou uma amostragem.

Vários autores têm relatado que o conceito subjacente de usar bioindicadores para investigar relações causais em estudos de campo é que os efeitos do estresse são manifestados primeiro nos mais baixos níveis de organização biológica (biomarcadores moleculares, bioquímicos ou fisiológicos) antes de distúrbios que são realizados a altos níveis da organização biológica (organismo, população e comunidade)^{28,29}. Esses autores relataram que mudanças que ocorrem ao nível de organismo, população e comunidade são mais usualmente referidas como “bioindicadores”. Seguindo na mesma linha de raciocínio, tem sido sugerido o termo biomarcador para discutir efeitos relacionados ao nível de organismo e o termo bioindicador para os efeitos quantificados ao nível de população ou comunidade³⁰.

O termo biomarcador é definido pela WHO³¹ e Van der Oost^{32,33} como uma mudança em uma resposta biológica (variando de alterações moleculares, celulares e respostas fisiológicas até mudanças

comportamentais). O uso do termo “biomarcador” ou “resposta biomarcadora” é freqüentemente restrito a mudanças celulares, bioquímicas, moleculares ou fisiológicas, que são medidas em células, fluidos do corpo, tecidos ou órgãos dentro de um organismo e que são indicativos da exposição ou efeito de xenobióticos³⁴. Dessa forma, biomarcadores são definidos como medidas quantitativas de mudanças no sistema biológico que responde a qualquer exposição e/ou dose de substâncias xenobióticas que levam a efeitos biológicos. Alguns autores observaram que biomarcadores são utilizados como um sinal de alerta a problemas ambientais emergentes³⁵, sendo que os biomarcadores de efeito são mais significativos do que biomarcadores de exposição, e biomarcadores de um modo geral seriam mais úteis se pudessem indicar ou prover uma ligação com processos biológicos importantes, preferencialmente com a possibilidade de estendê-los para os mais altos níveis da organização biológica (população, comunidade e ecossistema)³⁶.

Nesse nível de avaliação ambiental, a saúde de um sistema ecológico pode ser medida pela saúde de seus componentes individuais e expressa como parâmetros bioquímicos, ou por sua recuperação para os distúrbios e seu nível de biodiversidade, empregando vários parâmetros ecológicos³⁷. Nesse sentido, organismos testes devem ser usados e os pontos finais ecotoxicológicos selecionados devem refletir a estrutura e função de um ecossistema³⁵. A maior vantagem de se usar bioindicadores bioquímicos específicos é que eles podem freqüentemente indicar a natureza do estressor ambiental³⁸, uma vez que muitas substâncias tóxicas exercem seus efeitos em um nível básico no organismo, por reagir com enzimas ou por afetar membranas e outros componentes funcionais da célula³⁹. Técnicas bioquímicas e fisiológicas são comumente usadas para medir tais efeitos e, junto com estudos histológicos, histoquímicos e hematológicos, podem contribuir mais eficazmente para revelar os mecanismos tóxicos de um grupo ou de uma única substância⁴⁰.

ALTERAÇÕES HISTOPATOLÓGICAS E DOENÇAS

O exame histopatológico tem sido reconhecido por vários autores como uma valiosa ferramenta para avaliações de impactos ambientais em populações de peixes^{41,42}, e as alterações histopatológicas nos indivíduos servem como um indicador de exposição a algum agente estressor. Autores têm salientado que alterações citológicas e histopatológicas de tecidos de peixes têm sido úteis biomarcadores do efeito à exposição para substâncias tóxicas, o que reflete alterações

prioritárias nas funções bioquímicas e/ou fisiológicas^{43,44}. Pesquisas usando ensaios ambientais para avaliação de impacto ambiental demonstraram que mudanças histopatológicas estão quase exclusivamente associadas a impactos ambientais, ou seja, ocorrem principalmente em peixes de áreas próximas de grandes densidades demográficas e de áreas que apresentam grau relativamente alto de contaminação dos sedimentos⁴⁵.

As condições histopatológicas tendem a refletir efeitos crônicos, a longo prazo, e provêm pequena indicação de efeitos mais agudos que podem estar acontecendo em um ecossistema⁴⁶. A presença de condições patológicas em peixes não é muito provável como um indicador inicial de advertência dos níveis tóxicos de contaminantes do ambiente, e as respostas celulares induzidas por poluentes deveriam, na teoria, prover indicadores mais rápidos e altamente sensitivos de impacto ambiental⁴⁷. É salientado ainda que deveria ser possível observar alterações na organização estrutural e funcional de uma célula individual ou de um grupo de células em um estágio inicial de uma reação a algum agente estressor.

Lesões histológicas, assim como doenças de peixes com uma ampla gama de etiologias, estão sendo usadas crescentemente como indicadores sensíveis e confiáveis da saúde e estresse ambiental em populações naturais de peixes^{48,49,50}. Esses dados histopatológicos são analisados, em parte, por apontamentos das freqüências de várias categorias de doenças de peixes observadas em lâminas preparadas com tecidos desses animais⁵¹. Esse processo depende de decisões subjetivas e está baseado em parte em um entendimento prioritário da histologia normal de cada espécie de peixe.

Alterações patológicas são reflexos de distúrbios ao nível molecular dentro de células-alvo, e a identificação dessas mudanças moleculares é a chave para o desenvolvimento de biomarcadores diagnósticos para uso em avaliação de impacto ambiental. Nesse sentido, os biomarcadores histológicos provêm uma poderosa ferramenta para detectar e caracterizar o ponto final biológico de substâncias tóxicas e exposição a carcinogênios. Dessa forma, os métodos para identificar mudanças adversas induzidas por substâncias tóxicas deveriam inicialmente focar em órgãos tais como o fígado e o rim, uma vez que têm a função de metabolizar e eliminar substâncias tóxicas⁵².

Tem sido considerado que peixes modificados por estressores respondem com medidas compensatórias em nível molecular, subcelular, celular, endócrino, sanguíneo, de tecidos e de órgãos^{53,54}. Esse tipo de alterações, assim como modificações na estrutura

molecular, resposta imunológica e atividade enzimática, podem subseqüentemente exercer efeitos significativos no crescimento e sobrevivência dos organismos individuais e, indiretamente, na dinâmica da população e comunidade. Mudanças que ocorrem na bioquímica do organismo são as bases para muitos efeitos nos mais altos níveis da organização biológica¹⁷. A associação entre uma doença e poluição ambiental pode ser feita nos níveis mais baixos de organização biológica, como em indivíduos, órgãos, tecidos, células e organelas⁵⁵.

A quantidade de conhecimento disponível sobre doenças de peixes está restrita a poucas espécies⁵³. A atenção acerca do impacto da poluição na saúde de peixes tem se intensificado durante os últimos 20 anos, isso porque os poluentes podem causar doenças que aumentam a mortalidade ou diminuem a comercialização de espécies de valor comercial, e uma doença pode servir como um monitor para efeitos de poluição⁵⁶. As doenças estão entre os efeitos ou danos detectáveis causados por poluentes em peixes e que são passíveis de medição quantitativa e/ou qualitativa⁵⁷. Além de doenças, Bergman também cita: 1 – mutações genéticas, 2 – mudanças no comportamento, 3 – disfunções físicas (incluindo disfunções na reprodução), 4 – deformações físicas ou displasias, 5 – morte e 6 – câncer ou tumores/neoplasias.

A poluição da água causa mudanças patológicas em peixes⁵⁸, e essas mudanças variam de alterações bioquímicas em uma única célula até mudanças em toda a população. Alterações físico-químicas ou bióticas do meio aquático induzem lesões em peixes, e essas mudanças na química da água podem ser diretamente letais para esses organismos, sendo que as mudanças subletais podem estressar suficientemente o peixe, predispondo-o a uma doença infecciosa⁵⁹. Em função disso, a saúde de animais aquáticos tem sido utilizada como um indicador da qualidade da água. Por meio de vários estudos⁶⁰, relatos de experiências obtidas em aquicultura e programas de monitoramento e controle de poluição têm indicado que a presença de doenças em populações de peixes é um indicador potencial da existência de condições desfavoráveis no ambiente aquático.

Uma doença pode ser definida como “qualquer saída da estrutura e funcionamento normal de um animal” ou como “o resultado final da interação entre um estímulo nocivo e um sistema biológico” e é uma complexa interação entre o hospedeiro, o agente patogênico e o meio ambiente^{61,62}. Muito do que chamamos patologia ou doença é uma conseqüência da ação de estressores ambientais, principalmente pelo fato de que muitos poluentes são estressores químicos ambientais⁶². Sinderman também salienta que para se fazer qualquer firme

associação entre uma doença e poluição ambiental, se faz necessário o preenchimento de alguns requisitos, tendo como itens principais o conhecimento da história de ocorrência da doença em uma espécie em particular numa área geográfica, o conhecimento da história de ocorrência e níveis dos poluentes em particular na área e uma revisão da biologia, história de vida e ocorrência da doença em outras áreas, em outras espécies, ou sob outras condições ambientais⁶².

Doenças como tumores, neoplasias e câncer são cada vez mais comuns em peixes⁶³ e podem estar relacionadas a uma enorme diversidade de fatores (genéticos, físico-químicos, infestação por vírus, bactérias e parasitos, etc.). A palavra tumor se emprega de uma maneira geral para designar qualquer bulbo ou tumefação (tumor=tumefação, edema)^{62,64}. Os tecidos essenciais de um tumor são formados de células de um tipo específico, derivadas de um só tipo celular⁶⁴. A proliferação de células tumorais resulta, usualmente, numa massa anormal de tecido no interior de um órgão, podendo conter hemorragia, necrose ou inflamação, dependendo dos seus padrões de crescimento e localização.

Certos autores reconhecem os termos tumor e câncer como denominações mais comuns de neoplasia⁶⁵, que é definida como uma proliferação desordenada de tecido, independentemente dos padrões funcionais e estruturais do tecido normal e indefinidamente progressiva⁶⁴. Alterações celulares permanentes, manifestadas sob a forma de proliferação excessiva, são transmitidas às gerações sucessivas de células. O tecido neoplásico se encontra aumentado em função de uma excessiva proliferação celular.

Os termos usados nos estudos sobre tumores/neoplasias de peixes são muito confusos. A fim de estabelecer uma base comum desses termos, Sinderman diferenciou-os da seguinte maneira: 1 – câncer: é uma massa de células de um tecido já existente, com um crescimento potencialmente ilimitado, que não apresenta uma função útil no organismo e retira os nutrientes necessários a sua sobrevivência do hospedeiro. Essa massa expande-se localmente por invasão e sistematicamente por transmissão de células ao longo dos vasos linfáticos e sanguíneos e pode matar o hospedeiro; 2 – tumor: é uma massa de tecido anormal que cresce dentro ou fora do corpo, sendo especificamente não-inflamatório, originado sem causas óbvias de células de um tecido preexistente, sem função fisiológica e descontrolado no crescimento e estrutura; 3 – neoplasma: é o crescimento de um novo tecido, mais ou menos assemelhado ao tecido que lhe deu origem, mas sem função fisiológica no corpo, podendo ser considerado benigno, potencialmente maligno ou maligno⁶².

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A utilização de metodologias que avaliam a condição dos organismos, como biomarcadores e análise histopatológica, conjuntamente com outras metodologias, permite maior compreensão acerca da complexidade dos ambientes aquáticos, uma vez que nessas análises são usadas informações de fatores abióticos, bióticos, parâmetros da assembléia de peixes e dos ecossistemas.

AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer aos Doutores Clarice Bernhard Fialho, Ludwig Buckup e Willi Bruschi Júnior, pela leitura crítica dos manuscritos e sugestões para melhoria na qualidade do texto.

REFERÊNCIAS

1. Bruschi Jr. W, Malabarba LR, Silva JFP da. Avaliação da qualidade ambiental dos riachos através das taxocenoses de peixes. In: Centro de Ecologia/UFRGS. Carvão e Meio Ambiente. Porto Alegre, Ed. da Universidade/UFRGS; 2000. p. 803-809.
2. Seeliger U., Knak RB. Origin and concentration of copper and mercury in water and biota of the Patos Lagoon estuary, Brazil. *Atlântica*. 1982; 5: 35-42.
3. Kovacs TG, Martel PH, Voss RH. Assessing the biological status of fish in a river receiving pulp and paper mill effluents. *Environmental Pollution*. 2002; 118: 123-140.
4. Araújo FG. Adaptação do Índice de Integridade Biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia*. 1998; 58(4): 547-558.
5. Matthews WJ, Hough DJ, Robison HW. Similarities in fish distribution and water quality patterns in streams of Arkansas: congruence of multivariate analyses. *Copeia*. 1992; 2: 296-305.
6. Bengtsson BE, Carlin CH, Larsson A, Svanberg O. Vertebral damage in minnows, *Phoxinus phoxinus* L., exposed to cadmium. *Ambio*. 1975; 4: 166-168.
7. Iger Y, Jenner HA, Wendelaar Bonga, SE. Cellular responses in the skin of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to Rhine water. *Journal of Fish Biology*. 1994; 45: 1119-1132.
8. Munkittrick KR, Portt, CB, Van Der Kraak, GJ, Smith, IR, Rokosh DA. Impact of bleached kraft mill effluent on populations characteristics, liver MFO activity, and serum steroid levels of a Lake Superior white sucker (*Catostomus commersoni*) population. *Canadian Journal of Fish Aquatic Science*. 1991; 48: 1371-1380.
9. Iger Y, Abraham M, Dotan A, Fattal B, Rahamim E. Cellular responses in the skin of carp maintained in organically fertilized water. *Journal of Fish Biology*. 1988; 33: 711-720.
10. Mittal AK, Garg TK. Effect of an anionic detergent – sodium dodecyl sulphate exposure on club cells in the epidermis of *Carias batrachus*. *Journal of Fish Biology*. 1994; 44: 857- 875.
11. Wolf DA. Selection of bioindicators of pollution for marine environmental monitoring programmes. *Chemical Ecology*. 1992; 6: 149-167.
12. Nehlsen W, Williams JE, Lichatowich JA. Pacific salmon at the crossroads: stocks at risk from California, Oregon, Idaho, and Washington. *Fisheries*. 1991; 16: 4-21.

13. Karr JR. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*. 1981; 6(6): 21-27.
14. Ganasan V, Hughes RM. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology*. 1998; 40: 367-383.
15. Wester PW, Vethaak AD, Van Muiswiinkel WB. Fish as biomarkers in immunotoxicology. *Toxicology*. 1994; 86: 213-232.
16. Ferreira MFN. Avaliação da toxicidade dos efluentes líquidos do sistema integrado de tratamento do Pólo Petroquímico do Sul sobre a morfogênese de larvas de *Pimephales promelas* Rafinesque, 1820. Rio Grande: FURG; 1992.
17. Cairns Jr. J, McCormick PV, Niederlehner BR. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia*. 1993; 263: 1-144.
18. Phillips DJH, Segar DA. Use of bio-indicators in monitoring conservative contaminants: programme design imperatives. *Marine Pollution Bulletin*. 1986; 17(1): 10-17.
19. Phillips DJH. The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments – a review. *Environmental Pollution*. 1977; 13: 281-317.
20. Hunsaker CT, Carpenter DE. Environmental monitoring and assessment program: ecological indicators. Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC., 1990.
21. Nicholson M, Fryer R. Developing effective environmental indicators – does a new dog need old tricks? *Marine Pollution Bulletin*. 2002; 45: 53-61.
22. Adams SM. Status and use of biological indicators for evaluating the effects of stress on fish. *American Fisheries Society Symposium*. 1990; 8: 1-8.
23. Butler PA, Andren L, Bonde GJ, Jernelöv A, Reisch DJ. Monitoring organisms. In: Food and Agricultural Organisation. Technical Conference on Marine Pollution and its Effects on Living Resources and Fishing, Rome, 1970. Supplement 1: Methods of detection, measurement and monitoring of pollutants in the marine environment. London, Ed. by M. Ruivo, Fishing News (Books) Ltd. 1971.
24. Phillips DJH. Quantitative aquatic biological indicators: their use to monitor trace metal and organochlorine pollution. London, Applied Science, 1980.
25. Malabarba LR, Pereira EHL, Silva JFP, Bruschi Jr. W., Flores-Lopes F. Avaliação da qualidade da água através da frequência de anomalias morfológicas em peixes: estudo de caso do lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia. PUCRS, Série Zoologia*. 2004; 17(2): 97-128.
26. Malabarba LR, Goettsens EMP. Estudos sobre a ictiofauna das lagoas de estabilização terciárias do Sítel. In: Anais do Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 1987; São Paulo, 14: p. 74-120.
27. McCarty LS, Power M, Munkittrick KR. Bioindicators versus biomarkers in ecological risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment*. 2002; 8 (1): 159-164.
28. Schlenk D. Necessity of defining biomarkers for use in ecological risk assessments. *Marine Pollution Bulletin*. 1999; 39(1-12): 48-53.
29. Adams SM. Establishing causality between environmental stressors and effects on aquatic ecosystems. *Human and Ecological Risk Assessment*. 2003; 9(1): 17-35.
30. Peakall D. Animal biomarkers as pollution indicators. London, Chapman & Hall. 1992.

31. WHO International Programme on Chemical Safety (IPCS). Biomarkers and risk assessment: concepts and principles. Environmental Health Criteria 155, Geneva. World Health Organization, 1993.
32. Van Der Oost R, Goksoyr A, Celander M, Heida H, Vermeulen NPE. Biomonitoring of aquatic pollution with feral eel (*Anguilla anguilla*). II. Biomarkers: pollution-induced biochemical responses. Aquatic Toxicology. 1996; 36: 189-222.
33. Van Der Oost R, Beyer J, Vermeulen NPE. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. Environmental Toxicology and Pharmacology. 2003; 13: 57-149.
34. Lam PKS, Gray JS. The use of biomarkers in environmental monitoring programmes. Marine Pollution Bulletin. 2003; 46: 182-186.
35. Lam PKS, Gray JS. Predicting effects of toxic chemicals in the marine environment. Marine Pollution Bulletin. 2001; 42(3): 169-173.
36. Huggett RJ, Kimerie RA, Mehrie PM, Bergman HL (Eds.) Biomarkers (biochemical, physiological and histological markers of anthropogenic stress). Lewis Publishers, London, Boca Raton, 1992.
37. Diamant A, Banet A, Paperna I, Westernhagen HV, Broeg K, Kruener G, Koerting W, Zander S. The use of fish metabolic, pathological and parasitological indices in pollution monitoring. II. The Red Sea and Mediterranean. Helgoland Marine Research. 1999; 53: 195-208.
38. Thomas P. Molecular and biochemical responses of fish to stressors and their potential use in environmental monitoring. American Fisheries Society Symposium. 1990; 8: 9-28.
39. Bengtsson BE. Biological variables, especially skeletal deformities in fish, for monitoring marine pollution. Philosophical Transactions of the Royal Society. Lond. B. 1979; 286: 457-464.
40. Overstreet RM. Parasitological data as monitors of environmental health. Parassitologia. 1997; 39: 169-175.
41. Teh SJ, Adams SM, Hinton DE. Histopathologic biomarkers in feral freshwater fish populations exposed to different types of contaminant stress. Aquatic Toxicology. 1997; 37: 51-70.
42. Oliveira Ribeiro CA, Belger L, Pelletier É, Rouleau C. Histopathological evidence of inorganic mercury and methyl mercury toxicity in the arctic charr (*Salvelinus alpinus*). Environmental Research. 2002; 90: 217-225.
43. Au DWT, Wu RSS, Zhou BS, Lam PKS. Relationship between ultrastructural changes and EROD activities in liver of fish exposed to Benzo[a]pyrene. Environmental Pollution. 1999; 104: 235-247.
44. Kim S, Lochmiller RL, Stair EL, Lish JW, Rafferty DP, QUALLS JR. CW. Efficacy of histopathology in detecting petrochemical-induced toxicity in wild cotton rats (*Sigmodon hispidus*). Environmental Pollution. 2001; 113: 323-329.
45. Malins DC. The use of environmental assays for impact assessment. Hydrobiologia. 1989; 188/189: 87-91.
46. McCain BB, Brown DW, Krahn MM, Myers MS, Jr. RCC, Chan SL, Malins DC. Marine pollution problems, North American West Coast. Aquatic Toxicology. 1988. 11: 143-162.
47. Moore MN. Cellular responses to pollutants. Marine Pollution Bulletin. 1985; 16(4): 134-139.
48. Bucke D, Feist SW. Histological changes in the livers of dab, *Limanda limanda* (L.).

Journal of Fish Diseases. 1993; 16: 281-296.

49. Matthiessen P, Thain JE, Law RJ, Fileman TW. Attempts to assess the environmental hazard posed by complex mixtures of organic chemicals in UK estuaries. *Marine Pollution Bulletin*. 1993; 26(2): 90-95.

50. Stentiford GD, Longshaw M, Lyons BP, Jones G, Green M, Feist SW. Histopathological biomarkers in estuarine fish species for the assessment of biological effects of contaminants. *Marine Environmental Research*. 2003; 55: 137-159.

51. Pearce JB, Despres-Patanjo L. A review of monitoring strategies and assessments of estuarine pollution. *Aquatic Toxicology*. 1988; 11: 323-343.

52. Moore MN, Simpson MG. Molecular and cellular pathology in environmental impact assessment. *Aquatic Toxicology*. 1992; 22: 313-322.

53. Kinne O. Diseases of marine animals. Volume IV, Part 1, Introduction, Pisces. Biologische Anstalt Helgoland, Hamburg, Federal Republic of Germany. 1984.

54. Moraes R, Gerhard P, Andersson L, Sturve J, Rauch S, Molander S. Establishing causality between exposure to metals and effects on fish. *Human and Ecological Risk Assessment*. 2003; 9(1): 149-169.

55. Bengtsson BE, Bengtsson A, Himberg GM. Fish deformities and pollution in some Swedish waters. *Ambio*. 1985; 14: 32-35.

56. Möller H. A critical review of the role of pollution as cause of fish diseases. In: Ellis AE (ed.) *Fish and shellfish pathology*. London, Academic Press, 1985. p. 169-182.

57. Bergman H. Assessment protocols for the identification and quantification of injury to fishery resources. Progress Report, Washington, US Department of Interior, 1985.

58. Bernet DH, Schmidt W, Meier P, Burkhardt-Holm P, Wahli T. Histopathology in fish: proposal for a protocol to assess aquatic pollution. *Journal of Fish Diseases*. 1999; 22: 25-34.

59. Walters GR, Plumb JA. Environmental stress and bacterial infection in channel catfish, *Ictalurus punctatus* Rafinesque. *Journal of Fish Biology*. 1980; 17: 177-185.

60. Wedemeyer GA, McLeay DJ, Goodyear CP. Assessing the tolerance of fish and fish populations to environmental stress: the problems and methods of monitoring. In: Cairns VW, Hodson PV, Nriagu JO (ed.). *Contaminant effects on fisheries*. New York, Wiley, 1984, p. 163-195.

61. Snieszko SF. The effects of environmental stress on outbreaks of infectious diseases of fishes. *Journal of Fish Biology*. 1974; 6: 197-208.

62. Sindermann CJ. *Principal diseases of marine fish and shellfish*. 2nd ed., v. 1, London, Academic Press, 1990.

63. Flores-Lopes F, Malabarba LR, Pereira EHL, Silva JFP. Alterações histopatológicas em placas ósseas do peixe cascudo *Rineloricaria strigilata* (Hensel) (Teleostei, Loricariidae) e sua frequência no lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 2001; 18(3): 699-709.

64. Thomson RG. *Patologia geral veterinária*. Rio de Janeiro, Guanabara-Koogan, 1983.

65. Carlton WW, McGavin MD. *Patologia veterinária especial de Thonson*. 2. ed. Porto Alegre, Artmed, 1998.

Recebido: 20/4/07

Aceito: 10/6/07