
Práticas agroecológicas na preservação dos recursos hídricos: como os macroinvertebrados bentônicos respondem às alterações de qualidade da água?

Letícia Rigo Tavares, João Paulo Andrade Gomes, Gabriel Permanhe, Francielle Santana de Oliveira, Eloisio de Oliveira Martins, Danillo Sartório Rangel, Willian Moreira da Costa, Maurício Novaes Souza

<https://doi.org/10.4322/mp.978-65-994457-2-9.c7>

Resumo

As ações antrópicas, invariavelmente, causam impactos nos ambientes, que na sua maioria são negativos: o desenvolvimento urbano e as atividades agropecuárias estão entre os principais agentes de degradação ambiental. A fim de avaliar a evolução desses impactos, a ciência utiliza de indicadores ambientais capazes de traduzir os efeitos das ações antrópicas no meio ambiente. Esses indicadores podem ser de várias naturezas, tais como (os): físicos, químicos e biológicos - este último é o mais sensível às variações ambientais. Os macroinvertebrados bentônicos são utilizados como bioindicadores de qualidade da água por conta de várias características populacionais e comportamentais favoráveis ao estudo contínuo, por um longo intervalo de tempo, além da facilidade e simplicidade de coleta. Como a maioria das ações degradantes influencia na qualidade das águas, tanto superficiais quanto subterrâneas, o estudo da qualidade das águas se faz importante, uma vez que refletem os impactos das ações antrópicas em áreas urbanas ou rurais. Sendo assim, métodos de conservação de água e solo, principalmente em ambientes de produção agropecuária, são capazes de minimizar os efeitos químicos e físicos nas águas que, por consequência, afetam a população de organismos aquáticos, como os bentos. Estratégias como terraceamento, barraginhas, plantio direto e a conservação da mata ripária, quando trabalhadas em conjunto, podem mitigar os efeitos dos impactos ambientais causados pelo uso antrópico do solo e proporcionar quantidade e qualidade de águas suficientemente adequadas aos seus principais usos.

Palavras-chave: Macroinvertebrados bentônicos. Conservação. Bioindicadores. Recursos hídricos.

1. Introdução

Os ecossistemas aquáticos vêm sofrendo impactos com as ações antrópicas: principalmente devido ao desenvolvimento das atividades agropecuárias e dos centros urbanos: os principais fatores de mudanças de uso do solo, perda de habitats e de biodiversidade. A substituição de ambientes naturais para o estabelecimento de atividades antrópicas de exploração vem simplificando as interações ecológicas promovendo assim desequilíbrio nos serviços ecossistêmicos e nos estoques de recursos na natureza. Diante dessa realidade é inevitável que todos os ecossistemas sofram diretamente com a ação do homem, resultando assim em degradação ambiental (GOULART; CALLISTO, 2003; SOUZA, 2018; 2021).

Para avaliar os impactos ambientais em ecossistemas aquáticos os macroinvertebrados bentônicos são utilizados como bioindicadores: principalmente porque refletem as mudanças no ambiente, tais como: variação de pH, oxigênio dissolvido e teor de matéria orgânica (ESTEVES, 1998). A análise da estrutura populacional desses organismos é considerada um indicador mais sensível na avaliação de impactos ambientais do que as variáveis de qualidade da água, pois suas características de comportamento trazem vantagens no processo de análise espacial e temporal, tais como: serem organismos naturalmente abundantes, de locomoção limitada, estarem presentes durante grande parte do ano, distribuídos em diferentes níveis tróficos e responderem de formas diversas ao estresse (CAVALLI, 2015). Além disso, o tamanho dos animais, a coleta sem uso de equipamentos sofisticados e seu ciclo longo para observação de alterações no ambiente, tornam este método mais favorável (ALBA-TERCEDOR, 1996).

Os macroinvertebrados possuem diversas formas de vida e são encontrados em ambientes variados, podendo colonizar macrófitas e substratos (bentônicos). Possuem um importante papel ecológico em ecossistemas aquáticos com relevante participação no fluxo de energia, participando do processo de decomposição de microalgas; na ciclagem de nutrientes; na mineralização da matéria orgânica; no fluxo marinho de compostos químicos; e nos ciclos biogeoquímicos. Estes organismos habitam o fundo de ecossistemas aquáticos durante parcial ou total tempo de seu ciclo de vida, associado aos mais diversos tipos de substratos, tanto orgânicos como

inorgânicos (GOULART; CALLISTO, 2003; RIBEIRO *et al.*, 2005; SILVEIRA *et al.*, 2006).

Como são seres sensíveis às variações do ambiente, e por se comportarem de forma previsível frente a esses eventos, tanto de origem natural quanto antropogênica, os organismos bentônicos são ferramentas fundamentais para o diagnóstico ambiental (VAN LOON *et al.*, 2015). Dados sobre a diversidade e comportamento desses organismos explica o processo de exploração de recursos, como espaço e alimento.

Estudos sobre a composição da comunidade bentônica são importantes na medida em que reconhecem os efeitos de uma possível alteração sobre o ecossistema aquático. Além disso, é uma ferramenta para o manejo e uso sustentável de habitats, no qual pode evitar a rápida destruição dos ambientes naturais (AQUINO, 2005).

Conforme a Lei nº 12.651/2012 do Novo Código Florestal, as Áreas de Preservação Permanente (APPs) são áreas protegidas (BRASIL, 2012). A vegetação ripária conecta os ecossistemas aquáticos e terrestres (FRANÇA *et al.*, 2009), contribuindo com uma série de funções ecológicas para os ambientes lóticos, responsáveis tanto pela manutenção da biodiversidade quanto pela estabilidade do ambiente (Figura 1).



Figura 1. Trecho do rio Pomba com a presença de mata ciliar Fonte: Arquivo pessoal (2016). Fonte: Arquivo pessoal (2016).

As diferentes densidades da vegetação ripária influenciam de forma significativa o fluxo de matérias orgânicas nos riachos e, afetam, conseqüentemente, a estrutura e a composição da comunidade de macroinvertebrados presente (VANNOTE *et al.*, 1980). Existe, portanto, uma relação forte entre características da qualidade ambiental e cursos d'água: a ausência de mata ripária proporciona menor entrada de material alóctone e maior de substrato fino (ONO, 2011).

Os corpos hídricos integram as diferentes atividades que ocorrem nas áreas de entorno, considerando-se o uso e a ocupação do solo. Assim, suas características ambientais, especialmente as comunidades biológicas, fornecem informações sobre as conseqüências das ações antrópicas e refletem na qualidade ambiental (CALLISTO *et al.*, 2001).

Este trabalho tem por objetivo demonstrar a importância do uso dos macroinvertebrados bentônicos como indicadores da qualidade ambiental bem como para o equilíbrio do agroecossistema.

2. Água e Meio Ambiente

A água é um recurso natural essencial por ser um composto fundamental para o metabolismo dos organismos vivos, contribuindo para a manutenção da vida, saúde e bem-estar do homem.

A água potável de acesso para a população é relativamente escassa, apresentando-se como um dos principais problemas ambientais a serem enfrentados pela população mundial nas próximas décadas. Existem quatro modalidades principais de consumo de água: agricultura, produção energética, atividade industrial e abastecimento humano. Como a população mundial cresce constantemente, demandam-se mais alimentos e energia elétrica (MARMONTEL; RODRIGUES, 2015).

As Nações Unidas preveem que em 2030 a sociedade vai aumentar a demanda em 35% de alimentos, 40% de água e 50% de energia. Até 2050, a demanda por alimentos e por energia crescerá 70% e 60%, respectivamente. O Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos (WWDR4), lançado em 2014, prevê um maior distanciamento econômico entre países, entre setores econômicos ou até mesmo entre regiões dentro dos países, como conseqüência das dificuldades crescentes de acesso

à água. Além disso, o documento alerta que esse processo prejudicará principalmente a população mais pobre (ONU, 2014).

A conservação dos recursos hídricos é considerada um importante serviço ambiental, especialmente diante do cenário de mudanças climáticas globais. Possíveis alterações na oferta natural de água representam impactos profundos na dinâmica dos ecossistemas naturais e na produtividade agrícola, trazendo sérias consequências socioeconômicas (SALATI *et al.*, 2002; SOUZA, 2015). Portanto, a procura de mecanismos eficazes capazes de reduzir esses impactos ambientais nesses sistemas tem sido considerada como uma das prioridades de pesquisa desse século e um desafio para o próximo (NEGREIROS, 1997).

Os ecossistemas aquático e terrestre estão conectados pelo ciclo hídrico (Figura 2). Por conta da íntima relação entre a vegetação terrestre e os sistemas aquáticos, as crescentes taxas de derrubada de vegetação nativa para implantação de sistemas agropecuários podem proporcionar alterações drásticas nos corpos hídricos, como transporte de sedimentos, de matéria orgânica e de nutrientes para os cursos d'água (MCCLAIN; ELSENBEEER, 2001). Tais alterações afetam a resistência e a resiliência dos agroecossistemas, bem como toda a diversidade regional.

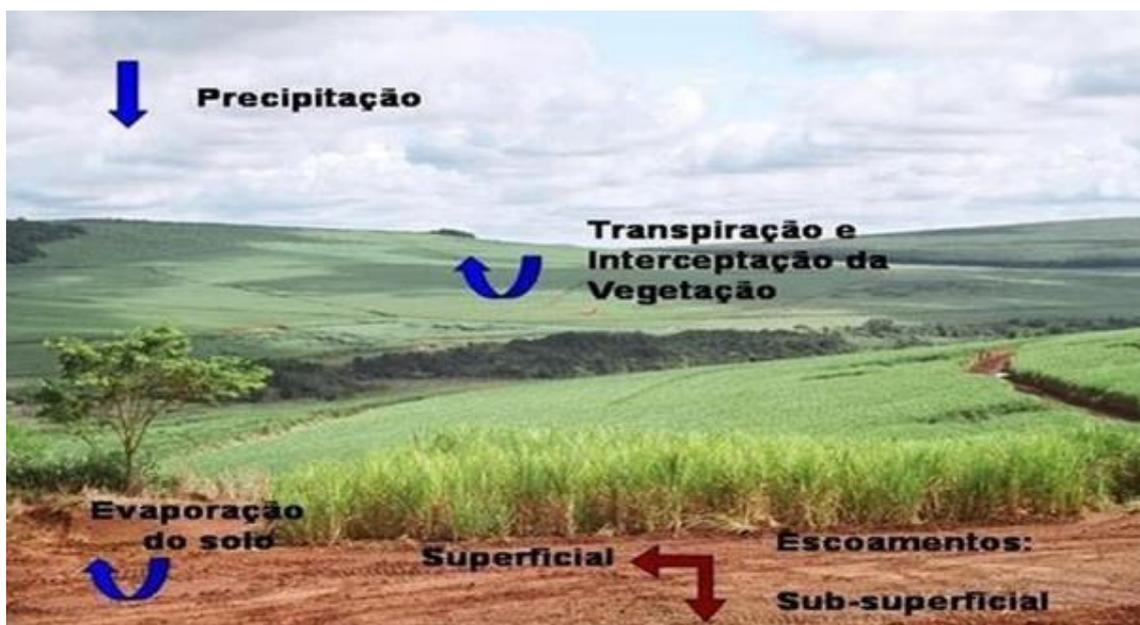


Figura 2. Cobertura vegetal e sua influência sobre o ciclo hidrológico. Fonte: EMBRAPA (2012)

A deposição de qualquer tipo de resíduo no solo pode gerar grandes impactos e externalidades ambientais, principalmente no âmbito da degradação de recursos naturais. Tais resíduos podem ser ou gerar líquidos de percolação, que por consequência atingem águas superficiais ou subterrâneas: o uso e a ocupação do solo, urbano e rural, influenciam diretamente na qualidade da água. Cabe considerar que os corpos hídricos de pequeno porte são particularmente mais sensíveis aos distúrbios antropogênicos (Figura 3).



Figura 3. Microbacia do IF Sudeste de Minas campus Rio Pomba sem cobertura vegetal original: pastagens degradadas e assoreamento do corpo hídrico. Fonte: Arquivo pessoal (2015).

Estudos das interações dos recursos ambientais com ações antrópicas em uma bacia hidrográfica são necessários: segundo Lima (1986) e Souza (2015), a conservação da água não pode ser atingida sem considerar a conservação dos outros recursos naturais.

3. Ações antrópicas e impactos nos ecossistemas aquáticos

O avanço da atividade humana ao longo do tempo resultou em uma série de impactos ambientais, destacando-se a exploração inconsciente e desordenada dos recursos hídricos. A supressão da vegetação e da paisagem original nas proximidades dos ambientes aquáticos desequilibra as

comunidades animais e vegetais, afeta a disponibilidade de alimento e se relacionado às atividades agropecuárias, contamina os ecossistemas aquáticos por intermédio de efluentes e agroquímicos (MARTINS *et al.*, 2014; SOUZA, 2018).

Os ecossistemas aquáticos funcionam, em grande parte, como reservatórios, diretos ou indiretos, de muitos tipos de poluentes presentes no ar, no solo ou lançados diretamente nos corpos hídricos, no curto e em longo prazo (MEYBECK; HELMER, 1996; SOUZA, 2015; 2018; 2021). Sendo assim, os recursos hídricos são os mais vulneráveis quando afetados pela atividade humana, comprometendo qualidade, quantidade ou suas características referentes ao aporte de nutrientes (ALLAN *et al.*, 1997), diversidade faunística e produtividade das comunidades envolvidas (WOOD; ARMITAGE, 1997; PRINGLE *et al.*, 2000).

Nas últimas décadas, as atividades antrópicas como a mineração, o barramento e o represamento, a alteração dos cursos dos rios, o lançamento de resíduos domésticos e industriais sem tratamento, o desmatamento e a exploração inadequada do solo, alteraram significativamente a dinâmica dos ecossistemas aquáticos (Figura 4). Em consequência, observa-se uma queda expressiva na qualidade da água e biodiversidade aquática (GOULART; CALLISTO, 2003).



Figura 4. Alteração de corpos hídricos e seus impactos. Fonte: Secretaria da Educação do Paraná (2016).

A gradual redução da biota aquática pode acarretar a extinção de espécies ainda não conhecidas, mudanças nos parâmetros físico-químicos e redução da qualidade da água. Frente a esses distúrbios, alguns organismos aquáticos possuem certo grau de tolerância a determinadas condições ambientais, além de poderem desenvolver adaptações evolutivas, o que pode alterar a estrutura e composição da comunidade aquática, por intermédio da dominância de espécies favorecidas (ALBA-TERCEDOR, 1996; GOULART; CALLISTO, 2003; BATISTA *et al.*, 2010).

3.1. A agropecuária e seus impactos sobre a qualidade das águas superficiais

O sistema de produção agropecuária atual está diretamente relacionado e dependente da utilização de insumos agrícolas para controlar os organismos nocivos que ocorrem e atacam os produtos agrícolas prejudicando as colheitas. Apesar dos benefícios, a aplicação destes insumos gera, comumente, grandes problemas: esses químicos muitas vezes são tóxicos, podendo ser cancerígenos, mutagênicos, teratogênicos e mimetizadores de hormônios. São aplicados em grande quantidade, em áreas bastante extensas e, geralmente, possuem grande persistência no meio ambiente (PRIMEL *et al.*, 2005).

A situação de um corpo d'água está estreitamente relacionada às atividades humanas realizadas ao seu entorno (Figura 5). Para a compreensão de como as comunidades de macroinvertebrados bentônicos estão reagindo à alteração da qualidade de água é preciso identificar quais variáveis físicas, químicas e biológicas estão afetando os organismos (TATE; HEINY, 1995).

Em águas continentais, segundo Berenzen *et al.* (2005), a distribuição e a densidade de táxons de macroinvertebrados são influenciadas por vários fatores, entre eles a poluição orgânica, a degradação de habitat e o uso de agrotóxicos. Estes animais apresentam duas estratégias de adaptação ao regime de instabilidade do meio: a resiliência e a persistência. Resiliente é a biota que apresenta capacidade de recolonização rápida de áreas perturbadas; e persistente é a biota que demonstra uma boa capacidade de resistência a distúrbios (WINTERBOTTON *et al.*, 1997; SOUZA, 2015).



Figura 5. Principais ações antrópicas em ambientes de atividade agrícola que afetam indiretamente ou diretamente os ecossistemas aquáticos. Fonte: TATE; HEINY (1995).

Com o objetivo de determinar a persistência na água e a influência de Clomazone, Quinclorac, Metsulfuron-methyl e Propanil na comunidade zooplanctônica de água doce, Reimche *et al.* (2008) observaram que herbicidas Clomazone [2-[(2-clorobenzil)]-4,4-dimetil-1,2-oxazolidin-3-ona] e Quinclorac [3,7-dicloroquinolina-8-ácido carboxílico] possuem uma persistência relativamente mais alta em área de cultivo de arroz, se comparado a outros herbicidas. Estes mesmos autores verificaram que para Cladocera, a partir do 10º dia de irrigação, o Quinclorac fez com que houvesse um aumento na densidade dessa ordem se comparado ao tratamento controle. Já para o Clomazone, a partir do 18º dia houve tendência ao aumento de organismos deste grupo: isso possivelmente ocorreu devido ao estresse causado pela ação do produto químico, que fez com que houvesse um aumento na taxa de reprodução desses microcrustáceos.

Baumart (2010) investigou o impacto da utilização de diferentes agroquímicos, empregados na lavoura de arroz irrigada por inundação sobre a densidade e riqueza de organismos bentônicos, em duas coletas: uma realizada ao 28º dia, e outra no 84º dia após a entrada de água nas parcelas. Essas datas são correspondentes, respectivamente, à época de crescimento do cereal e de pré-colheita (secagem da área para o início da colheita), observando que a menor densidade e riqueza foram registradas no tratamento

com o herbicida Quinclorac na primeira e segunda coleta. No decorrer do cultivo agrícola do arroz irrigado houve tendência de aumento na abundância absoluta e riqueza da comunidade aquática. Este autor ainda observou uma gama muito ampla de agrotóxicos que afeta a população de chironomídeos, tanto de forma direta (inseticida), quanto indireta (herbicidas).

A relação dos herbicidas com a comunidade bentônica pode ser explicada pelo fato de que com a utilização destes insumos há uma redução na disponibilidade de recursos alimentares e trocas na estrutura da comunidade de algas, podendo ainda estar associado a esta questão o efeito tóxico desses recursos alimentares (GAGNETEN, 2002).

4. Macroinvertebrados bentônicos: bioindicadores de qualidade da água

A avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos tem sido realizada por intermédio da medição das alterações nas concentrações das variáveis físicas e químicas. Este sistema de monitoramento, juntamente com a avaliação de variáveis microbiológicas (coliformes totais e fecais), constitui-se como uma ferramenta fundamental na classificação e enquadramento de rios e córregos em classes de qualidade de água e padrões de potabilidade e balneabilidade humanas (GOULART; CALLISTO, 2003).

As comunidades biológicas podem refletir a integridade ecológica total dos ecossistemas, integrando os efeitos dos diferentes agentes impactantes, e fornecendo uma medida agregada desses impactos. Por este motivo se constituem em ótimos parâmetros para avaliação da qualidade ambiental em ecossistemas aquáticos (BARBOUR *et al.*, 2000). Estas comunidades são formadas por organismos que apresentam adaptações evolutivas a determinadas condições ambientais e apresentam limites de tolerância às diferentes alterações das mesmas (ALBA-TERCEDOR, 1996). Os organismos comumente utilizados na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos são os macroinvertebrados bentônicos, peixes e comunidade perifítica.

A avaliação da qualidade da água por meio de indicadores biológicos surgiu principalmente para suprir a falta de eficiência dos indicadores físico-químicos, visto que estes não conseguem descrever integralmente o nível de qualidade dos corpos hídricos (BAPTISTA *et al.*, 2007).

Um bom indicador de qualidade de água deve refletir as condições de estresse às quais o sistema está exposto, em função da composição das comunidades presentes nos corpos d'água. Desse modo, os organismos bioindicadores devem responder à concentração de poluentes e a intensidade de estresse em função do tempo, levando em consideração que os organismos aquáticos normalmente acumulam xenobióticos, especialmente aqueles que possuem baixa solubilidade em água (QUEIROZ *et al.*, 2008).

Essa resposta se dá aos níveis bioquímicos, celulares, fisiológicos, compartimentais ou energéticos, bem como às condições do meio em relação aos indícios de contaminação, indicando alteração da normalidade. A avaliação dos impactos pode ser por fluidos corporais, células, tecidos ou o próprio organismo completo (ARIAS *et al.*, 2007).

Nesse contexto, os bioindicadores de qualidade da água podem ser espécies ou comunidades biológicas que mostram o grau do impacto ambiental de seus corpos hídricos. Tais indivíduos podem ser estudados de forma conjunta, a fim de avaliar mudanças ecológicas causadas pela poluição, uma metodologia efetiva que supera a avaliação físico-química da água. Geralmente, os bioindicadores mais adotados são aqueles sensíveis às mudanças na sazonalidade e às atividades humanas, como a poluição (CALLISTO *et al.*, 2005).

Crescentemente, estudos referentes à qualidade de água utilizam as comunidades biológicas em conjunto com as variáveis físicas e químicas da água e do sedimento, com o objetivo de se obter uma visão ampliada das interferências que uma determinada microbacia e, conseqüentemente, seu canal de drenagem, recebem ao longo de um período de tempo. Nesse sentido, a comunidade bentônica vem ganhando grande destaque, principalmente em estudos realizados em rios, por serem organismos sedentários e com um ciclo de vida relativamente curto (se comparados aos peixes).

Os macroinvertebrados bentônicos são considerados bons indicadores da qualidade de água, uma vez que por esse ciclo de vida curto acabam expressando, de uma forma mais rápida, as modificações ocorridas no ambiente por intermédio da mudança na estrutura das populações e comunidades (ROSEMBERG; RESH, 1993; TUNDISI, 2003). Esses autores

ainda destacam outro ponto no uso de macroinvertebrados bentônicos para o biomonitoramento: o fato de essa comunidade ser composta por grande diversidade biológica resulta numa maior variabilidade de respostas frente aos diferentes tipos de impactos ambientais.

Segundo Ferraz (2008), os macroinvertebrados bentônicos se caracterizam por habitar o sedimento dos corpos hídricos, tanto continentais quanto oceânicos. Dentre os continentais, predominam as larvas de insetos anelídeos, gastrópodes e crustáceos, todos esses com tamanho de corpo maior que 0,5 mm. São bioindicadores de qualidade da água e podem ser classificados em organismos sensíveis ou intolerantes, organismos tolerantes e organismos resistentes (GOULART; CALLISTO, 2003) (Figura 6).

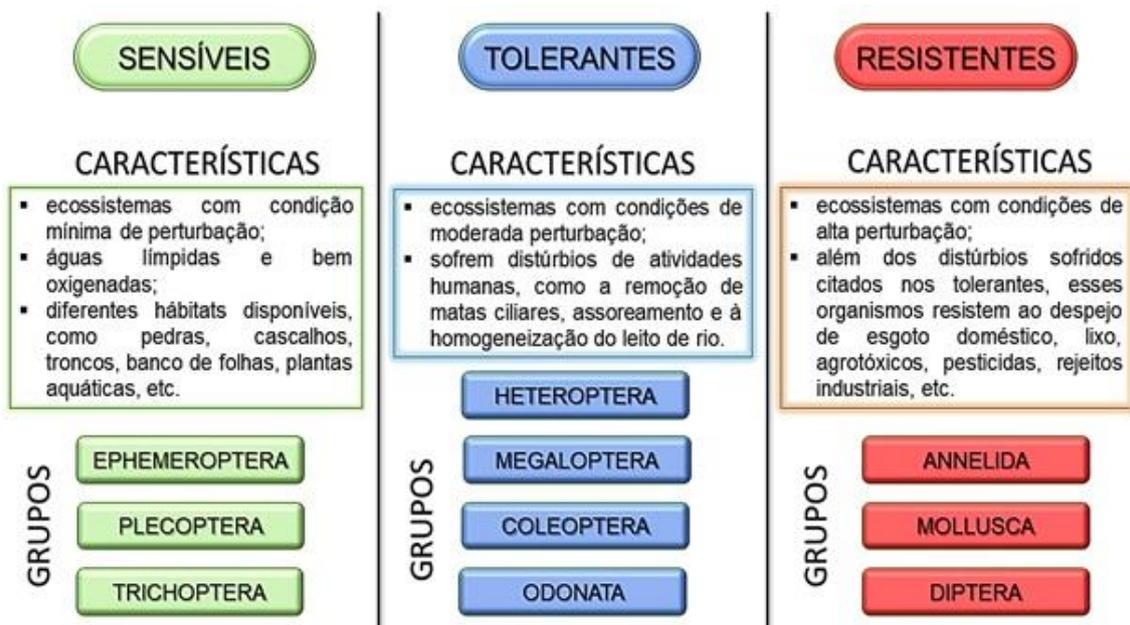


Figura 6. Síntese das principais características dos grupos de bioindicadores bentônicos de qualidade de água. Fonte: adaptado de França; Calisto (2019).

Os organismos sensíveis ou intolerantes vivem no fundo dos rios, debaixo de pedras, em águas limpas e com muito oxigênio: por serem mais sensíveis aos altos teores de contaminantes, retornam a informação de que determinado ambiente aquático está em boas condições ambientais. Já os organismos tolerantes vivem, preferencialmente, em águas limpas, mas podem tolerar o início do processo de poluição. No entanto, os organismos tolerantes, que vivem no fundo dos rios, enterrados na areia ou lama, desde águas limpas

até as sujas e sem oxigênio, podem sobreviver em locais muito poluídos, e por isso indicam que o ambiente em questão está ambientalmente degradado (FRANÇA *et al.*, 2008).

A importância da fauna bentônica para a estabilidade de seu habitat é reconhecida na literatura. Desempenham importantes funções na dinâmica dos ecossistemas aquáticos e fornece bens e serviços ecossistêmicos essenciais. Esses organismos participam do processo de decomposição de microalgas, mineralização da matéria orgânica e no fluxo marinho de compostos químicos. Por responderem de forma previsível aos distúrbios naturais e antropogênicos, os organismos bentônicos são amplamente utilizados como indicadores ambientais (VAN LOON *et al.*, 2015). Portanto, torna-se uma ferramenta fundamental para o diagnóstico ambiental: deve-se conhecer o estado do ecossistema para definir planos de manejo e ações prioritárias.

As informações sobre a diversidade e comportamento desses organismos mostram de que forma são explorados os recursos, como espaço e alimento. Considerando que os organismos bentônicos são naturalmente abundantes, têm locomoção limitada, são residentes ao longo do ano, compõem vários níveis tróficos e respondem de formas diferentes ao estresse, a análise da estrutura é considerada um indicador mais sensível na avaliação de impactos ambientais do que as variáveis de qualidade da água (CAVALLI, 2015).

A composição, variabilidade espacial e diversidade de espécies da comunidade bentônica são particularmente importantes no que remete aos processos de troca de energia, devido a sua posição intermediária entre os componentes de água e sedimento. Além disso, a fauna bentônica representa a principal ligação entre os organismos consumidores primários e secundários presentes nos corpos de água (LOHRER *et al.*, 2004; TUNDISI; TUNDISI, 2010).

Segundo Callisto *et al.* (2005), os zoobentos são essenciais para a estabilidade ecológica. Realizam a transferência da energia obtida, por meio da matéria orgânica no sedimento, para os animais que os tem como fonte de alimento nos ecossistemas aquáticos, tais como: peixes, anfíbios e aves. Segundo esses mesmos autores, o “Programa de Biomonitoramento Ambiental” pode ser definido como:

O que integra medições físicas, químicas e biológicas, permitindo a caracterização físico-química dos ecossistemas aquáticos de uma bacia hidrográfica e o estudo da ecologia dos organismos bioindicadores de qualidade da água. O uso desses organismos como bioindicadores é baseado em um princípio simples: submetidos a condições adversas, os organismos se adaptam ou morrem. Portanto, os organismos que vivem em um dado ecossistema estão adaptados as suas condições ambientais e, por isso, devem refletir o nível de preservação das condições naturais ou as alterações provocadas pela emissão de poluentes ambientais (CALLISTO *et al.*, 2005).

4.1. Vegetação ripária e importância ambiental

Conforme o Novo Código Florestal (BRASIL, 2012), as Áreas de Preservação Permanente (APPs) são áreas de proteção obrigatórias, que correspondem a topos de morro, as faixas marginais de qualquer curso d'água, ao redor de lagos e lagoas naturais e entorno das nascentes e olhos d'água perenes, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, o ambiente e a sua biodiversidade, proteger os solos, contribuindo para o equilíbrio geológico e hidrológico e garantir o bem-estar humano (Figura 7).

A vegetação ripária exerce forte influência sobre o fluxo de matéria orgânica nos corpos hídricos, afetando a estrutura e composição da comunidade faunística (VANNOTE *et al.*, 1980; SOUZA, 2015).

Nos trechos de vegetação ripária densa, o sombreamento da água dificulta a entrada de luz, fazendo que o principal aporte de matéria orgânica seja alóctone; ou seja, oriundo da matéria externa, como degradação de folhas e restos vegetais: configuram-se o principal recurso energético para as comunidades aquáticas nesses sistemas. Nos lugares onde essa vegetação não é tão densa, a luminosidade intensa favorece a produção primária - automaticamente o aporte autóctone de matéria (VANNOTE *et al.*, 1980; TOWNSEND *et al.*, 2010; LISBOA, 2012; SOUZA, 2015; 2021).



Figura 7. Representação das Áreas de Preservação Permanente. Fonte: ECOBRASIL (2020).

A remoção da vegetação ripária causada pela intensa alteração do ambiente interfere na fonte de recurso para o ecossistema aquático, afetando os níveis tróficos e consequentemente a estrutura das comunidades de macroinvertebrados (BARRELLA *et al.*, 2000). De acordo com Ono (2011), uma relação forte entre cursos d'água com a retirada da mata ripária e algumas características do habitat relacionadas com perda de qualidade ambiental, como menor entrada de material alóctone e maior de substrato fino pode ser observada. Além disso, quando essas características estão associadas à presença de maior quantidade de vegetação nas margens, a correlação se dá por conta de uma maior abundância de coletores, filtradores e predadores nos riachos com mata ripária alterados.

A vegetação ciliar proporciona a estabilidade do solo e controle de processos erosivos e desempenham o papel de filtros, retendo a chegada de nutrientes, agrotóxicos, poluentes e sedimentos que seriam levados para os cursos de água, dificultando os impactos dos processos de alterações físicas,

químicas, biológicas (VILELA, 2006; NEVES *et al.*, 2014), contribuindo, assim, para conservar as redes de drenagem (Figura 8).

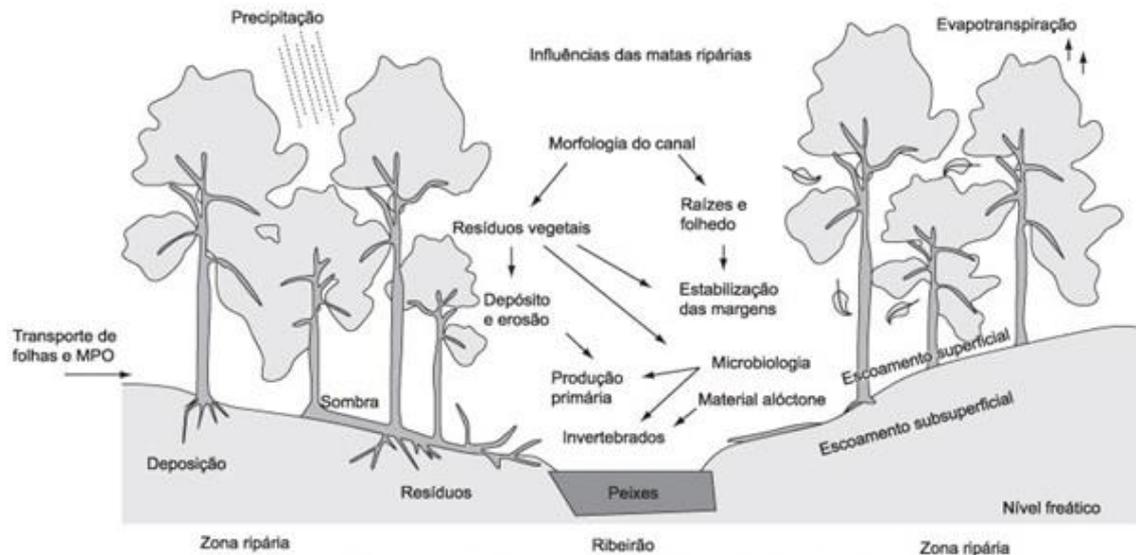


Figura 8. Principais processos dependentes de florestas ripárias Fonte: Adaptado de Tundisi; Tundisi (2010).

Há de se considerar que um ecossistema é uma unidade complexa com variedades e variações de formas de vida, populações e características; contudo, sofre mudanças temporais, não sendo estático e podendo, inclusive, alterar a composição de sua biodiversidade. O uso e ocupação do solo, seja em áreas rurais ou em áreas urbanas, ao longo do tempo tem impactado profundamente a rede de drenagem: a proteção das APPs é um dos objetivos da legislação ambiental (PEREIRA *et al.*, 2011; SOUZA, 2015; 2021).

É fundamental a sua conservação porque a produção primária está intimamente ligada à biodiversidade, ao fluxo de energia, ao balanço hídrico e à reciclagem dos elementos minerais (SOUZA, 2008; 2021). De acordo com ALTIERI (1999), a biodiversidade se refere às espécies de plantas, animais e microrganismos existentes que interagem dentro de um ecossistema. Em um agroecossistema, a manutenção da biodiversidade natural ou o seu incremento, auxilia na preservação do banco de germoplasma de espécies nativas, na reciclagem de nutrientes, no controle do microclima local, na

regulação de processos hidrológicos, no equilíbrio entre organismos desejáveis e indesejáveis, entre outros fatores.

A retirada deste tipo de vegetação e sua substituição por atividades agropecuárias, tais como as pastagens e a expansão urbana, têm causado distúrbios na qualidade da água e distribuição hídrica (DAVIDE *et al.*, 2002; PINTO, 2003; GROSSI, 2006; SOUZA, 2015; 2018; 2021), fazendo-se necessários ajustes no planejamento e na gestão desses recursos (IOST, 2008).

Para Tundisi (2003), as soluções não podem ser desprovidas de embasamento técnico e capacidade real de solução de problemas, desenvolvendo-se parcerias. Para esse mesmo autor, na recente ênfase de gestão de recursos hídricos, a bacia hidrográfica como conceito de estudo e gerenciamento, pode prover esta melhor integração entre ecologia profissional e ativismo ambiental, cujo distanciamento vem trazendo problemas e atraso nas decisões.

O conceito de bacia hidrográfica aplicada ao gerenciamento de recursos hídricos, “estende as barreiras políticas tradicionais (municípios, estados, países) para uma unidade física de gerenciamento e planejamento e desenvolvimento econômico e social” (SCHIAVETTI; CAMARGO, 2002). O fato é que a falta do pensamento sistêmico e da visão holística na gestão de recursos hídricos, associados à incapacidade de incorporarem e, ou, adaptarem o projeto aos processos econômicos e sociais, atrasa o planejamento e interferem em políticas públicas competentes e saudáveis (SOUZA, 2015).

Para TUNDISI (2002), o gerenciamento adequado da bacia hidrográfica é fundamental, exigindo que ocorra a integração entre o setor privado e usuários, universidade e setor público. Para Souza (2021), o uso de práticas conservacionistas agroecológicas é fundamental para a manutenção da produtividade e sustentabilidade dos agroecossistemas.

4.2. Práticas conservacionistas agroecológicas e a comunidade bentônica

O desmatamento, principalmente das matas ciliares, a erosão, o esgotamento dos solos e a contaminação do solo e corpos d'água por agroquímicos e fertilizantes são impactos ambientais que refletem diretamente

na contaminação de águas subterrâneas e aquíferos, e nas águas superficiais. A perda da biodiversidade aquática também é considerável quando os efluentes das áreas agrícolas atingem o leito dos rios ou quando suas margens são alteradas para pasto ou mesmo para a implantação dos cultivos (SILVEIRA *et al.*, 2006; SOUZA, 2015; 2018; 2021).

Os benefícios de um adequado manejo do solo, associado à manutenção da mata ciliar, são incontestáveis. O uso da adubação verde, do plantio direto e de um sistema de terraços em nível na área agricultável ou de pastagens, por exemplo, proporciona a contenção e infiltração da água da chuva, evita o arraste de sedimentos e nutrientes para os corpos hídricos, conservando a biodiversidade e a qualidade dos recursos hídricos. Dessa forma, os parâmetros físico-químicos de qualidade da água podem se encontrar em patamares de conservação ambiental adequados, tornando o ambiente aquático propício para a presença de organismos sensíveis (QUEIROZ *et al.*, 2010; SOUZA, 2015; 2018; 2021)

Silveira *et al.* (2006) afirmam que a ausência de práticas conservacionistas do solo exerce influência direta sobre a turbidez, impactando a qualidade da água e a biodiversidade da comunidade bentônica. Concluem que durante algumas coletas realizadas nos meses mais chuvosos, a descarga de silte e argila em decorrência do escoamento superficial (ES) são mais intensas. Causam grandes acúmulos desse material sobre a superfície do sedimento de fundo dos rios onde são encontrados os organismos bentônicos. Esse acúmulo de sedimentos sobre o habitat natural dos organismos bentônicos provoca a redução do índice biótico.

Os prejuízos sociais e ambientais decorrentes da erosão são elevados. Podem reduzir a capacidade produtiva dos solos e, conseqüentemente, causar o aumento nos custos de produção e a redução da rentabilidade dos produtores rurais. Pode ainda diminuir a área de exploração agrícola, bem como interferir na qualidade das vias de deslocamento, impossibilitando, em alguns casos, o acesso de moradores de áreas rurais à educação e saúde (ZONTA *et al.*, 2012).

De acordo com Souza *et al.* (2010; 2011; 2012; 2013; 2014), os principais fatores que interferem no processo erosivo são: a precipitação, o tipo de solo, a declividade e o comprimento da encosta, a cobertura vegetal e as

práticas de manejo, sendo que os dois últimos são fatores controláveis com técnicas de manejo conservacionista de solo e água.

Segundo esses mesmos autores, a cobertura vegetal oferece ao solo proteção ao impacto direto das gotas da chuva, reduz a velocidade do escoamento superficial e aumenta a resistência à tensão de cisalhamento associado ao escoamento. Com isso, atua como elemento dissipador de energia, favorecendo o controle do processo erosivo.

A ausência de práticas de manejo agroecológicas e conservacionistas pode acelerar o processo erosivo. Práticas que favorecem a ação dos fatores erosivos são aquelas que expõem os solos ao impacto direto das precipitações. Derrubadas de florestas, queimadas e práticas que alteram a estrutura dos solos, como a compactação decorrente da mecanização excessiva, atuam como agravantes. Por outro lado, práticas que se baseiam na manutenção da cobertura vegetal, como o plantio direto e o uso de cobertura morta, e tantas outras que visam a melhorias das condições de fertilidade e da estrutura do solo, como a adubação e a calagem, reduzem a ação do processo erosivo (SOUZA, 2018).

Merecem destaque as práticas de caráter mecânico: utilizam estruturas artificiais para a interceptação e condução do escoamento superficial, como o terraceamento e as barraginhas.

Como resultado do bom manejo dos solos, a elevada biodiversidade do solo e da água: os macroinvertebrados bentônicos, que podem ser utilizados como bioindicadores de qualidade da água por conta de suas características populacionais e comportamentais, têm a sua população beneficiada.

5. Considerações finais

A exploração dos recursos naturais pela espécie *Homo sapiens* é historicamente marcada por excessos, promovendo desequilíbrios que atingem a dinâmica dos ecossistemas.

A água é um bem de consumo de direito universal, componente essencial à vida, utilizada para as mais diversas atividades antrópicas. É a base para a caracterização e proteção dos ecossistemas. Contudo, o uso múltiplo das águas e a degradação dos recursos hídricos têm diminuído

consideravelmente a sua qualidade e disponibilidade, gerando desafios para se lidar com a escassez em muitas regiões do mundo.

A vegetação ciliar é importante no equilíbrio dos ciclos hidrológicos e sua degradação afeta diretamente a qualidade da água e os ecossistemas aquáticos.

Os macroinvertebrados bentônicos se apresentam como uma importante ferramenta de monitoramento e gestão dos recursos hídricos: podem indicar o estado da qualidade da água, bem como podem apresentar uma ampla contextualização dos ecossistemas aquáticos, refletindo o seu estado de conservação.

O uso de práticas agroecológicas conservacionistas poderá resultar em menores perdas de solo no ambiente produtivo por erosão e, portanto, menor carreamento de material sólido para os cursos hídricos. Dar-se-á a mitigação dos impactos ambientais, principalmente sobre a qualidade da água, refletindo positivamente sobre a presença e diversidade dos organismos aquáticos, como a fauna bentônica bioindicadora.

6. Referências bibliográficas

ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los rios. *In: IV Simpósio del Agua en Andalucía (SIAGA)*, v. 2, 1996, Almeria: Instituto Tecnológico Geominero España, 1996. p. 203-213.

ALLAN, J. D.; ERICKSON, D. L.; FAY, J. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scale. **Freshwater Biol**, v. 37, p. 149-161, 1997.

AQUINO, F. G. **Manejo e Uso dos Recursos Naturais**. 2005. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br>. Acesso em: 07 ago. 2020.

ARIAS, A. R. L.; BUSS, D. F.; ALBUQUERQUE, C.; INÁCIO, A. F.; FREIRE, M. M.; EGLER, M.; MUGNAI, R.; BAPTISTA, D. F. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 12, n. 1, p. 61-72, 2007.

BAPTISTA, D. F.; EGLER, M.; GIOVANELLI, A.; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. L. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest stream at Rio de Janeiro Estate, Brazil. **Hydrobiology**. v. 575, p. 83-94, 2007.

BARBOUR, M. T.; SWIETLIK, W. F.; JACKSON, S. K.; COURTEMANCH, D. L.; DAVIES, S. P.; YODER, C. O. Measuring the attainment of biological integrity in

the USA: a critical element of ecological integrity. **Hydrobiologia**, v. 422-423, p. 453-464, 2000.

BARRELLA, W.; PETRERE, Jr. M.; SMITH, W. S.; MONTAG, L. F. A. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. DE F. eds. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo, EDUSP FAPESP, 2000. p. 187-200.

BATISTA, H. A.; BARBOLA, I. F.; KLOTH, A. E. G.; MILLÉO, J. Structure and composition of the macro invertebrate community as a way of evaluating the quality of the water from river Verde, Ponta Grossa, state of Parana, Brazil. **Terra Plural**, v. 4, n. 2, p. 241-256, 2010.

BAUMART, J. S. **Impacto de agrotóxicos usados na lavoura de arroz irrigado em organismos bentônicos** – 2010. 62 f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Animal) - Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Naturais e Exatas, 2010.

BERENZEN, N.; KUMKE, T.; SCHULZ, H.; SCHULZ, R. Macro invertebrate community structure in agricultural streams: impact of runoff-related pesticide contamination. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 60, p. 37-46, 2005.

BRASIL. **Lei nº 12.651**, de 25 de maio de 2012. Estabelece normas gerais sobre a proteção da vegetação, áreas de Preservação Permanente e as áreas de Reserva Legal, Brasília, DF, v. 149, n. 202, 18 out. 2012. Seção I, p 1-3. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 04 ago. 2020.

CALLISTO, M.; GONÇALVES JÚNIOR, J. F.; MORENO, P. **Invertebrados aquáticos como bioindicadores**. Belo Horizonte: UFMG. ICB. Departamento de Biologia Geral. Laboratório de Ecologia de Bentos, 9 p., 2005. Arquivo interno.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados Bentônicos como Ferramenta para Avaliar a Saúde de Riachos. **RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.

CAVALLI, R. O. Maricultura. In: CASTELLO, J. P.; KRUG, L. C. (Org.). **Introdução às ciências do mar**. São Paulo: Editora Textos, 2015. cap. 14, p. 408-444.

DAVIDE, A. C.; PINTO, L. V. A.; MONNERAT, P. F.; BOTELHO, S. A. **Nascente: o verdadeiro tesouro da propriedade rural – o que fazer para conservar as nascentes nas propriedades rurais**. Lavras: UFLA; 2002.

ECOBRAZIL. **Área de Preservação Permanente (APP)**. Disponível em: http://www.ecobrasil.eco.br/site_content/30-categoria-conceitos/1190-area-de-protecao-permanente-app. Acesso em: 07 dez. 2020.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA.

Práticas de Conservação de Solo e Água. Circular Técnica, Campina Grande, PB. 2012. Disponível em: https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/98258/1/500_perguntas_sistema_plantio_direto.pdf, acesso em 20 mar. 2020.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos da Limnologia.** 2. ed. Rio de Janeiro: Iterciência, 1998.

FERRAZ, I. C. **Estudo da comunidade bentônica como ferramenta bioindicadora da qualidade da água em um rio de pequena ordem (rio Canha, baixo Ribeira de Iguape, SP).** 2008. 142 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Programa de Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2008.

FONSECA, R. A.; SOUZA, M. N.; MENDONÇA, P. P.; MOURA NETO, H.; MOREIRA, C. G.; PASCHOA, J. C. DA; HORSTH, L. C.; CRESPO, A. M. Aquicultura: Impactos ambientais negativos e a mitigação com práticas agroecológicas, p. 58-72. In: SOUZA, M. N. **Tópicos em recuperação de áreas degradadas.** VOL. I. CANOAS: Mérida Publishers, 2021.133 p.

FRANÇA, J. S.; DANTAS, C. B.; CALLISTO, M. **Tem bicho no rio! Isso é bom ou é ruim?** Belo Horizonte: UFMG. ICB. Departamento de Biologia Geral. Laboratório de Ecologia de Bentos, 2008. 4 p. Documento interno.

FRANÇA, J. S.; GREGÓRIO, R. S.; D'ARC DE PAULA, J.; GONÇALVES JÚNIOR, J. F.; FERREIRA, F. A.; CALLISTO, M. Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. **Marine and Freshwater Research**, v. 60, n. 10, p. 990-998, 2009.

FRANÇA, J. S.; CALLISTO, M. **Monitoramento participativo de rios urbanos por estudantes-cientistas.** 1 ed. Belo Horizonte: J. S. França, 2019. 284 p.

GAGNETEN, A. M. Efectos del herbicida paraquat sobre el zooplancton. **Iheringia**, v. 92, n. 3, p. 47-56, 2002.

GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, v. 2, n. 1, p. 153-164, 2003.

GROSSI, C. H. **Diagnóstico e monitoramento ambiental da microbacia hidrográfica do rio Queima-Pé, MT.** Botucatu, 2006. 122 f. Tese (Doutorado em Agronomia (Energia na Agricultura)) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2006.

IOST, C. **Produção de sedimentos e qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural.** 2008. 74 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola área de concentração Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2008.

LIMA, W. P. O papel hidrológico da floresta na proteção dos recursos hídricos. **Silvicultura**, São Paulo, v. 11, n. 41, p. 59-62, 1986.

LISBOA, L. K. **Dinâmica da vegetação ripária em riachos de mata atlântica subtropical**: composição da matéria orgânica alóctone e interação com invertebrados aquáticos. 2012. 93 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2012.

LOHRER, A. M.; THRUSH, S. F.; GIBBS, M. M. Bioturbator enhance ecosystem function through complex biogeochemical interactions. **Nature**, v. 431, p. 1092-1095. 2004

MARMONTEL, C. V. F.; RODRIGUES, V. A. Avaliação qualitativa de nascentes com diferentes coberturas do solo e conservação da vegetação em seu entorno no córrego Pimenta. **Scientia Agrária Paranaensis**, v. 14, n. 1, p. 53-59, jan./mar. 2015. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/140390>. Acesso em: 22 abr. 2020.

MARTINS, R. T.; OLIVEIRA, V. C.; SALCEDO, A. K. M. Uso de insetos aquáticos na avaliação de impactos antrópicos em ecossistemas aquáticos. *In*: HAMADA, N.; NESSIMIAN, L. J.; QUERINO, R. B. **Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. 1. ed. Manaus: Editora INPA, 2014. p. 117-128.

MCCLAIN, M. E.; ELSENBEEER, H. Terrestrial inputs to Amazon streams and internal biogeochemical processing. *In*: MCCLAIN, M. E.; VICTORIA, R. L.; RICHEY, J. E. (Ed.). **The Biogeochemistry of the Amazon**. New York: Oxford University Press, 2001. p. 185-208.

MEYBECK, M.; HELMER, R. An introduction to water quality. *In*: CHAPMAN, D. **Water quality assessments: a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. 2. ed. Cambridge: University Press, 1996. 651 p.

NEGREIROS, S. CETESB conclui inventário e prepara plano de ação. **Saneamento Ambiental**, n. 46, p. 30-34, 1997.

NEVES, L. S.; SOUZA-LEAL, T.; BORIN, L.; CAVALCANTE, V. R.; ROSSETTO, L.; PASCOTTI, D. P.; MORAES, C. P. Nascentes, áreas de preservação permanentes e restauração florestal: histórico da degradação e conservação no Brasil. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 7, n. 3, p. 747-760, set./dez. 2014.

ONO, E. R. **Efeito da retirada da mata ripária sobre a estrutura dos grupos funcionais de alimentação em assembleias de macroinvertebrados bentônicos**. 2011. 45 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Estadual Paulista - UNESP, Botucatu, 2011.

ONU – Organização das Nações Unidas. **The United Nations World Water Development Report**. Paris, França, v. 1, 2014. Disponível em:

<https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000225741>. Acesso em: 06 dez. 2020.

PEREIRA, P. H. V.; PEREIRA, S. Y.; YOSHINAGA, A.; PEREIRA, P. R. B. Análise e discussão dos conceitos existentes. **Fórum ambiental da alta paulista**. v. 07, n. 02, p. 139-151, 2011.

PINTO, L. V. A. **Caracterização física da sub-bacia do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG, e propostas de recuperação de suas nascentes**. 2003. 165p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2003.

PRIMEL, E. G.; ZANELLA, R.; KURZ, M. H. S.; GONÇALVES, F. F.; MACHADO, S. DE O.; MARCHEZAN, E. Poluição das águas por herbicidas utilizados no cultivo do arroz irrigado na região central do estado do rio grande do sul, Brasil: predição teórica e monitoramento. **Química Nova**, v. 28, n. 4, p. 605-609, 2005.

PRINGLE, C. M.; FREEMAN, M. C.; FREEMAN, B. J. Regional effects of hydrologic alterations on riverine macro biota in the New World: tropical-temperate comparisons. **BioSci**, v. 50, n. 9, p. 807-823, 2000.

QUEIROZ, J. F.; MOURA E SILVA, M. S. G.; HERMES, L. C.; SILVA, A. S.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; EGLER, M.; NESSIMIAN, J. L.; BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NASCIMENTO, V. M. C.; FREIRE, C. F.; TOLEDO, L. G. **Organismos bentônicos: biomonitoramento de qualidade de água**. 1. ed. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2008.

QUEIROZ, M. M. F.; IOST, C.; GOMES, S. D.; VILAS BOAS, M. A. Influência do uso do solo na qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural. **Revista Verde Mossoró**, Rio Grande do Norte. v. 5, n. 4, p. 200-210, 2010

REIMCHE, G. B.; MACHADO, S. L. DE O.; GOLOMBIESKI, J. I.; BAUMART, J. S.; BRAUN, N.; MARCHEZAN, E.; ZANELLA, R. Persistência na água e influência de herbicidas utilizados na lavoura arrozeira sobre a comunidade zooplanctônica de Cladocera, Copepoda e Rotífera. **Ciência Rural**, v. 38, n. 1, p. 7-13, 2008.

RIBEIRO, L. O.; UIEDA, V. S. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 3, p. 613-618, Jul./Set. 2005. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752005000300013>. Acesso em: 18 maio 2020.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macro invertebrates. *In*: **Freshwater biomonitoring and benthic macro invertebrates**, Chapman & Hall, New York, p. 1-9, 1993.

SALATI, E. F.; SALATI, E.; ELIAS, J. M.; DE ANGELIS, J. A.; MINCHERIAN, R.; PEREIRA, M. R. M.; MEDEIROS JR, J. V.; SAMPAIO JR, J. A. **Melhoria da qualidade da água da várzea do Parelheiros através dos sistemas de**

“wetlands” construídos. XXVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Cancun, México. 27 a 31 outubro, 2002. Disponível em <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico26/i-046.pdf>. Acesso em: 26 jun. 2020.

SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. **Conceitos de bacias hidrográficas.** Florianópolis: UESC, 2002. 289p.

SECRETARIA DA EDUCAÇÃO DO PARANÁ. **Poluição das águas subterrâneas.** 2017. Disponível em: <http://www.quimica.seed.pr.gov.br/modules/galeria/detalhe.php?foto=1114&evento=2>. Acesso em: 19 mar. 2020.

SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F.; FERRAZ, J. M. G.; RIBACINKO, D. B.; CARVALHO, M. P.; MARIGO, A. L.; SITTON, M.; ZAMBON, G.; SILVA, J. R. avaliação biológica da qualidade da água em duas microbacias do Rio Mogi Guaçu (SP) e sua relação com os impactos agrícolas. **Biológico**, São Paulo, v. 68, p. 737-743, 2006. Suplemento

SOUZA, M. N. **Degradação Antrópica e Procedimentos de Recuperação Ambiental.** Balti, Moldova, Europe: Novas Edições Acadêmicas, 2018, v.1000. 376 p.

SOUZA, M. N. **Mudanças no uso do solo e da água e a gestão dos recursos naturais.** Frankfurt, Alemanha: Novas Edições Acadêmicas, 2015, v. 5000. 374 p.

SOUZA, M. N. **Recuperação ambiental ou recuperação de áreas degradadas: conceitos e procedimentos.** p. 11-57. In: SOUZA, M. N. **Tópicos em recuperação de áreas degradadas.** VOL. I. CANOAS: Mérida Publishers, 2021.133 p.

SOUZA, M. N. **Tópicos em recuperação de áreas degradadas.** VOL. I. CANOAS: Mérida Publishers, 2021.133 p.

SOUZA, M. N.; MANTOVANI, E. C.; ORELLANA GONZÁLEZ, A. M. G.; SANCHEZ ROMAN, R. M.; SILVA, M. A. A. Software STELLA and the hydrologic behavior in the basin of the Entre Ribeiro river, Paracatu river tributary, in scenery of climatic change. **Cadernos UNICAMP**, v. 84, p. 67-79, 2012.

SOUZA, M. N.; MANTOVANI, E. C.; ORELLANA GONZÁLEZ, A. M. G.; SANCHEZ ROMAN, R. M.; SILVA, M. A. A. Dynamic of systems and the modeling with the use STELLA program of the hydrologic resources in the river Preto basin, Paracatu river tributary. **Sistema Aberto e Integrado de Informação em Agricultura**, v. 21796, p. 23-35, 2011.

SOUZA, M. N.; MANTOVANI, E. C.; ORELLANA GONZÁLEZ, A. M. G.; SANCHEZ ROMAN, R. M.; SILVA, M. A. A. Dinâmica de sistemas e a modelagem com o uso do programa STELLA dos recursos hídricos da bacia do rio Preto, afluente do rio Paracatu. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 1, n. 1, p. 16-42, 2010.

SOUZA, M. N.; MANTOVANI, E. C.; ORELLANA GONZÁLEZ, A. M. G.; SANCHEZ ROMAN, R. M.; SOUZA, M. A. A. S. Dynamic o systems and the modeling with the use STELLA. **ACADEMIC JOURNALS DATABASE**, v. 4, p. 23-37, 2014. Disponível em: <http://www.journaldatabase.org>.

SOUZA, M. N.; MANTOVANI, E. C.; SILVA JUNIOR, A. G.; GRIFFITH, J. J.; DELGADO, R. C. Avaliação do comportamento hidrológico na bacia do ribeirão Entre Ribeiros, afluente do rio Paracatu, em cenário de mudança climática com o uso do software STELLA. **Engenharia na agricultura**, v.1, p. 32-47, 2013.

TATE, C. M.; HEINY, J. S. The ordination of benthic invertebrate communities in the South Platte River Basin in relation to environmental factors. **Freshwater Biology**, v. 33, p. 439-454, 1995.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em Ecologia**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2010.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMa, 2.ed., 2003. 248p.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. Potencial impacts of changes in the Forest Law in relation to water resources. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 67-75, 2010.

VAN LOON, W. M. G. M.; BOON, A. R.; GITTENBERGER, A.; WALVOORT, D. J. J.; LAVALEYE, M.; DUINEVELD, G. C. A.; VERSCHOOR, A. J. Application of the Benthic Ecosystem Quality Index 2 to benthos in Dutch transitional and coastal water. **Journal of Sea Research**, v.13, p. 1-13, 2015.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 130-137, 1980.

VILELA, D. F. **Estratégias para a recuperação da vegetação no entorno de nascentes**. 2006. 71 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2006.

WINTERBOTTON, J. H.; ORTON, S. E.; HILDREW, G.; LANCASTER, J. Field experiments on flow refuge in streams. **Freshwater Ecology**, v. 37, p. 569-580, 1997.

WOOD, P. J.; ARMITAGE, P. D. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. **Environ Manage**, v. 21, n. 2, p. 203-217, 1997.

ZONTA, J. H.; SOFIATTI, V.; COSTA, A. G. F.; SILVA, O. R. R. F.; BEZERRA, J. R. C.; SILVA, C. A. D.; BELTRÃO, N. E. M.; ALVES, I.; JÚNIRO, A. F. C.; CARTAXO, W. V.; RAMOS, E. N.; OLIVEIRA, M. C.; CUNHA, D. S.; MOTA, M. O. S.; SOARES, A. N.; BARBOSA, H. F. **Práticas de Conservação de Solo e Água**. Campina Grande, Circular Técnica n. 133, 24 p., 2012.

Autores

Letícia Rigo Tavares, João Paulo Andrade Gomes, Gabriel Permanhe, Francielle Santana de Oliveira, Eloisio de Oliveira Martins, Danillo Sartório Rangel, Willian Moreira da Costa, Maurício Novaes Souza

Pós-Graduação em Agroecologia do Instituto Federal do Espírito Santo - Campus de Alegre. Caixa Postal 47, CEP: 29500- 000, Alegre-ES, Brasil.

* Autor para correspondência: mauricios.novaes@ifes.edu.br