

Avaliação de risco ambiental de ecossistemas aquáticos

À medida que a humanidade aumenta sua capacidade tecnológica de intervir na natureza surgem conflitos quanto ao uso do espaço, dos recursos e da disposição dos resíduos no ambiente. Nos últimos anos a industrialização aumentou de forma avassaladora e trouxe consigo a disponibilidade de uma diversidade enorme de produtos químicos potencialmente tóxicos e a geração de resíduos em quantidade significativamente prejudicial ao ambiente aquático ^[146].

Como consequência destas atividades, tem-se observado uma expressiva queda da qualidade da água e perda de biodiversidade aquática, em função da desestruturação do ambiente físico, químico e alteração da dinâmica natural das comunidades aquáticas ^[147].

Um exemplo de compostos potencialmente tóxicos são os pesticidas. A preocupação com a contaminação de sistemas aquáticos superficiais e subterrâneos por pesticidas tem crescido no meio científico. Estudos desenvolvidos em várias regiões do mundo têm mostrado que a porcentagem dos produtos utilizados na agricultura que atingem os ambientes aquáticos é geralmente baixa. Entretanto, pesticidas persistentes e com grande mobilidade no ambiente têm sido detectados em águas superficiais e subterrâneas ^[148].

A concentração da maioria dos pesticidas em água é baixa em parte devido ao fato de serem geralmente pouco solúveis em água e em parte devido ao efeito de diluição ^[149]. Isto, no entanto, não exclui a possibilidade de que concentrações muito altas venham a ocorrer após pesadas chuvas, especialmente quando as áreas ao redor de um pequeno córrego tenham sido recentemente tratadas com altas doses de pesticidas. Mesmo em concentrações baixas, os pesticidas representam riscos para algumas espécies de organismos aquáticos que podem concentrar estes produtos até 1000 vezes. Não existe nível seguro previsível para pesticidas em água quando pode ocorrer biomagnificação ^[150].

Os grandes acidentes de origem tecnológica envolvendo substâncias químicas, ocorridos nas décadas de 70 e 80, motivaram os órgãos governamentais a promover diversos programas para o gerenciamento de riscos impostos por atividades industriais. Assim, as técnicas para a identificação de perigos e estimativa dos efeitos no homem e no meio ambiente decorrentes de incêndios, explosões e liberações de substâncias tóxicas, já amplamente utilizadas nas áreas aeronáutica, militar e espacial, foram gradativamente adaptadas e aperfeiçoadas e passaram a ser incorporadas como “ferramentas” para o gerenciamento de riscos em atividades industriais, em particular nas indústrias química e petroquímica ^[84].

Para avaliar o potencial de risco de um determinado poluente existem ferramentas de avaliação do risco ambiental (ARA) que podem ser empregadas, baseando-se em dados como consumo, características físico-químicas, entre outros sobre os poluentes a serem avaliados. Tais ferramentas apoiam as tomadas de decisão sobre o poluente de modo a serem tomadas medidas para minimizar seus impactos. Essas ferramentas foram desenvolvidas principalmente na Europa e EUA (a partir dos anos 1980) e recentemente vêm sendo empregadas em investigações científicas no Brasil ^[151].

Dessa forma, considerado o grau de impacto que os corpos aquáticos vêm sofrendo, é fundamental e urgente o desenvolvimento de um esforço amostral no sentido de avançar no conhecimento das interações naturais que ocorrem nestes ecossistemas para, assim, com embasamento científico, preservar, prevenir e/ou recuperar os corpos aquáticos contra ações impactantes ^[152].

9.1 Avaliação de impacto ambiental em ecossistemas aquáticos

Tradicionalmente, a avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos tem sido realizada através da medição de alterações nas concentrações de parâmetros físico-químicos. Este sistema de monitoramento, juntamente com a avaliação de variáveis microbiológicas (coliformes totais e fecais), constitui-se como ferramenta fundamental na classificação e enquadramento de rios e córregos em classes de qualidade de água e padrões de potabilidade e balneabilidade humanas no Brasil [153].

O monitoramento de variáveis físicas e químicas traz algumas vantagens na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos, tais como: identificação imediata de modificações nas propriedades físicas e químicas da água; detecção precisa da variável modificada, e determinação destas concentrações alteradas. Entretanto este sistema apresenta algumas desvantagens, tais como a descontinuidade temporal e espacial das amostragens. A amostragem de variáveis físicas e químicas

cas fornece somente uma fotografia momentânea do que pode ser uma situação altamente dinâmica ^[161]. Em função da capacidade de autodepuração e do fluxo unidirecional de ecossistemas lóticos, os efluentes sólidos carregados por drenagens pluviais para dentro de ecossistemas aquáticos podem ser diluídos (dependendo das concentrações e tamanho do rio) antes da data de coleta das amostras ou causarem poucas modificações nos valores das variáveis. Além disso, o monitoramento físico-químico da água é pouco eficiente na detecção de alterações na diversidade de habitats e microhabitats e insuficiente na determinação das consequências da alteração da qualidade de água sobre as comunidades biológicas ^[153].

Por outro lado, as comunidades biológicas refletem a integridade ecológica total dos ecossistemas (p. ex., integridade física, química e biológica), integrando os efeitos dos diferentes agentes impactantes e fornecendo uma medida agregada dos impactos ^[155]. As comunidades biológicas de ecossistemas aquáticos são formadas por organismos que apresentam adaptações evolutivas a determinadas condições ambientais e apresentam limites de tolerância a diferentes alterações das mesmas. Desta forma, o monitoramento biológico constitui-se como uma ferramenta na avaliação das respostas destas comunidades biológicas a modificações nas condições ambientais originais ^[153].

O monitoramento biológico é realizado principalmente através da aplicação de diferentes protocolos de avaliação, índices biológicos e multimétricos, tendo como base a utilização de bioindicadores de qualidade de água e habitat. Os principais métodos envolvidos abrangem o levantamento e avaliação de modificações na riqueza de espécies e índices de diversidade; abundância de organismos resistentes; perda de espécies sensíveis; medidas de produtividade primária e secundária; sensibilidade a concentrações de substâncias tóxicas (ensaios ecotoxicológicos), entre outros ^[155].

O plâncton, os peixes e os invertebrados têm sido os grupos mais usados em estudos de bioindicação. Dentre eles, destaca-se o estudo dos bentos, que funciona como excelente indicador, pois os organismos encontram-se em contato direto com o sedimento. Muitos organismos são sésseis e outros têm pequena capacidade de locomoção, não podendo evitar a poluição; além disso, o ciclo de vida desses organismos permite que se estudem efeitos em longo prazo ^[163]. Além disso, estes organismos dependem do substrato (sedimento) para alimentação e ou reprodução, o que faz com que qualquer alteração local seja rapidamente percebida, sendo a “resposta” muitas vezes quantificável, o que torna o estudo do bentos importante para avaliação de impactos ambientais ^[164]. É importante citar ainda que os macroinvertebrados são importantes componentes dos ecossistemas aquáticos, formando como um elo entre os produtores primários e servindo como alimento para muitos peixes, além de apresentar papel fundamental no processamento de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes ^[158-161].

Os fatores que regulam a abundância populacional ou a presença/ausência podem agir em qualquer estágio do ciclo de vida, e podem ser de origem abiótica (*e.g.* variáveis químicas: O₂, concentração de metais; variáveis físicas: sedimentação) ou biótica (*e.g.* competição, parasitismo, etc.). Espécies bioindicadoras são aqui definidas como sendo a espécie, ou a assembléia de espécies, que tem necessidades físicas e químicas ambientais particulares. Alterações na presença ou ausência, na fisiologia, na morfologia, na abundância ou no comportamento dessas espécies indicam que variáveis químicas e físicas estão fora dos limites toleráveis ^[162].

De uma forma geral a coleta de sedimento para análise de bentos é realizada através de um pegador ou draga, para cada ponto de amostragem são retiradas pelo menos três réplicas. As amostras são então armazenadas em sacos plásticos e fixadas, em campo, com formol neutralizado. No laboratório as amostras passam por lavagem através de redes ou peneiras com abertura de malha de 0,5 mm e o material retido é novamente preservado, porém com álcool 70° GL. Após a lavagem do sedimento é feita a triagem do material sob esteromicroscópio. Os organismos bentônicos são identificados até o menor nível taxonômico possível ^[163].

Os dados obtidos na identificação são transformados em indivíduos/m² e a eles são aplicados alguns índices bióticos, como:

Riqueza, que mede a variedade de organismos na amostra e tende a diminuir com a degradação do hábitat ^[163].

Dominância/Equitatividade, que mede a distribuição de densidade entre as espécies que compõem a comunidade, indicando a presença de alguma espécie cuja densidade supere 50% da densidade total da comunidade e, portanto alcance dominância. A dominância tende a aumentar com a degradação, enquanto que a equitatividade diminui ^[163].

Diversidade, que integra os dois atributos acima e tende a diminuir com a degradação ^[163].

Densidades totais ou populacionais. Esse atributo não responde linearmente a degradação, variando de acordo com o tipo de estresse a que a comunidade estará submetida ^[163].

Os índices acima são os mais utilizados em levantamentos de comunidades bentônicas. Contudo, existem inúmeros outros índices bióticos e todos têm características similares. Índices bióticos atribuem valores para espécies baseados em sua sensibilidade ou tolerância para tipos específicos de poluição, sendo o índice mais comum o Índice Biótico de Hilsenhoff, o qual aproveita essas diferenças na sensibilidade das espécies e categoriza locais baseados na abundância relativa de espécies sensíveis e tolerantes ^[164]. Por exemplo, está bem estabelecido que organismos pertencentes às ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera (existem exceções dentro de cada grupo), são relativamente sensíveis a

ambientes ricos em carga orgânica, ao passo que os quironomídeos (Diptera) são geralmente tolerantes ^[153,164].

O índice biótico de Hilsenhoff é dado como:

Índice biótico = $\sum p_i/t_i$

onde p_i e t_i são os valores proporcionais da abundância e tolerância de i th espécies, respectivamente.

A cada espécie se atribuiu uma pontuação que varia entre 0 e 10 de acordo com a sua tolerância a contaminação. A soma da pontuação de todas as espécies é o valor do índice biótico Hilsenhoff. O valor de 0 é atribuído as famílias mais intolerantes a contaminação orgânica e um valor de 10 é atribuídos as famílias mais tolerantes (Tabela 9.1) ^[165].

Tabela 9.1 Classificação e grau de contaminação da qualidade da água mediante o índice biótico de Hilsenhoff.

Índice Biótico	Qualidade da água	Grau de contaminação
0,00 – 3,75	Excelente	Sem contaminação de carga orgânica aparente
3,76 – 4,25	Muito boa	Ligeira contaminação orgânica
4,26 – 5,00	Boa	Algo de contaminação orgânica
5,01 – 5,75	Regular	Contaminação orgânica regular
5,76 – 6,50	Regular – pobre	Contaminação orgânica significativa
6,51 – 7,25	Pobre	Contaminação orgânica muito significativa
7,26 – 10,00	Muito pobre	Contaminação orgânica severa

Já existem vários trabalhos publicados no Brasil ^[153, 166, 167] e no exterior que contam com o índice biótico de Hilsenhoff para avaliar impactos ambientais em ecossistemas aquáticos ^[165, 168, 169, 170, 171].

9.2 Monitoramento biológico na avaliação de riscos ecológicos

Historicamente, a avaliação de impacto ambiental tem se concentrado nos efeitos de substâncias tóxicas emitidas por fontes pontuais sobre a saúde humana ^[153]. Entretanto, existem outras fontes de risco que podem afetar direta e/ou indiretamente as populações. Os riscos ecológicos, definidos como a probabilidade de que efeitos ecológicos adversos possam ocorrer como resultado da exposição dos ecossistemas naturais a um ou mais agentes estressores podem causar riscos severos à saúde humana e das demais comunidades biológicas ^[163].

A avaliação preliminar de riscos ecológicos é realizada através do monitoramento ambiental preventivo dos ecossistemas em risco. Em função da grande diversidade de impactos ambientais sobre os ecossistemas aquáticos, o controle ambiental de riscos ecológicos deve envolver uma abordagem integrada, através do monitoramento da qualidade física, química e biológica da água, bem como a avaliação da qualidade estrutural de habitats ^[153].

Desenvolvimento sustentável pode ser entendido como a melhoria das condições de existência dos povos, utilizando recursos naturais para a produção de bens de tal modo que estes continuem disponíveis para as futuras gerações. A única maneira efetiva de se garantir a sustentabilidade dos recursos naturais utilizados pelo homem é através da preservação das características naturais dos ecossistemas aquáticos. Neste sentido, o monitoramento ambiental da comunidade bentônica funciona como uma ferramenta fundamental da sociedade, através do qual pode-se avaliar o estado de preservação e/ou grau de degradação dos ecossistemas aquáticos, fornecendo subsídios para a proposição de estratégias de conservação de áreas naturais e planos de recuperação dos ecossistemas degradados ^[153].

Cabe citar um recente trabalho realizado nos Estados Unidos, onde a avaliação ambiental de uma bacia hidrográfica vem sendo realizada em escala regional usando o modelo de risco relativo. Esse estudo tem sido executado agora em cada bacia que faz parte dos estudos de longa duração de corpos receptores de algumas indústrias de celulose, objetivando gerar testes padrões de risco em cada local de estudo, através do levantamento das comunidades de peixes e de bentos. As bacias avaliadas incluíram os rios McKenzie e Mid-Willamette em Oregon, USA; Codorus Creek na Pennsylvania, USA e o Leaf River no Mississippi, USA. Em cada caso, o objetivo foi colocar os estudos de longa duração realizados em cada bacia hidrográfica dentro do contexto regional, incluindo fontes múltiplas, estressores, habitats e avaliação de valores-limites. Em cada exemplo, o modelo de risco propiciou medidas do risco relativo e hipóteses testáveis sobre padrões dentro dos corpos d'água ^[173].