

## Uso de brânquias de peixes como indicadores de qualidade das águas

Marcelo Rubens Machado<sup>1</sup>

### Resumo

Os peixes exibem enorme diversidade morfológica em sua biologia e nos habitats que ocupam, constituindo aproximadamente a metade de todas as espécies de vertebrados já descritas. Adaptações morfo-funcionais, selecionadas ao longo da evolução, foram necessárias para que os peixes obtivessem sucesso no povoamento de ambientes tão diversos. Nesse contexto adaptativo, as brânquias dos peixes exercem papéis vitais, visto que, além de serem o principal sítio de trocas gasosas, também estão envolvidas nos processos de osmorregulação, equilíbrio ácido-básico, excreção de compostos nitrogenados e gustação. Tendo em vista a necessidade dos animais aquáticos exporem ao ambiente grandes áreas de um tecido delicado, como as brânquias, estas podem servir como indicadores da qualidade da água. Pesticidas orgânicos, ácidos, sais, despejos industriais e metais pesados, além de provocarem alterações nos epitélios das brânquias, podem alterar a atividade da ATPase-Na-K, e dessa forma, o fluxo normal de íons. Alterações morfológicas mais encontradas em publicações científicas, pela ordem, são: descolamento do epitélio; necrose; fusão lamelar; hipertrofia das células epiteliais; hiperplasia ou fusão das lamelas por crescimento celular, reduzindo a área de superfície respiratória; ruptura das células epiteliais; hipersecreção de muco; aneurisma lamelar; congestão vascular; proliferação de células secretoras de muco e de células de cloreto; infiltração de leucócitos no epitélio; e alterações no espaço sangüíneo delimitado pelas células pilares. Estudos ultra-estruturais constituem-se em importante instrumento de avaliação dos testes de toxicidade aguda atualmente utilizados no Brasil.

**Palavras-chave:** brânquia, peixes, toxicidade, ambiente.

MACHADO, M. R. Uso de brânquias de peixes como indicadores de qualidade das águas. *UNOPAR Cient., Ciênc. Biol. Saúde*, Londrina, v. 1, n. 1, p. 63-76, out. 1999.

Peixes ocorrem dos mares polares até o Equador, desde a superfície até profundidades superiores a 9.000 metros, em poças de marés costeiras ou em lagos a mais de 4.500 metros de altitude, nos Andes. Vivem em águas abertas, em fundo arenoso, rochoso e lodoso, em fendas dos recifes de corais, em baías salgadas e estuários, em rios e lagos de água ácida ou alcalina, em águas de cavernas, em fontes quentes, ou em águas polares (Romer & Parsons, 1985).

Adaptações morfo-funcionais, selecionadas ao longo da evolução, foram necessárias para que os peixes obtivessem sucesso no povoamento de ambientes tão diversos. Em várias espécies, a bexiga natatória, órgão hidrostático que auxilia no ajuste de gravidade dos peixes em diferentes profundidades, pode contribuir no processo respiratório, servir como órgão de sentido, ou mesmo na produção de sons. Em outras espécies, fibras musculares modificadas emitem impulsos elétricos que podem atordoar presas e evitar predadores. Nesse contexto adaptativo, entretanto, as brânquias dos peixes exercem papéis vitais, visto que, além de serem o principal sítio de trocas gasosas (Hughes, 1966; Hughes, 1982) também estão envolvidas nos processos de osmorregulação (Gonzales & McDonald, 1992; Flik & Verboost, 1993; Verboost *et al.*, 1994), equilíbrio ácido-básico (Epstein *et al.*, 1980; Evans *et al.*, 1982; Lin & Randall, 1991; McDonald *et al.*, 1991; Goss *et al.*, 1992), excreção de compostos

---

<sup>1</sup> Docente da Universidade Norte do Paraná (UNOPAR). Av. Paris 675, CEP 86041-140. Londrina, Paraná, Brasil. E-mail: marcelo@sercomtel.com.br

nitrogenados (Goldstein, 1982 ; Evans & Cameron, 1986; Sayer & Davenport, 1987) e gustação (Hughes, 1982).

### Morfo-fisiologia branquial

Os arcos branquiais apresentam expansões, os rastros, direcionadas à cavidade faríngea, variando em forma, tamanho, quantidade e distribuição, para cada espécie. Servem para proteção dos filamentos branquiais<sup>1</sup> e, ainda, podem estar vinculados aos hábitos alimentares da espécie (Eiras-Stofella, 1994).

Os peixes adquiriram grande eficiência na absorção do O<sub>2</sub> da água, graças à estrutura das brânquias, que permite um fluxo constante de água pelo epitélio respiratório, em qualquer estágio da respiração (Piiper & Scheid, 1982).

No processo respiratório dos peixes, os opérculos fecham-se e a cavidade bucal aumenta, permitindo a entrada de água pela boca. Simultaneamente, as câmaras branquiais aumentam de volume, produzem uma pressão negativa, e a água passa sobre as brânquias. Em seguida, a boca se fecha e as câmaras branquiais contraem-se forçando a água para fora através das aberturas operculares. Em resumo, a cavidade bucal e as câmaras branquiais atuam alternadamente como bombas de sucção e pressão, para manter um fluxo contínuo de água sobre as brânquias (Romer & Parsons, 1985).

A direção da corrente sangüínea nas lamelas respiratórias é oposta ao fluxo da água. O sangue, rico em CO<sub>2</sub> e pouco suprido de O<sub>2</sub>, que é trazido dos tecidos e bombeado pelo coração até as brânquias, passa entre as lamelas respiratórias em sentido contrário à passagem de água, possibilitando as trocas gasosas. Esse mecanismo, chamado de contra-corrente, garante um suprimento de O<sub>2</sub>, mesmo que os peixes vivam em águas paradas e com pouco O<sub>2</sub> dissolvido (Withers, 1992).

Ainda que os estudos morfológicos e ultra-estruturais tenham apontado para uma organização geral básica para as brânquias de peixes, as diferenças encontradas podem estar relacionadas a hábitos particulares de cada espécie. Em geral, peixes menos ativos têm a barreira água-sangue mais espessa que peixes de maior atividade (Hughes & Byczkowska-Smyk, 1974).

A atividade dos peixes está diretamente relacionada ao tamanho de sua superfície branquial (Hughes & Byczkowska-Smyk, 1974 ; De Jager e Dekkers, 1975; Galis & Barel, 1980; Prein & Kunzmann, 1987).

De Jager & Dekkers (1975) registraram que o primeiro estudo comparativo do aparelho respiratório de espécies bêmicas e pelágicas somente ocorreu na década de 50. Durante esse período, as pesquisas atribuíram a maior atividade dos peixes à espessura da barreira água-sangue, à afinidade do sangue ao O<sub>2</sub>, à porcentagem de hemáceas no tecido muscular e ao desenvolvimento da cavidade opercular.

Prein & Kunzmann (1987), estudando duas espécies de peixes da mesma família e que vivem no mesmo habitat encontraram diferenças na morfologia branquial. A espécie mais ativa apresentou maior número de filamentos por arco branquial, além de mais lamelas por filamento.

Vários autores têm descrito a morfologia branquial de diversas espécies de peixes (Hughes & Byczkowska-Smyk, 1974; Hughes & Datta-Munshi, 1978; Hughes, 1979; Lewis & Potter, 1982; Coughlan & Gloss, 1984; Datta-Munshi & Hughes, 1986; Metcalfe & Butler, 1986; Hossler *et al.*, 1986; Prein & Kunzmann, 1987; Perera, 1993). Tais estudos evidenciam, basicamente, dois tipos de epitélio: epitélio branquial e epitélio respiratório<sup>2</sup>.

Revestindo o arco branquial, os rastros, os filamentos branquiais e as regiões interlamelares, encontra-se o epitélio branquial. Esse epitélio é estratificado e composto por diversos tipos celulares,

<sup>1</sup> Os termos filamentos branquiais e lamelas respiratórias, utilizados neste trabalho, são sinônimos de lamelas primárias e lamelas secundárias, respectivamente.

<sup>2</sup> Alguns autores utilizam as denominações epitélio primário e epitélio secundário para descrever os epitélios que revestem as lamelas primária e secundária, respectivamente. Neste trabalho optou-se pelas denominações epitélio branquial e epitélio respiratório para designar os epitélios que revestem os filamentos branquiais e as lamelas respiratórias, respectivamente.

incluindo as células pavimentosas, as células secretoras de muco e as células de cloreto, além de botões gustativos e células de suporte não diferenciadas. O segundo tipo de epitélio é o chamado epitélio respiratório, o qual recobre as lamelas respiratórias. Geralmente, é constituído de uma única camada de células pavimentosas, através das quais ocorrem as trocas gasosas entre o sangue e o meio (Evans *et al.*, 1982).

É bastante comum encontrarmos na superfície externa das células que revestem o epitélio branquial, arranjos concêntricos de elevações da membrana, as microssaliências. Sugere-se que tais microssaliências estejam relacionadas com a retenção de muco sobre o epitélio, para protegê-lo de alterações ambientais. É menos comum, entretanto, a presença dessas microssaliências no epitélio respiratório (Mallatt, 1985).

Perera (1993), estudando a ultraestrutura do epitélio branquial de *Scomber australasicus*, descreve, além das células epiteliais, das células de cloreto e das secretoras de muco, células contendo grânulos de secreção de diferentes formas e tamanhos, e localizadas próximas à superfície do epitélio.

As células secretoras de muco são descritas como células grandes e similares às encontradas na pele dos teleósteos. Há registros de desmossomos entre estas células e as células epiteliais adjacentes (Perera, 1993), mas há poucos dados a respeito da constituição química das secreções e de suas funções na fisiologia branquial.

As células secretoras de muco são geralmente encontradas nos filamentos, mas o muco pode ser encontrado sobre o epitélio respiratório em peixes expostos a condições de estresse, sugerindo que a camada de muco proteja as superfícies lamelares contra agentes infecciosos, tóxicos e partículas em suspensão (Mallatt, 1985; Powell *et al.*, 1992).

O epitélio respiratório está apoiado sobre uma lâmina basal e esta sobre um grupo de células chamadas células pilares. O arranjo destas células permite a formação de canais por onde circula o sangue. Tais canais não são endotélios verdadeiros, pois não são revestidos por epitélio. São unicamente formados pelos prolongamentos citoplasmáticos das células pilares.

Filamentos contráteis semelhantes à actomiosina, encontrados no citoplasma das células pilares, sugerem uma função contrátil para estas células e, portanto, controladoras do fluxo e da pressão sanguínea. A proximidade destes filamentos contráteis a colunas de colágeno reforçam a idéia de um mecanismo ativo de controle da circulação sanguínea nas lamelas. As colunas de colágeno serviriam para resistir à distensão dos canais vasculares sanguíneos, tendo em vista que o sangue que passa pelas brânquias é diretamente bombeado do coração. As células pilares ainda podem ser influenciadas por reagentes transportados pelo sangue. Mudanças na estrutura destas células teriam considerável efeito na dinâmica cardiovascular (Bettex-Galland & Hughes, 1973).

Os peixes apresentam a capacidade de manter a concentração osmótica de seu fluido corporal relativamente constante e, na maioria dos casos, diferente da concentração do meio externo. Na água doce, o fluido corporal de peixes teleósteos é hiperosmótico em relação ao meio, fazendo com que ocorra influxo de água do meio externo através dos epitélios corporais dos rins, intestinos e brânquias. Por outro lado, uma ocasional deficiência iônica é compensada em parte pela alimentação, mas principalmente pela absorção ativa de íons ao longo do epitélio branquial, através das células de cloreto. No ambiente marinho, entretanto, a situação é oposta e a diferença na concentração osmótica entre o sangue dos peixes e a água induz a uma perda de água para o meio, além de influxo de íons. Para compensar, os peixes marinhos ingerem grandes quantidades de água e reduzem o volume da urina. Mas juntamente com a absorção de água ocorre também a absorção de sais, que devem ser ativamente secretados para o meio (Withers, 1992).

Ainda que as primeiras investigações sobre os mecanismos de transporte de íons em peixes tenham ocorrido na década de 30, já se sabia que o principal sítio de regulação iônica eram as brânquias (Evans *et al.*, 1982). Entretanto, atualmente há ainda muita controvérsia a respeito dos possíveis mecanismos físico-químicos envolvidos no transporte de íons e das células que participam deste processo.

É certa, no entanto, a participação das células de cloreto neste processo. São células grandes, quando comparadas às demais células do epitélio branquial, e bastante ricas em mitocôndrias, o que as relaciona a processos de transporte ativo de íons. Estudos ultra-estruturais descrevem as mitocôndrias em íntimo contato com um bem desenvolvido sistema de membranas que parece estar envolvido no transporte de íons, uma vez que é acentuadamente desenvolvido quando a salinidade do meio aumenta (Pisam *et al.*, 1987). Mecanismos morfofuncionais de ajuste à salinidade ambiental como migração de célula e alterações na superfície de contato com o meio também foram descritas (Fanta *et al.*, 1995).

Um modelo hoje bastante aceito para explicar o transporte de íons em peixes de água doce é o que acopla a captação de  $\text{Na}^+$  à excreção de  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{H}^+$ , e a captação de  $\text{Cl}^-$  ao efluxo de  $\text{HCO}_3^-$  (Evans, 1987). Esse transporte ocorre nas células de cloreto e depende da enzima ATPase-Na-K, localizada na região basolateral das células de cloreto. Em peixes marinhos, a ação da enzima pode criar um potencial elétrico intracelular negativo, ao retirar íons  $\text{Na}^+$  do citoplasma das células de cloreto. Tal carga negativa intra-celular seria a responsável pela saída de  $\text{Cl}^-$  para o meio externo, e o excesso de  $\text{Na}^+$  seria eliminado via rota paracelular, entre as células de cloreto.

Segundo Goss *et al.* (1992), pouco certa também é a localização deste transporte de íons nas brânquias de peixes de água doce, visto que a população de células de cloreto nestes animais é bastante reduzida se comparada aos peixes de habitat marinho. Baseados em estudos de microscopia eletrônica de transmissão, os autores propõem que o mecanismo de transporte de íons nas brânquias de teleósteos de água doce ocorra com a participação, além das células de cloreto, das células pavimentosas. Tais estudos, entretanto, requerem a confirmação de análises histoquímicas.

### **Efeito de poluentes sobre o epitélio branquial**

Os efeitos de poluentes em animais aquáticos podem ser avaliados em estudos populacionais, em particular através da avaliação da sobrevivência e do sucesso reprodutivo das populações. Entretanto, tendo em vista a necessidade dos animais aquáticos exporem ao ambiente grandes áreas de um tecido delicado, como as brânquias, estas podem servir como indicadores da qualidade da água (Rankin *et al.*, 1982).

Durante o processo respiratório, o fluxo de água que entra pela boca do peixe leva consigo agentes irritantes, dissolvidos ou suspensos na água. Os rastros impedem que agentes sólidos atravessem os filamentos branquiais, causando-lhes danos. Todavia, se os agentes encontrarem-se dissolvidos na água, inevitavelmente entrarão em contato com os filamentos branquiais e com as lamelas respiratórias e, em altas concentrações, poderão alterar a morfologia normal das brânquias (Luvizotto, 1994).

Pesticidas orgânicos (Davis & Wedemeyer, 1971; McBride & Richards, 1975; Rao & Rao, 1981; Mallatt, 1985; Evans, 1987; Laurent e Perry, 1991; Nowak, 1992; Wendelaar Bonga & Lock, 1992), detergentes (Schmid & Mann, 1961; Abel, 1974 e 1976; Bolis & Rankin, 1980), ácidos (Daye & Garside, 1980; McDonald, 1983; Kawall, 1993), sais (Hossler, 1980; Luvizotto, 1994; Fanta *et al.*, 1995), despejos industriais (Mitz & Giesy, 1985; Stoker *et al.*, 1985; Lindesjö & Thulin, 1994), amônia (Smart, 1976; Arillo *et al.*, 1979; Soderberg *et al.*, 1984) e metais pesados (Skidmore, 1970; Matthiessen & Brafield, 1973; Lock & van Overbeeke, 1981; Oronsaye & Brafield, 1984; Oliveira Ribeiro *et al.*, 1994), além de provocarem alterações nos epitélios das brânquias, podem alterar a atividade da ATPase-Na-K e, dessa forma, o fluxo normal de íons.

Isso despertou o interesse de pesquisadores, que passaram a utilizar as brânquias de peixes como modelo para estudos de impacto ambiental (Mallatt, 1985; Evans, 1987; McKim & Erickson, 1991; Laurent & Perry, 1991; Wendelaar Bonga & Lock, 1992).

Mallatt (1985) realizou um levantamento estatístico sobre os tipos de respostas branquiais frente a agentes físicos e químicos presentes no ambiente. O autor, que analisou 130 publicações científicas,

primeiramente listou a frequência de registro de cada tipo de lesão branquial. Em seguida utilizou estes dados para relacionar as lesões branquiais com a dose e o tipo do agente tóxico, a temperatura e o habitat (marinho ou de água doce). Enfocando principalmente as regiões lamelar e interlamelar, as alterações morfológicas mais encontradas, pela ordem, foram: descolamento do epitélio, necrose, fusão lamelar, hipertrofia das células epiteliais, hiperplasia ou fusão das lamelas por crescimento celular, diminuindo a área de superfície respiratória, ruptura das células epiteliais, hipersecreção de muco, aneurisma lamelar, congestão vascular, proliferação de células secretoras de muco e de células de cloreto, infiltração de leucócitos no epitélio e alterações no espaço sangüíneo delimitado pelas células pilares. Com exceção dos metais pesados, que em maior frequência provocaram necrose do epitélio branquial e hipersecreção de muco, não houve, ao menos estatisticamente, relação direta entre agentes irritantes e alterações branquiais, conclui o autor (Figura 1).

Para Evans (1987), não está claro se os poluentes produzem diretamente os efeitos observados nos epitélios das brânquias, ou, mais provavelmente, que sejam alterações secundárias à ação dos poluentes em receptores ligados à membrana das células epiteliais.

Laurent & Perry (1991) consideram as alterações morfológicas das brânquias ocorridas durante mudanças ambientais como tentativas adaptativas de se conservar algumas funções fisiológicas. Os autores relatam como variações na concentração de  $O_2$ , NaCl e  $Ca^{+2}$  atingem a lamela respiratória dos peixes, a superfície apical das células de cloreto e as populações das células de cloreto e das células secretoras de muco. Sobre os efeitos de poluentes, os autores descrevem que alguns metais pesados, como o zinco, estimulam a proliferação de células de cloreto, pois aceleram a perda de íons pelo epitélio e dificultam sua absorção. O nitrito compete com o cloro pelos sítios de troca  $Cl^- / HCO_3^-$ , e a proliferação das células de cloreto seria um ajuste compensatório para manter a concentração interna de  $Cl^-$  em valor constante.

Biólogos têm publicado informações a respeito da morfologia das brânquias, suas funções e a dinâmica do fluxo de gases e íons. Em contrapartida, farmacologistas e toxicologistas, estudando a ação de drogas, divulgam suas descobertas sobre as características físico-químicas dos poluentes. Toxicologistas ambientais agrupam estas informações com o objetivo de compreender os mecanismos que controlam o movimento de substâncias químicas através das brânquias e de como a fisiologia branquial é afetada por estes compostos químicos (McKim & Erickson, 1991).

Nowak (1992) usou a distância de difusão respiratória para quantificar os efeitos do inseticida organoclorado Endosulfan sobre as brânquias de bagres. Foram observados edema, descolamento do epitélio respiratório e hiperplasia do epitélio branquial. Tais alterações resultaram em um significativo aumento da distância de difusão respiratória, afetando as trocas gasosas. Os efeitos tóxicos provocados por pesticidas organoclorados em peixes podem estar relacionados à inibição da atividade da ATPase-Na-K (Davis & Wedemeyer, 1971).

Os pesticidas organofosforados constituem uma classe de compostos que mostra uma grande toxicidade quando comparadas a outros pesticidas. O modelo de ação dos organofosforados está baseado na reação química direta com a enzima Acetilcolinesterase (AChE). Por ser responsável pela degradação da acetilcolina, esta inibição resulta numa estimulação excessiva dos nervos colinérgicos (De Bruijn & Hermens, 1993).

Rao & Rao (1981) investigaram os efeitos do organofosforado paration metílico na síntese de derivados lipídicos, em diferentes tecidos de peixes (músculo, brânquia, fígado e cérebro). Suas análises quantitativas registraram decréscimo de lipídios totais e fosfolipídios, e acréscimo de ácidos graxos livres em peixes expostos a 0,09 ppm, por 48h (dose subletal). Os autores sugerem com estes resultados que houve maior requisição de energia pelos peixes nesta condição.

A toxicidade do Paration metílico é resultado de uma conversão metabólica, na qual o grupo P=S é convertido em P=O, processada no retículo endoplasmático dos hepatócitos. O composto formado, o Paraoxon, é o responsável pela inibição de vários sistemas enzimáticos (colinesterases, carboxilases, acetilcolinesterases e fosforilases oxidativas mitocondriais). A inibição da AChE é o efeito tóxico mais

crítico, pois resulta no acúmulo do neurotransmissor acetilcolina nas sinapses, interrompendo a transmissão neural. Ainda que reduções substanciais na atividade da AChE do cérebro de peixes não tenham sido fatais, o efeito desta condição em atividades como alimentação, reprodução e relações presa-predador não são conhecidas (EPA, 1986; Silva, 1989).

Silva (1989) e Silva *et al.* (1992) investigaram os efeitos de doses subletais do organofosforado Folidol 600, cujo princípio ativo é o Paration metílico, no comportamento e na morfologia renal e hepática do tamboatá (*Callichthys callichthys*). Foram observadas alterações nos padrões comportamentais de motilidade, alimentação e respiração; lesões hepáticas e degeneração do epitélio tubular renal, além de inibição da colinesterase plasmática nos primeiros dias de intoxicação.

A acetilcolina tem a propriedade de excitar o sistema nervoso parassimpático e, somente pela sua presença, se dá a transmissão nervosa dos impulsos: das fibras paraganglionares aos gânglios autônomos; dos nervos colinérgicos pós-ganglionares aos músculos lisos, coração e células excretoras; dos nervos motores aos músculos estriados, além de certas estruturas do sistema nervoso central. A acetilcolina é hidrolisada pela acetilcolinesterase quase que imediatamente, o que permite às sinapses transmitirem novamente o impulso. Desta forma, quando há inibição da acetilcolinesterase, há acúmulo de acetilcolina, provocando hiperexcitação do sistema nervoso (Vernalha *et al.*, 1977).

### **O uso de defensivos agrícolas**

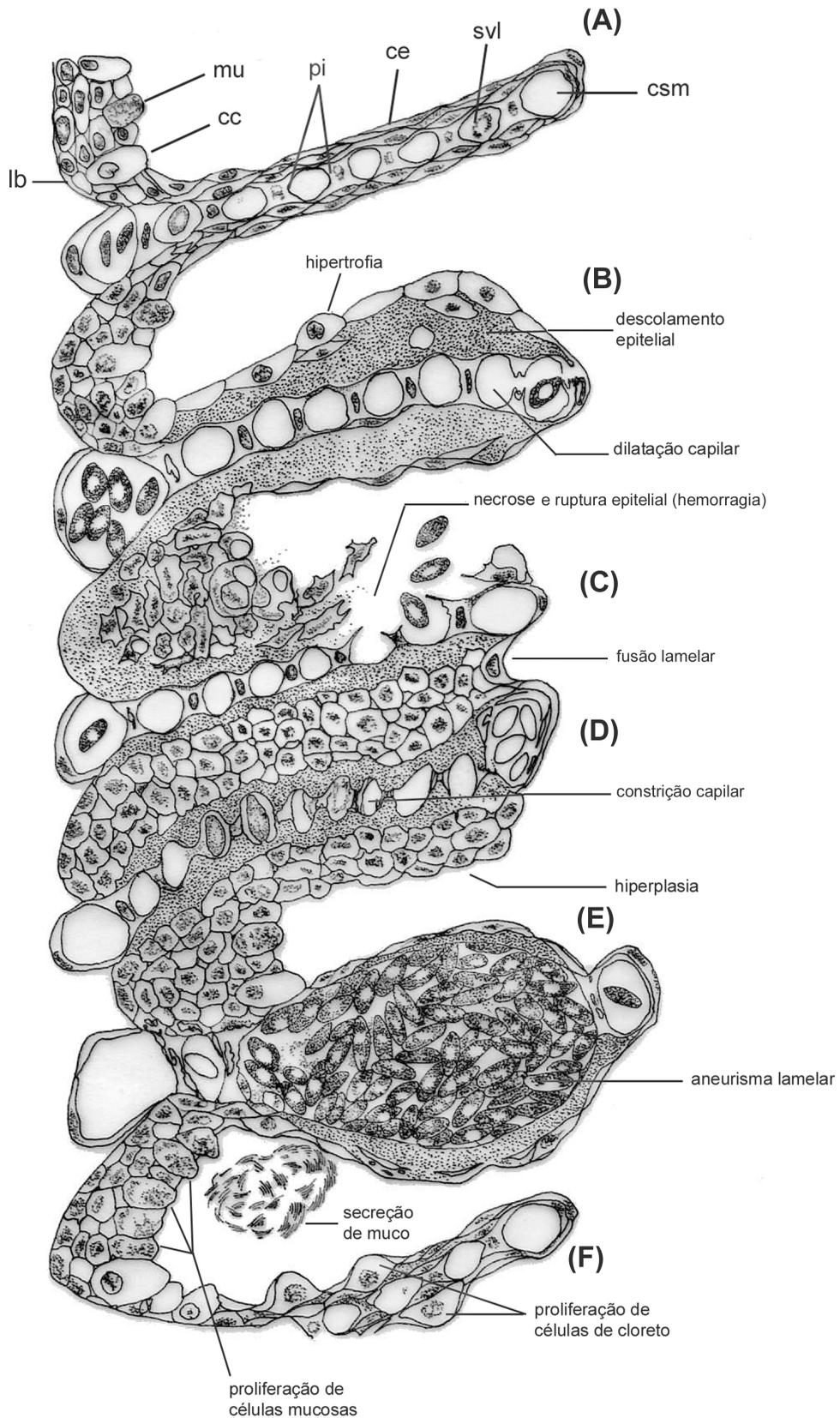
São inegáveis a participação e a importância dos defensivos agrícolas na economia mundial, principalmente quando nos deparamos com a previsão de que a população mundial irá dobrar nos próximos vinte anos, se continuarem as atuais taxas de crescimento populacional.

Neste amplo campo de estudos de impacto ambiental, o controle dos riscos devidos à formulação, manipulação, uso e distribuição de substâncias químicas representa uma das principais preocupações em política ambiental na atualidade. Diversas medidas de controle têm sido propostas e implementadas por muitos países, baseadas na avaliação dos riscos e benefícios de substâncias ao homem e ao ambiente.

Nas décadas de 40 e 50, a ciência e a tecnologia marcaram uma nova época no desenvolvimento agrícola, que destacou-se pela incorporação de tecnologias que promoveram o crescimento do PIB nos países desenvolvidos – somente no Japão, a riqueza aumentou 2,9 vezes. O desenvolvimento dos defensivos organossintéticos e o seu uso na agricultura foram marcantes nessa época. A propriedade inseticida do DDT foi descoberta em 1938, do 2,4-D em 1941, do BHC em 1942, do Aldrin e do Paration em 1948. O consumo destas substâncias aumentou em grande escala e os pesticidas agrícolas propiciaram um incremento significativo na produção agrícola de alimentos, através da redução das perdas ocasionadas por pragas, patógenos e plantas invasoras, entre outros (Goellner, 1987). Na década seguinte, entretanto, essas tecnologias começaram a ser questionadas em termos de seus efeitos na saúde humana e no ambiente.

Este consumo em grande escala, sem o devido treinamento dos aplicadores e dos envolvidos no seu transporte e armazenamento, resultou no aparecimento de problemas de intoxicação humana, contaminação do solo, ar e água, presença de resíduos nos alimentos, bioacumulação e efeitos adversos no ambiente. Só no Brasil, o consumo de defensivos agrícolas passou de 27.728 ton., em 1970, para 60.188 ton., em 1991 (Goellner, 1993). Em 1991, no Estado do Paraná, aconteceram 1.187 casos de intoxicação, dos quais 101 resultaram em mortes (Espinosa, 1993).

Segundo a Associação Nacional de Defesa Vegetal (ANDEF), uma consequência são as 3.500 ton. de embalagens plásticas de pesticidas produzidas somente na safra 1991/92. O destino delas não é menos preocupante: as margens de rios e córregos, poluindo o ambiente, quando não incineradas ou vendidas como sucatas sem qualquer controle (Nicolato, 1994).



**Figura 1:** diagrama esquemático das lesões branquiais mais comuns, induzidas por irritantes. Seis lamelas respiratórias são mostradas: **A** (normal), **B a F** (alteradas). Abreviações: **lb** – lâmina basal; **cc** – célula de cloreto; **mu** – célula mucosa; **pi** – célula pilar; **ce** – célula epitelial lamelar; **svl** – seio venoso lamelar; **csm** – canal sangüíneo marginal (*Salmo gairdneri*, modificada de Mallat, 1985).

## Estudos de impacto ambiental e legislação

Os problemas relacionados aos efeitos ambientais adversos de pesticidas levaram ao desenvolvimento de metodologias para identificar, reconhecer, prevenir e minimizar tais efeitos. A importância de conceitos de análise de impacto ambiental foi reconhecida pela primeira vez em 1966, pelo Comitê de Ciência, Pesquisa e Desenvolvimento da Academia Nacional de Ciências dos EUA (Goellner, 1987).

Por avaliação de impacto ambiental entende-se um estudo destinado a identificar e interpretar as conseqüências de determinadas ações, entre as quais o uso de agrotóxicos, à saúde humana e do ambiente. Para tanto, cada país instituiu comissões multidisciplinares com características administrativas legais para avaliar o nível de periculosidade dessas substâncias para o homem e o ambiente (Zagatto, 1993).

A legislação brasileira de agrotóxicos, considerada moderna e rigorosa, é classificada entre as mais restritivas do mundo, nos aspectos de saúde pública e de meio ambiente. No anexo III da Portaria Normativa nº 139, de 21/12/1994, encontram-se os testes ecotoxicológicos exigidos para o registro de agrotóxicos, que são: testes para determinar as características físico-químicas do produto, como identificação molecular, solubilidade, pH, hidrólise, fotólise, densidade, entre outros; testes de toxicidade para organismos não-alvo, como microrganismos, algas (*Chlorella vulgaris*), organismos do solo, abelhas, microcrustáceos (*Daphnia spp*), testes agudos, crônicos e de bioconcentração em peixes e aves; estudos do comportamento do produto no solo; testes de toxicidade para animais superiores (oral, inalatória e cutânea para ratos e coelhos) e avaliação do potencial genotóxico, embriofetotóxico e carcinogênico do produto em questão (Machado, 1992).

A Constituição Federal não se omitiu ao prever a obrigatoriedade para o poder público no controle dos agrotóxicos, tendo sido mais abrangente ao não mencionar expressamente o termo agrotóxico, mas “substâncias que comportem risco para a vida, a qualidade de vida e para o meio ambiente” (Machado, 1992).

A Lei nº 4.785, de 6/10/1965, modificada pela Lei nº 7.802 de 11/7/1989, obriga os produtores, importadores e exportadores de agrotóxicos a efetuar o registro desses produtos no Ministério da Agricultura. A portaria normativa 349, de 14/3/1990, dá competência ao Instituto Brasileiro de Meio Ambiente (IBAMA) “para emissão e renovação do registro, para a extensão do uso de agrotóxicos e afins, bem como para avaliação e classificação dos agrotóxicos”.

Na avaliação do nível de periculosidade, os produtos são apenas classificados quanto à sua potencialidade tóxica e a alguns outros parâmetros ecotoxicológicos, não levando em consideração a concentração de exposição esperada do produto no ambiente, a qual é utilizada no procedimento de avaliação de risco ambiental. A portaria normativa nº 139, de 21/12/1994, determina que a classificação, quanto ao potencial de periculosidade, deve basear-se nos parâmetros bioacumulação, persistência, transporte, toxicidade a diversos organismos, potencial mutagênico, carcinogênico e teratogênico do produto, obedecendo à seguinte graduação: Produto altamente perigoso (Classe I); Produto muito perigoso (Classe II); Produto perigoso (Classe III); Produto pouco perigoso (Classe IV).

Para efeito de se atribuir uma classificação quanto ao potencial de periculosidade ambiental de um agrotóxico, são atribuídas, inicialmente, classificações individuais para cada parâmetro acima mencionado. Assim, um agrotóxico pode ser considerado pouco perigoso quanto à sua persistência no ambiente e altamente perigoso para organismos aquáticos. Desse modo, as classificações específicas, assim como a atribuição de uma classificação final do produto, resultam de uma análise que se processa no âmbito de uma equipe técnica constituída por profissionais de diversas especialidades, bem como de consultas a publicações técnicas especializadas e a banco de dados .

Isso exposto, uma nova ciência, a Ecotoxicologia, surgiu principalmente para atender a regulamentação cada vez mais exigente na área ambiental. Com o objetivo de verificar se o uso e a

disposição de substâncias químicas causam problemas diretos ou indiretos para os ecossistemas, a ecotoxicologia vem estudando o comportamento e as transformações desses agentes químicos no ambiente, assim como seus efeitos sobre os organismos. Neste sentido, muita ênfase tem sido dada aos ecossistemas aquáticos pois, além das substâncias normalmente lançadas nestes sistemas, outras, provenientes do ar e do solo, podem eventualmente atingir o meio aquático na sua forma original ou como produto de transformação (Bertoletti, 1990).

### A utilização de testes de toxicidade

Para melhor entender os efeitos de agentes químicos para a vida aquática, têm sido utilizados, nestas últimas décadas, testes de toxicidade com organismos de águas continentais, estuarinas e marinhas, em condições laboratoriais e de campo (Cairns & Dickson, 1973).

Como já exposto, uma série de estudos físico-químicos e os prováveis efeitos de um agrotóxico sobre diversos organismos, de bactérias a mamíferos, são exigidos por lei, para sua regulamentação e classificação. E fazendo parte destes estudos, estão os testes de toxicidade aguda para peixes, que foram objeto de investigação deste trabalho.

A utilização de testes de toxicidade para peixes surgiu primeiro na Grã-Bretanha, nas décadas de 20 e 30. Nestes estudos, os peixes eram expostos a águas de drenagem de minas de chumbo e zinco. Na década seguinte, apareceram os primeiros estudos recomendando o uso de testes com peixes para avaliar a toxicidade de despejos industriais. Mas foi somente na década de 60 que os testes de toxicidade aguda, com 96h de duração, foram padronizados dentro de metodologias em Toxicologia Aquática (Bertoletti, 1990).

No Brasil, os laboratórios credenciados pelo IBAMA a realizarem os testes de toxicidade utilizam uma normatização divulgada pela Associação Brasileira de Normas e Técnicas (ABNT). Na **NBR 12714**, fatores abióticos como água, temperatura, O<sub>2</sub> dissolvido, luminosidade, e fatores bióticos como aclimatação e sensibilidade são considerados (ABNT, 1993).

Os testes de toxicidade aguda simulam, em laboratório, uma situação ambiental na qual o organismo é exposto, durante curto período de tempo, a concentrações elevadas de um agente tóxico. Para este teste, há três tipos de sistemas, utilizados conforme as características físico-químicas do produto em questão: *sistema estático*, no qual não há renovação da solução teste; *sistema semi-estático*, com renovação periódica da solução; e o *sistema de fluxo contínuo*, com renovação contínua da solução teste.

As espécies de peixes indicadas para estes bioensaios são *Poecilia reticulata*, *Hemigrannus marginatus*, *Cheirodon notomelas* e *Brachydanio rerio*, sendo que este último é amplamente utilizado graças à sua fácil manutenção em condições laboratoriais.

Nos testes de toxicidade aguda são testadas várias concentrações de um mesmo agrotóxico, em aquários com características bióticas e abióticas idênticas. Ao término de um teste é elaborado um relatório no qual, entre outras informações, devem constar a concentração mínima do agente tóxico letal a 100% dos organismos e a concentração máxima que não causa mortalidade. No entanto, é necessário dispor de métodos estatísticos para estimar um único valor que represente o conjunto dos dados gerados. Normalmente, o valor obtido num teste de toxicidade aguda é a CL 50 (concentração letal a 50% da população), sendo este o valor utilizado na prática. Com o estabelecimento de limites de confiança da CL 50, assegura-se que a verdadeira CL 50 esteja compreendida num determinado intervalo de concentrações.

O quadro de classificação de agrotóxicos, segundo a CL 50 para organismos aquáticos, foi elaborada por um grupo de consultores contratados pelo IBAMA, em 1990, quando foi iniciada a atividade de avaliação do potencial de periculosidade ambiental para agrotóxicos no Brasil (Quadro 1).

### Quadro 1: classificação dos agrotóxicos, segundo a CL 50.

CL 50 (PPM)	FATOR	CLASSIFICAÇÃO
> 100	4	Praticamente não tóxico
10 - 100	3	Pouco tóxico
0,1 - 10	2	Moderadamente tóxico
< 0,1	1	Altamente tóxico

Entretanto, é consenso de que a CL 50 é um dado preliminar que apenas oferece uma idéia a respeito da toxicidade de um agrotóxico aos peixes e outros organismos. A validade da utilização da CL 50, e o uso de uma espécie exótica, o *Brachidano rerio*, em bioensaios agudos, foram investigados por Machado (1995). Neste trabalho, foram estudados os efeitos de um organofosforado sobre as brânquias do pacu *Metynnis roosevelti*, uma espécie nativa de rios brasileiros. Exemplares foram expostos a doses letais (7 ppm) e subletais (1 ppm) de Mentox 600 CE, cujo princípio ativo é o Paration metílico. Observações em microscopia óptica evidenciaram enrugamento do epitélio das brânquias, seguido de descolamento do epitélio respiratório e hiperplasia, caracterizada por multiplicação celular sobre a superfície respiratória dos peixes. Estas alterações, acompanhadas por hipersecreção de muco que foi encontrado por sobre as lamelas respiratórias, foram observadas em peixes expostos a 7 ppm do organofosforado e podem ter sido a causa da morte dos animais. Na concentração 1 ppm, as alterações foram semelhantes, mas surgiram após período de tempo maior. Nesta concentração, foi realizado um estudo ultraestrutural, através da microscopia eletrônica de varredura, que indicou alterações na morfologia externa dos filamentos branquiais, como desorganização e conseqüente perda das microssaliências. Os resultados mostram que, mesmo em doses inferiores à CL 50, o organofosforado poderá lesar o epitélio branquial, e levar o animal a sofrer conseqüências secundárias decorrentes de alterações da superfície de trocas gasosas e iônicas de suas brânquias.

### Referências Bibliográficas

- ABEL, P. D. Toxicity of synthetic detergents to fish and aquatic invertebrates. *J. Fish. Biol.*, v. 6, p. 279-298, 1974.
- ABEL, P. D. Toxic action of several lethal concentrations of an anionic detergent on the gills of the brown trout (*Salmo trutta* L.). *J. Fish. Biol.*, v. 9, p. 441-446, 1976.
- ARILLO, A.; MARGIOCCO, C.; MELODIA, F. The gill sialic acid content as an index of environmental stress in rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. *J. Fish. Biol.*, v. 15, p. 405-410, 1979.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *Água - ensaio de toxicidade aguda com peixes - Parte 1 - sistema estático*, NBR 12714. Rio de Janeiro, 1993.
- BERTOLETTI, E. Ensaios biológicos com organismos aquáticos e sua aplicação no controle da poluição. *Cetesb*, São Paulo, 1990.
- BETTEX-GALLAND, M.; HUGHES, G. M. Contractile filamentous material in the pillar cells of fish gills. *J. Cell. Sci.*, v. 13, p. 359-370, 1973.
- BOLIS, L.; RANKIN, J. C. Interactions between vascular actions of detergent and catecholamines in perfused gills of european eel, *Anguilla anguilla* L. and brown trout, *Salmo trutta* L. *J. Fish. Biol.*, v. 16, p. 61-73, 1980.

- CAIRNS, J.; DICKSON, K. L. *Biological methods for the assessment of water quality*. [S. l.] : American Society for Testing and Materials, 1973. 256p.
- COUGHLAN, D. J.; GLOSS, S. P. Early morphological development of gills in smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*). *Can. J. Zool.*, v. 62, p. 951-958, 1984.
- DATTA-MUNSHI, J. S.; HUGHES, G. M. Scanning electron microscopy of the respiratory organs of juvenile and adult climbing perch, *Anabas testudineus*. *Japanase Journal of Ichthyology*, v. 33, n. 1, p. 39-45, 1986.
- DAVIS, P. W.; WEDEMEYER, G. A. Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> - activated-ATPase inhibition in rainbow trout: a site for organochlorine pesticide toxicity? *Comp. Biochem. Physiol.*, v. 40 B, p. 823-827, 1971.
- DAYE, P. G.; GARSIDE, E. T. Structural alterations in embryos and alevins of the Atlantic salmon, *Salmo salar* L., induced by continuous or short-term exposure to acidic levels of pH. *Can. J. Zool.*, v. 58, p. 27-43, 1980.
- DE BRUIJN, J.; HERMENS, J. Inhibition of acetylcholinesterase and acute toxicity of organophosphorous compounds to fish: a preliminary structure-activity analysis. *Aquatic Toxicology*, v. 24, p. 257-274, 1993.
- DE JAGER, S.; DEKKERS, W. J. Relations between gill structure and activity in fish. *Netherlands Journal of Zoology*, v. 25, n. 3, p. 276-308, 1975.
- EIRAS-STOFELLA, D. R. *Variabilidade morfológica da região faríngea dos arcos branquiais de algumas espécies de peixes (Teleostei), estudada através da microscopia eletrônica de varredura*. Curitiba, 1994. 125p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas-Zoologia) – Universidade Federal do Paraná.
- EPA. *Ambient water quality criteria for parathion*. Washington, DC. 1986.
- EPSTEIN, F. H.; SILVA, P.; KORMANIK, G. Role of Na-K-ATPase in chloride cell function. *Am. J. Physiol.*, v. 238 p. 246-250, 1980.
- ESPINOSA, H. R. M. Desenvolvimento e meio ambiente sob nova ótica. *Cetesb*, v. 7, n. 1, p. 40-44, 1993.
- EVANS, D. H. The fish gill : site of action and model for toxic effects of environmental pollutants. *Environmental Health Perspectives*, v. 71, p. 47-58, 1987.
- EVANS, D. H.; CAMERON, J. N. Gill ammonia transport. *Journal of Experimental Zoology*, v. 239, p. 17-23, 1986.
- EVANS, D. H.; CLAIBORNE, J. B.; FARMER, L.; MALLERY, C.; KRASNY, E. J. Fish gill ionic transport : methods and models. *Biol. Bull.*, v. 163, p. 108-130, 1982.
- FANTA, E.; LUVIZOTTO, M. F.; MEYER, A. P. Gill structure of the Antarctic fishes *Notothenia (Gobionotothen) gibberifrons* and *Trematomus newnesi*, Nototheniidae stressed by salinity changes and some behavioral consequences. *Nankyoku Shiriô (Antartic Record)*, v. 39, n. 1, p. 25-39, 1995.
- FLIK, G.; VERBOST, P. M. Calcium transport in fish gills and intestine. *J. Exp. Biol.*, v. 184, p. 17-29. 1993.
- GALIS, F.; BAREL, C. D. N. Comparative functional morphology of the gills of african lacustrine cichlidae (Pisces, Teleostei). An eco-morphological approach. *Netherlands Journal of Zoology*, v. 30, n. 2, p. 392-430, 1980.
- GOELLNER, C. I. *Impacto ambiental dos defensivos agrícolas : metodologia e interpretação dos resultados*. São Paulo, 1987. Palestra ministrada aos técnicos da Associação Nacional dos Defensivos Agrícolas.
- GOELLNER, C. I. *Utilização dos defensivos agrícolas no Brasil : análise do seu impacto sobre o ambiente e a saúde humana*. São Paulo : Artgraph., 1993. 102p.
- GOLDSTEIN, L. Gill nitrogen excretion. In: HOULIHAN, D. F.; RANKIN, J. C.; SHUTTLEWORTH, T. J. *Gills*. Cambridge : Cambridge University Press, 1982. p. 193-206.

- GONZALES, R. J.; McDONALD, D. G. The relationship between oxygen consumption and ion loss in a freshwater fish. *J. Exp. Biol.*, v. 163, p. 317-332, 1992.
- GOSS, G. G.; PERRY, S. F.; WOOD, C. M.; LAURENT, P. Mechanisms of ion and acid-base regulation at the gills of freshwater fish. *Journal of Experimental Zoology*, v. 263, p. 143-159, 1992.
- HOSSLER, F. E. Gill arch of the mullet, *Mugil cephalus*. III. Rate of response to salinity change. *Am. J. Physiol.*, v. 238, p. 160-164, 1980.
- HOSSLER, F. E.; HARPOLE, J. H.; KING, J. A. The gill arch of the striped bass, *Morone saxatilis*. I. Surface ultrastructure. *J. Sci. Microsc. Cytol.*, v. 18, n. 3, p. 519-528, 1986.
- HUGHES, G. M. Species variation in gas exchange. *Proceedings of the Royal Society of Medicine*, v. 59, n. 6, p. 494-500, 1966.
- HUGHES, G. M. Scanning electron microscopy of the respiratory surfaces of trout gills. *J. Zool.*, v. 188, p. 443-453, 1979.
- HUGHES, G. M. An introduction to the study of gills. In: HOULIHAN, D. F.; RANKIN, J. C.; SHUTTLEWORTH, T. J. *Gills*. Cambridge : Cambridge University Press, 1982. p. 1-24.
- HUGHES, G. M.; BYCZKOWSKA-SMYK, W. Ultrastructure of secondary gill lamella of the icefish, *Chaenocephalus aceratus*. *J. Zool.*, v. 174, p. 79-87, 1974.
- HUGHES, G. M.; DATTA-MUNSHI, J. S. Scanning electron microscopy of the respiratory surfaces of *Saccobranchus* (= *Heteropneustes*) *fossilis* (Bloch). *Cell. Tiss. Res.*, v. 195, p. 99-109, 1978.
- KAWALL, H. G. *Efeitos de águas ácidas em *Gymnocorymbus ternetzy* (Boulenger, 1895) (Pisces: Characidae)*. Curitiba, 1993. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Universidade Federal do Paraná.
- LAURENT, P.; PERRY, S. F. Environmental effects on fish gill morphology. *Physiological Zoology*, v. 64, n. 1, p. 4-25, 1991.
- LEWIS, S. V.; POTTER, I. C. A light and electron microscope study of the gills of larval lampreys (*Geotria australis*) with particular reference to the water-blood pathway. *J. Zool. Lond.*, v. 198, p. 157-176, 1982.
- LIN, H.; RANDALL, D. Evidence for the presence of an electrogenic proton pump on the trout gill epithelium. *J. Exp. Biol.*, v. 161, p. 119-134, 1991.
- LINDESJÖÖ, E.; THULIN, J. Histopathology of skin and gills of fish in pulp mill effluents. *Dis. Aquat. Org.*, v. 18, p. 81-93, 1994.
- LOCK, R. A. C.; van OVERBEEKE, A. P. Effects of mercuric chloride and methylmercuric chloride on mucus secretion in rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. *Comp. Biochem. Physiol.*, v. 69 C, p. 67-73, 1981.
- LUVIZOTTO, M. F. *Efeito de diferentes salinidades sobre as células de cloreto e as células secretoras do epitélio branquial do peixe antártico *Nototheniops nudifons* (Lonnberg, 1905)*. Curitiba, 1994. Dissertação (Mestrado em Biologia Celular) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná.
- MACHADO, M. R. *Efeitos do organofosforado paration metílico na morfologia e ultra-estrutura branquial do Pacu *Metynnis roosevelti*, Eigemann, 1915, e suas implicações ecotoxicológicas*. Curitiba, 1995. Dissertação (Mestrado em Morfologia) – Universidade Federal do Paraná.
- MACHADO, P. A. L. *Direito ambiental brasileiro*. 4. ed. São Paulo : Malheiros, 1992.
- MALLATT, J. Fish gill structural changes induced by toxicants and other irritants : a statistical review. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, v. 42, p. 630-648, 1985.
- MATTHIESSEN, P.; BRAFIELD, A. E. The effects of dissolved zinc on the gills of the stickleback *Gasterosteus aculeatus* L. *J. Fish. Biol.*, v. 5, p. 607-613, 1973.
- McBRIDE, R. K.; RICHARDS, B. D. The effects of some herbicides and pesticides on sodium uptake by isolated perfused gills from the carp *Cyprinus carpio*. *Comp. Biochem. Physiol.*, v. 51 C, p. 105-109, 1975.
- McDONALD, D. G. The effects of H<sup>+</sup> upon the gills of freshwater fish. *Can. J. Zool.*, v. 61, p. 691-703, 1983.

- McDONALD, D. G.; CAVDEK, V.; ELLIS, R. Gill design in freshwater fishes : interrelationships among gas exchange, ion regulation, and acid-base regulation. *Physiological Zoology*, v. 64, n. 1, p. 103-123, 1991.
- McKIM, J. M.; ERICKSON, R. J. Environmental impacts on the physiological mechanisms controlling xenobiotic transfer across fish gills. *Physiological Zoology*, v. 64, n. 1, p. 39-67, 1991.
- METCALFE, J. D.; BUTLER, P. J. The functional anatomy of the gills of the dogfish (*Scyliorhinus canicula*). *J. Zool. Lond (A)*, v. 208, p. 519-530, 1986.
- MITZ, S. V.; GIESY, J. P. Sewage effluent biomonitoring. I. Survival, growth, and histopathological effects in channel catfish. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 10, p. 22-39, 1985.
- NICOLATO, R. *Jornal Multirural - Multipress Agência de Notícias*, Curitiba, jun.1994. n. 12, p. 4-5.
- NOWAK, B. Histological changes in gills induced by residues of endossulfan. *Aquatic Toxicology*, v. 23, p. 65-84, 1992.
- OLIVEIRA RIBEIRO, C. A.; TURCATI, N. M.; CARVALHO, C. S.; CARDOSO, R.; FANTA, E. Efeito tóxico do HgCl<sub>2</sub> na estrutura dos arcos branquiais de *Trichomycterus brasiliensis* (Pisces, Siluroidei). In: SIMPÓSIO SOBRE MEIO AMBIENTE, 2., 1994, Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro : Universidade Salgado de Oliveira, 1994.
- ORONSAYE, J. A. O.; BRAFIELD, A. E. The effect of dissolved cadmium on the chloride cells of the gills of the stickleback, *Gasterosteus aculeatus* L. *J. Fish. Biol.*, v. 25, p. 253-258, 1984.
- PERERA, K. M. L. Ultrastructural of the primary gill lamellae of *Scomber australasicus*. *J. Fish Biol.*, v. 43, p. 45-49, 1993.
- PIIPER, J.; SCHEID, P. Physical principles of respiratory gas exchange in fish gills. In: HOULIHAN, D. F.; RANKIN, J. C.; SHUTTLEWORTH, T. J. *Gills*. Cambridge : Cambridge University Press, 1982. p. 45-62.
- PISAM, M.; CAROFF, A.; RAMBOURG, A. Two types of chloride cells in the gill epithelium of a freshwater-adapted euryhaline fish: *Lebistes reticulatus*; their modifications during adaptation to saltwater. *American Journal of Anatomy*, v. 179, p. 40-50, 1987.
- POWELL, M. D.; SPEARE, D. J.; BURKA, J. F. Fixation of mucus on Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum) gills for light and electron microscopy. *J. Fish Biol.*, v. 41, p. 813-824, 1992.
- PREIN, M.; KUNZMANN, A. Structural organization of the gills in pipefish (Teleostei, Syngnathidae). *Zoomorphology*, v. 107 p. 161-168, 1987.
- RANKIN, J. C.; STAGG, R. M.; BOLIS, L. Effects of pollutants on gills. In: HOULIHAN, D. F.; RANKIN, J. C.; SHUTTLEWORTH, T. J. *Gills*. Cambridge : Cambridge University Press, 1982. p. 207-220.
- RAO, K. S. P.; RAO, K. V. R. Lipid derivatives in the tissues of the freshwater teleost, *Saurotherodon mossambicus* (alias *Tilapia mossambica*) (Peters) - Effect of methyl parathion. *Proc. Indian Natn. Sci. Acad.*, v. 47 B, n. 1, p. 53-57, 1981.
- ROMER, A. S.; PARSONS, T. S. *Anatomia comparada dos vertebrados*. São Paulo : Ateneu, 1985.
- SAYER, M. D. J.; DAVENPORT, J. The relative importance of the gills to ammonia and urea excretion in five seawater and one freshwater teleost species. *J. Fish Biol.*, v. 31, p. 561-570, 1987.
- SCHIMD, O. J.; MANN, H. Action of a detergent (dodecylbenzenesulphonate) on the gills of the trout. *Nature*, v. 192, p. 675, 1961.
- SILVA, H. C. *Efeitos subletais do folidol 600 em Callichthys callichthys (Linnaeus, 1758) (Pisces, Teleostei)*. Curitiba, 1989. Dissertação (Mestrado em Ciências Veterinárias) – Universidade Federal do Paraná.
- SILVA, H. C.; MEDINA, H. S. G.; FANTA, E.; BACILA, M. Sublethal effects of the organophosphate Folidol 600 (Methyl parathion) on *Callichthys callichthys* (Pisces, Teleostei). *Comp. Biochem. Physiol.*, v. 105 C, n. 2, p. 197-201, 1992.

- SKIDMORE, J. F. Respiration and osmoregulation in rainbow trout with gills damaged by zinc sulphate. *J. Exp. Biol.*, v. 52, p. 481-494, 1970.
- SMART, G. The effect of ammonia exposure on gill structure of the rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *J. Fish. Biol.*, v. 8, p. 471-475, 1976.
- SODERBERG, R. W.; MCGEE, M. V.; BOYD, C. E. Histology of cultured channel catfish, *Ictalurus punctatus* (Rafinesque). *J. Fish. Biol.*, v. 24, p. 683-690, 1984.
- STOKER, P. W.; LARSEN, J. R.; BOOTH, G. M.; LEE, M. L. Pathology of gill and liver tissues from two genera of fishes exposed to two coal-derived materials. *J. Fish. Biol.*, v. 27, p. 31-46, 1985.
- VERBOST, P. M.; SCHOENMAKERS, T. J. M.; FLIK, G.; WENDELAAR BONGA, S. E. Kinetics of ATP and Na<sup>+</sup> gradient driven Ca<sup>+2</sup> transport in basolateral membranes from gills of freshwater and seawater adapted tilapia. *J. Exp. Biol.*, v. 186, p. 95-108, 1994.
- VERNALHA, M. M.; SILVA, R. P.; GABARDO, J. C.; COSTA, F. A. R. *Toxicologia dos inseticidas*. Curitiba : Universidade Federal do Paraná, 1977. 86p. (Série Didática, v. 5).
- WENDELAAR BONGA, S. E.; LOCK, R. A. C. Toxicants and osmoregulation in fish. *Netherlands Journal of Zoology*, v. 42, 2/3, p. 478-493, 1992.
- WITHERS, P. C. *Comparative animal physiology*. [S. l.] : Saunders College Publishing, 1992. 949p.
- ZAGATTO, P. A. Avaliação de risco para homólogo agrotóxicos. *Ambiente*, v. 7, n. 1, p. 23-28, 1993.

## The use of fish gills as indicators of water quality

### Abstract

The fish exhibit enormous morphologic diversity in their biology and in the habitats they occupy, constituting approximately half the already described species of vertebrates. Morpho-functional adaptations selected along evolution were necessary so that the fish were successful in colonizing so many diverse environments. In this adaptational context, fish gills perform vital roles because besides being the main site of gaseous exchange, they are also involved in osmoregulation processes, acid-basic balance, excretion of nitrogen compounds and tasting. Due to the need of aquatic animals to expose great areas of delicate tissue to the environment, these can serve as indicators of the quality of water. Organic pesticides, acids, salts, industrial waste and heavy metals, cause alterations in the epithelium of the gills and might alter the activity of ATPase-Na-K, and in this way, the regular ion flow. The most common morphological alterations in scientific publications are: epithelial lifting, necrosis, lamellar fusion, hypertrophy of epithelial cells, mucous hypersecretion, lamellar aneurysm, vascular congestion, mucous cells and chloride cells proliferation, leukocyte infiltration of epithelium, and alterations in blood sinus defined by pillar cells. Ultra-structural studies now constitute an important evaluation instrument of high toxicity tests currently utilized in Brazil.

**Key words:** gill, fishes, toxicity, environmental.

MACHADO, M. R. The use of fish gills as indicators of water quality. *UNOPAR Cient., Ciênc. Biol. Saúde*, Londrina, v. 1, n. 1, p. 63-76, out. 1999.