

PARTE III

# BIOPROSPECÇÃO E BIOTECNOLOGIA AMBIENTAL

*"A natureza não faz  
nada em vão"*  
Aristóteles

# MONITORAMENTO HIDROLÓGICO EM BACIAS AGRÍCOLAS

*Ricardo de Oliveira Figueiredo, Alexandre Ortega Gonçalves, Anderson Soares Pereira, Gustavo Bayma, Kathia Cristhina Sonoda, Marco Antonio Ferreira Gomes, Maria Lucia Zuccari, Mariana Silveira Guerra Moura e Silva, Pedro Gerhard, Robson Rolland Monticelli Barizon, Sandra Furlan Nogueira e Vera Lúcia Ferracini.*

## INTRODUÇÃO

Em diversos países, a bacia hidrográfica é utilizada como unidade de planejamento e gerenciamento, compatibilizando os diversos usos e interesses e garantindo a adequada qualidade e quantidade da água. A bacia hidrográfica é, portanto, uma ferramenta relevante de gestão ambiental, na qual se faz necessário o manejo adequado dos recursos naturais para que todos possam usufruí-los de forma sustentável, para melhor aproveitamento em benefício da sociedade. Essa unidade da paisagem possui caráter integrador e possibilita o acompanhamento das mudanças introduzidas pelo homem e as respectivas respostas da natureza. (Machado, 2003; Guerra; Cunha, 1996).

As ações antrópicas são responsáveis por modificações consideráveis no meio ambiente, as quais podem ser amplamente detectáveis nas bacias hidrográficas. Tais alterações apresentam influência quantitativa e qualitativa direta sobre os processos hidrológicos que podem ser avaliados pelo monitoramento hidrossedimentológico, ou seja, a avaliação das entradas e das saídas de água e sedimentos do sistema hídrico em foco. De forma geral, o resultado dessas modificações é percebido mais claramente quando da ocorrência de eventos hidrológicos extremos e de suas consequências, tais como estiagens severas, inundações e destruições, produção, transporte e deposição de sedimentos. Os efeitos imediatos desse cenário contemplam o assoreamento de cursos d'água, prejuízo severo às atividades agrícolas e aumento no aporte de nutrientes, ocasionando impacto negativo direto na qualidade da água.

O estudo hidrológico em sistemas de produção agrícola, em nível de bacias hidrográficas, é de grande importância uma vez que permite conhecer a disponibilidade hídrica, dar suporte ao melhor uso da água e dos solos e ainda, promover a geração de dados que podem ser trabalhados visando reduzir as perdas de solo pela erosão. Nesses sistemas é fundamental o estudo da rede de drenagem e das caracte-

rísticas físicas da bacia hidrográfica, bem como a sua interação com a morfologia do local, com destaque para o relevo e os atributos físico-hídricos e de uso do solo. Tais atributos interferem de forma significativa no ciclo hidrológico da bacia e, principalmente, na infiltração e no escoamento superficial. A intensidade do escoamento superficial não é produto apenas resultante do volume de precipitação pluvial, mas também das características do solo e do relevo. Isso ocorre porque o escoamento começa quando o solo está saturado e a infiltração sofre estabilização, motivo pelo qual para a compreensão desse processo é obtida a partir do estudo topográfico e pedológico (Almeida, 2016).

Nesse contexto, a realização de estudos hidrológicos em bacias hidrográficas surge da necessidade de se compreender o funcionamento dos fluxos hídricos, dos processos que controlam o movimento da água e seus prováveis impactos sobre a quantidade e a qualidade da água. Para melhor compreensão desses fenômenos em bacias hidrográficas, têm sido adotados modelos para estudar cenários preditivos, definidos como ferramentas desenvolvidas para avaliação dos processos hidrológicos em diferentes escalas espaciais e temporais (Spruill et al., 2000). Para Wagener et al. (2004), os modelos hidrológicos que utilizam diferentes escalas espaciais e temporais podem ser aplicados na avaliação de estratégias de gerenciamento de recursos hídricos, na resposta de bacias hidrográficas a variações climáticas periódicas, na avaliação de cheias e períodos de pico de precipitação, cheias em tempo real e em condições de contorno para modelos de circulação atmosférica.

Com o advento dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG), os modelos hidrológicos têm sido desenvolvidos e aplicados com maior embasamento físico, permitindo a representação dos parâmetros dos modelos, de forma distribuída e com maior versatilidade (Veith et al., 2010). Acrescente-se a esses aspectos, o fato de que a integração da hidrologia ao SIG contribui para um aumento expressivo na obtenção de informações que, uma vez integradas, apresentam-se enriquecidas de detalhes, resultado da captura, armazenamento, manipulação, análise e visualização de um conjunto variado de dados georreferenciados (Vieux, 2004).

No conjunto de abordagens sobre o monitoramento hidrológico de bacias hidrográficas insere-se os chamados processos hidrobiogeoquímicos fundamentais por abordar a caracterização da dinâmica hidrobiogeoquímica da bacia e sua variação espaço-temporal; a investigação da influência da vegetação ripária na qualidade da água oriunda das áreas de restauração; a análise dos efeitos de uso das terras na qualidade dos corpos d'água; a investigação de possíveis fontes antrópicas de degradação presentes na bacia; a estimativa de fluxos hidrogenoquímicos e o cálculo do balanço de massa dos elementos químicos de interesse e ainda a investigação de possíveis fontes de matéria orgânica presentes na água fluvial, com auxílio da análise isotópica do carbono de acordo com Reis (2018).

O estudo hidrobiogeoquímico baseia-se no fato de que na bacia hidrográfica todos os componentes da paisagem interagem: atmosfera e vegetação, plantas e solo, rocha e os corpos hídricos superficiais e subterrâneos. Como abordado por Figueiredo; Green (2019), a avaliação das águas fluviais, por exemplo, tem como pano de fundo o fato de que os rios dependem, para sua existência, da água da chuva que carrega o que possa ser mobilizado pela sua ação física e/ou química, resultando nos produtos solúveis ou particulados transportados pelos rios. As variações temporal e espacial no transporte de solutos são reguladas tanto pela composição química e volume das águas das chuvas, quanto pelas características da bacia - litologia, solo, relevo e vegetação. Além disso, a dinâmica hidrológica do sistema, com suas velocidades associadas, tempos de residência e magnitude dos estoques, interfere decisivamente nestas variações (Walling; Webb, 1986). Assim, a composição química da água fluvial, resultado dos fluxos de ânions e cátions inorgânicos e da matéria orgânica dissolvida, retrata as características hidrobiogeoquímicas da paisagem, a depender dos componentes da bacia anteriormente citados (Moldan; Cerný, 1994).

A entrada no ambiente de elementos químicos presentes nos insumos utilizados na agricultura requer avaliações tanto da interferência das atividades agrícolas nos fluxos biogeoquímicos, como da contaminação que ocasiona consequências negativas para a qualidade da água e para a saúde do ecossistema aquático. Sabe-se que a natureza orgânica das moléculas dos pesticidas permite sua degradação, fazendo-se necessário estudar os destinos e as consequências do transporte dessas moléculas e seus resíduos (Mattos; Silva, 1999). Quando os agrotóxicos são introduzidos, os recursos hídricos, sejam superficiais ou subterrâneos, são o seu principal destino. Na maioria das vezes, a concentração dos pesticidas em água é baixa, em parte por serem geralmente pouco solúveis e em parte devido ao efeito de diluição. Entretanto, mesmo nessas concentrações, tais produtos representam riscos para algumas espécies de organismos aquáticos, que podem concentrá-las em até 1000 vezes (Ferracini et al., 2001).

De fato, poucos estudos sobre o monitoramento de pesticidas em bacias hidrográficas têm sido realizados no Brasil. Os dados disponíveis representam um número limitado de corpos d'água, que raramente trazem as informações necessárias para a adequada interpretação de seus resultados (Albuquerque et al., 2016). Também são poucas as iniciativas do setor público nesse tema, com destaque para os programas estaduais de monitoramento de pesticidas em água dos estados de São Paulo e Santa Catarina. Dessa maneira, as avaliações apresentadas nesse capítulo apresentam informações importantes para o tema em questão.

Por outro lado, os macroinvertebrados bentônicos podem ser usados como bioindicadores de qualidade da água com grande vantagem no monitoramento de bacias, pois esses organismos possuem várias características desejáveis para um indicador (Silva et al., 2012). Dependendo da espécie, o seu ciclo de vida pode se estender desde

alguns dias a mais de um ano. Dessa maneira, eles também podem indicar alterações ambientais a médio e longo prazo, integrando tais alterações ao longo do tempo, e assim apresentar certa vantagem em relação às avaliações hidrobiogeoquímicas, as quais necessitam maior número e frequência de amostragens para avaliar a qualidade da água numa mesma escala de tempo.

Por sua vez, a Avaliação dos Ecossistemas do Milênio (Millennium Ecosystem Assessment – MEA), iniciativa mundial e pioneira, classifica os serviços ecossistêmicos em quatro categorias: a) provisão (ou de abastecimento); b) regulação, representam processos que garantem o funcionamento do ecossistema em longo prazo; c) suporte, que dão suporte a outras funções; e d) culturais, que está relacionado à capacidade dos ecossistemas naturais favorecerem o bem-estar do ser humano (Millennium Ecosystem Assessment, 2003). Um dos principais desafios dos sistemas de classificação de serviços ecossistêmicos é lidar com a alta complexidade do funcionamento dos ecossistemas e a complexa dinâmica que caracteriza as ligações entre processos, funções e serviços em diferentes escalas temporais e espaciais. A mudança do uso da terra (MUT), em decorrência da expansão agrícola e da supressão da cobertura vegetal natural, representa um dos fatores de pressão sobre os ecossistemas terrestres e aquáticos. Assim, a MUT acarreta mudanças na disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos em bacias hidrográficas (Nóbrega et al., 2018), podendo, portanto, afetar a capacidade dos sistemas naturais de fornecer serviços ecossistêmicos (Metzger et al., 2006).

Frente ao exposto, o objetivo do presente capítulo é mostrar a relevância do monitoramento hidrológico para a sustentabilidade da agricultura brasileira e a avaliação de serviços ambientais hídricos, enfatizando alguns trabalhos de pesquisa em bacias hidrográficas, desenvolvidos pela Embrapa Meio Ambiente e seus parceiros. Os resultados gerados nessas pesquisas podem embasar iniciativas para gestão de bacias hidrográficas e para a adoção de sistemas de produção sustentáveis na agricultura tropical, culminando com a conservação dos recursos naturais e a preservação ambiental nos ecossistemas envolvidos.

## FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA DO MONITORAMENTO DE BACIAS

Para a execução do monitoramento de bacias torna-se necessário embasar-se no conhecimento técnico-científico de diversas áreas da ciência. Destacamos abaixo aquelas relacionadas à caracterização fisográfica da paisagem, a relação com a gestão ambiental, e a hidrobiogeoquímica, envolvendo conhecimentos da hidrologia, química, biologia, geologia e ecologia aquática.

## Caracterização da bacia - um item essencial para o monitoramento

A bacia hidrográfica pode ser definida como uma área de captação natural da água de precipitação pluviométrica que faz convergir o escoamento para um único ponto de saída. É composta por um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem formada por cursos de água que confluem até resultar em um leito único no seu exutório. É um sistema aberto e oferece trocas contínuas de matéria e energia pela pedosfera, a atmosfera, a hidrosfera e a biosfera, o que proporciona a percolação da água e os processos biológicos. Na bacia hidrográfica os elementos de forma e os processos existentes são interdependentes, ou seja, uma significativa alteração antrópica, ou natural, que venha a ocorrer em determinado ponto da bacia hidrográfica, reflete automaticamente um ajustamento do sistema de drenagem. (Tucci, 1997; Barbosa; Furrier, 2009).

As características físicas de uma bacia hidrográfica são elementos de grande importância para avaliação de seu comportamento hidrológico. Entende-se que o manejo integrado de bacias hidrográficas deve considerar, de forma interligada, os processos físicos da água e o ciclo hidrológico, bem como suas relações com outros estratos naturais, como solo, relevo, flora e fauna, juntamente com interesses dos múltiplos usos das fontes de água e uma gestão participativa em diferentes níveis administrativos (Machado, 2003)

Para melhor compreensão deste tipo de ecossistema algumas características devem ser analisadas, tais como: clima, geomorfologia, solo, vegetação, deflúvio e evapotranspiração, pois contribuirão para a quantificação do processo hidrológico da bacia. Uma vez estabelecidas as relações e comparações entre essas características e dados hidrológicos conhecidos, pode-se determinar indiretamente os valores hidrológicos em locais em que faltem dados (Antoneli; Thomaz, 2007; Santos et al., 2007). Teodoro et al. (2007) ressaltam que a análise de aspectos relacionados à drenagem, relevo e geologia, pode levar à elucidação e compreensão de diversas questões associadas à dinâmica ambiental local.

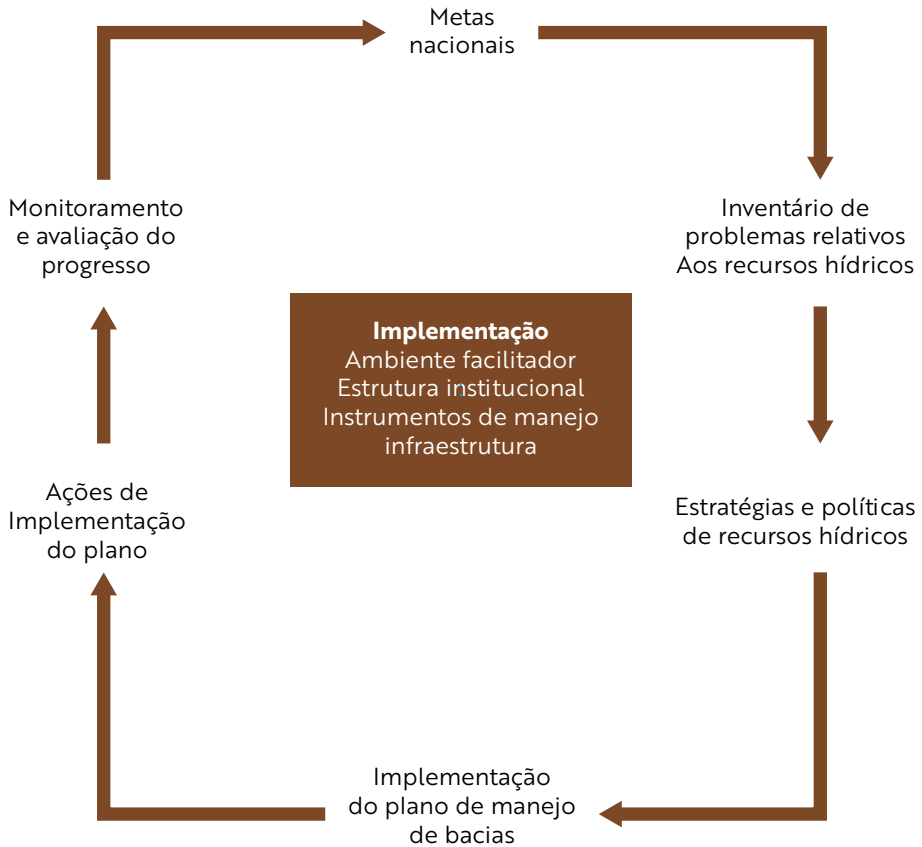
As estruturas dos ecossistemas da bacia estão interligadas entre materiais abióticos e bióticos presentes no meio ambiente. A análise integrada dos usos do solo e monitoramento da água no espaço (e.g. sub-bacias) e no tempo (e.g. estação seca e estação chuvosa) permite avaliar a possível degradação da qualidade da água inter-relacionada aos usos do solo e manejo do solo (Ding et al., 2016). O mapeamento do uso e cobertura da terra também pode ser relacionado com a dinâmica hidrológica e a emissão de poluentes, para identificar padrões de alteração na ordenação espacial. A partir dessas informações também é possível prever custos para a gestão dos recursos naturais, utilizando-a como sistema de apoio à decisão (Shao et al., 2017).

## Aplicação de modelagem e dos dados de monitoramento para a gestão de bacias

Como já dito anteriormente, a bacia hidrográfica é a unidade da gestão ambiental de recursos hídricos. A gestão integrada de recursos hídricos deve manejar recursos naturais e atividades humanas, analisando as necessidades dos ecossistemas, os aspectos econômicos e sociais dos recursos hídricos, levando em consideração que a interação entre tais elementos pode ocorrer de forma positiva ou negativa. A forma de manejar os recursos deve ser adaptativa, onde um plano é elaborado, implementado, monitorado e reportado, com reavaliações e atualizações conforme as necessidades. Importante para o sucesso da gestão de recursos hídricos é a integração entre diversos níveis de governança para estabelecimento de prioridades e tomada de decisão (Heathcote, 2009; Cetesb, 2021). A Política Nacional de Recursos Hídricos prevê os seguintes instrumentos para sua gestão: Planos (federais, estaduais, municipais, ou por bacia) de Recursos Hídricos; enquadramento dos corpos d'água em classes (orientado pelos usos preponderantes da água no trecho do rio); e outorga e cobrança pelo uso dos recursos hídricos. A Figura 13.1 ilustra a relação entre as fases do processo de gestão de recursos hídricos.

O monitoramento é fase essencial no desenvolvimento do plano de gestão de recursos hídricos. As técnicas de monitoramento abordadas neste capítulo permitem a obtenção e avaliação de diversos aspectos das bacias hidrográficas, de forma espacializada, através de dados espaciais e modelos derivados, e ao longo do tempo, séries de dados obtidas de monitoramento contínuo (Tabela 13.1). Essas entradas permitem avaliar a disponibilidade de recursos hídricos, sua qualidade bem como a saúde do meio ambiente aquático que, de forma agregada, contribuem para o objetivo da gestão ambiental de bacias. Diversas estratégias de intervenção poderão ser delineadas a partir do monitoramento: indicações para usos alternativos do solo (cultivos e criações mais apropriadas para as condições do solo); zoneamento do espaço (indicação aprimorada da localização das práticas ideais); boas práticas agropecuárias (curvas de nível, bacias de captação); limitações e indicações de outorga; derivação e tratamento de fluentes e campanhas de educação ambiental e treinamento técnico. Uma apresentação detalhada de técnicas de agricultura conservacionista com foco na gestão de recursos hídricos pode ser apreciada em Gomes; Pessoa (2010).

## Objetivos de desenvolvimento



**Figura 13.1.** Fases e componentes do processo de gestão integrada de recursos hídricos de uma bacia hidrográfica (baseado em UN-Water, 2007).



**Tabela 13.1.** Principais tipos de informações monitoradas e seu papel em um plano de gestão integrada de recursos hídricos (RH).

Natureza ou tipo de informação	Aspecto/âmbito espacial ou temporal	Utilidade na gestão de RH	Observações
Uso e cobertura do solo	- Bacia hidrográfica - Zonas ripárias - Informações anuais	- Fundamental para as fases de elaboração, execução, monitoramento. Fornece subsídios para a construção de cenários alternativos. - Ferramentas de SIG são essenciais para a comunicação de dados aos diversos atores envolvidos. - Participam também como elemento fundamental em diversos modelos hidrológicos	As informações são fortemente influenciadas pela resolução espacial dos dados, especialmente nas bacias de pequeno porte (entre 10 e 1000 ha)
Hidrologia (vazão fluvial)	- Bacias hidrográficas - Canal fluvial - Informações desde instantâneas, até diárias e mensais, constituindo séries históricas	- Fundamental para o conhecimento da disponibilidade de recursos passíveis de captação direta (do canal). - Séries históricas permitem caracterização hidrológica da bacia, possibilitando estimativas e comportamentos futuros em diferentes cenários. Variável estimada em diversos modelos hidrológicos. - Contribui e se integra aos demais processos e funções do ciclo hidrológico e do clima. Contribui e se beneficia do conhecimento climatológico, - Condiciona processos de outorga.	Em algumas regiões não há séries históricas de vazão disponíveis, o mesmo ocorre para a grande maioria de pequenas bacias hidrográficas. Neste caso, vazão poderá ser estimada por métodos indiretos.
Hidrobiogeoquímica	- Bacia hidrográfica - Canal fluvial - Informações diárias (ou instantâneas), constituindo séries históricas	- Permite conhecer o complexo de interações no sistema, integrando desde sua base geológica, climática, pedológica até dados sobre cobertura do solo, incluindo os tipos de usos antrópicos, incluindo dados históricos. - Principal aspecto orientador para o manejo adequado do solo, orientando práticas de conservação ou usos alternativos. - Permite enquadramento dos corpos d'água. - Orienta usos possíveis da água.	Da mesma forma que para a vazão fluvial, poucas bacias foram monitoradas por longo tempo, especialmente de médio e pequeno porte. Aqui, porém, não é possível estimar valores de concentração de elementos baseados em outras variáveis, como clima.
Fauna e flora aquática	- Bacia hidrográfica. - Canal fluvial. - Em geral informações mensais a anuais.	- Tem um caráter integrador da saúde ambiental do sistema da bacia e de processos do canal fluvial, pois a resposta biológica se dá em função de diversos parâmetros da qualidade ambiental, que devem ser suficientes para a manutenção da biota por, ao menos, um ano (ligado ao ciclo de vida das espécies). - Orienta enquadramento e discussões sobre qualidade da água. - Orienta determinação de vazão mínima ecológica e, também, outorga. - Componente muito relevante para ações de educação ambiental.	Seu uso depende de equipe treinada na coleta e identificação de organismos aquáticos, nem sempre disponíveis. Processamento de amostras pode ser demorado. Seu uso é muito estratégico para campanhas de educação ambiental, pois pode fornecer espécies-bandeira para campanhas de conservação.

## Pressupostos do monitoramento hidrobiogeoquímico

Para avaliar se determinado impacto que o uso da terra e/ou a atividade agropecuária promove sobre um trecho de rio, pode-se trabalhar com a abordagem de monitorar as características dos fluxos hídricos e biogeoquímicos (fluxos de água e de elementos químicos) a montante e a jusante da referida atividade. Uma das dificuldades, no entanto, para a geração de conhecimento confiável nesse tema relaciona-se à necessidade de que os estudos desenvolvidos sejam de médio a longo prazo, de maneira que a variabilidade entre os diferentes anos, mais secos ou chuvosos, possa ser contemplada. (Figueiredo; Green, 2019).

Atualmente, quando são aceleradas as mudanças no uso da terra, os desafios de relacionar os sistemas de produção agropecuária com os recursos hídricos no âmbito da bacia hidrográfica são grandes (Figueiredo; Green, 2019). Nesse contexto, torna-se ainda maior a complexidade de estudos sobre os ciclos de água, nutrientes e carbono, e suas relações com as entradas antropogênicas de agroquímicos, práticas de manejo agrícola e programas de conservação.

Em se tratando da observação da dinâmica de um ecossistema ou dos processos a ele vinculados é necessário, antes de se iniciar uma ação de monitoramento, que o ambiente seja devidamente caracterizado, para que seja possível responder: Quais parâmetros monitorar? Quando e com que frequência monitorar? Como realizar as amostragens e medições?

Um mesmo tipo de monitoramento pode não ser adequado para todos os locais e situações agroambientais, assim como também os parâmetros a serem medidos e a frequência com o qual é realizado. Nesse sentido Fidalgo et al. (2017) propõem uma série de indicadores de qualidade ambiental e suas respectivas frequências e intensidades amostrais. Independente da frequência escolhida para o monitoramento é fundamental estabelecer-se uma linha de base, isto é, fazer o marco zero da amostragem, ou da coleta de dados, antes que ocorram intervenções na microbacia, – podemos assim por dizer de um diagnóstico. Outra possibilidade é a utilização de uma bacia pareada com a finalidade de comparação de uma condição parecida com a da situação de mudança de ocupação e uso do solo a ser avaliada.

Respondidas as três questões iniciais, o monitoramento dos fluxos fluviais pode ser realizado não apenas através de campanhas eventuais para coleta de dados (semanalmente, quinzenalmente, mensalmente e outros), mas também por meio de equipamentos automáticos instalados no campo para coletas de amostras e medições registradas continuamente em *dataloggers*, ou coletores de dados. (Fidalgo et al. 2017; Figueiredo; Green, 2019).

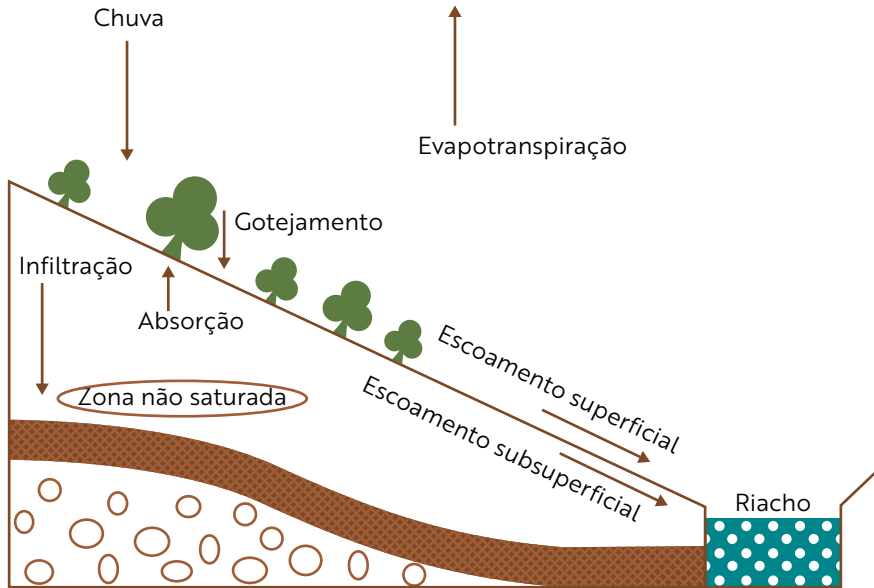
Uma vez que as mudanças no uso da terra, acoplada às diferentes taxas de pluviosidade, poderão promover alterações substanciais na hidrobiogeoquímica fluvial e,

por conseguinte, na qualidade da água disponível para os múltiplos usos que a sociedade faz do corpo d'água nas bacias (Solbé, 1986), e que a produção agrícola apresenta sazonalidade em suas práticas (aração, gradagem, adubação, combate fitossanitário e outras práticas), um plano de ações de monitoramento deve ser pensado em diferentes escalas temporais e espaciais. Alguns estudos costumam dividir o monitoramento como básico e avançado, porém tal divisão pode não ser muito adequada. De um modo geral, o monitoramento básico se utiliza de métodos e instrumental mais simples, em escala de tempo de menor frequência. Um exemplo disso seria monitorar manualmente a vazão (quantidade de água) ou química fluvial (qualidade da água) em um curso d'água apenas uma vez a cada estação do ano. Já o monitoramento avançado consistiria em se monitorar (automaticamente) os mesmos parâmetros com maior frequência. Desta maneira podemos estabelecer a questão da temporalidade.

Já no âmbito da variação espacial, deve ser levando em consideração o alcance dos resultados para saber até onde podem ser extrapolados. Isso ajuda na interpretação dos resultados e no estabelecimento de relações. O resultado obtido no monitoramento de um ponto da microbacia em muitas das vezes não pode ser relacionado com outros pontos da mesma área, bem como monitorar o exutório de uma bacia e tentar estabelecer relações com uma determinada propriedade rural é deveras temerário. Abordagens que considerem a definição de pontos de amostragem em trechos fluviais a montante e a jusante de determina condição de uso da terra que se deseje avaliar é uma das saídas para solucionar essa questão. Uma outra possibilidade é a adoção de comparação de bacias pareadas aqui já mencionada.

Ressalta-se que as consequências dos processos hidrossedimentológicos que ocorrem nas microbacias trazem alterações para os cursos e corpos d'água que se encontram em áreas a jusante afetando, dessa forma, reservatórios que possuem uso múltiplo, tanto nas áreas rurais quanto urbanas. Sabe-se, no entanto, que em estudos desses processos, as microbacias onde encontram-se apenas rios de primeira e segunda ordem são os mais recomendáveis.

Além disso, é em uma microbacia que pode-se avaliar com maior precisão os diferentes caminhos hidrológicos, a saber: a água da chuva atinge a superfície terrestre da bacia e, como consequência, uma pequena parte da água é retida pela vegetação enquanto que a outra parte atinge o solo; no solo a água se infiltra podendo ser absorvida pelas raízes das plantas, ou seguir em fluxo sub-superficial para as áreas mais baixas ou ainda alcançar a zona saturada do solo formando o lençol freático, cujo estoque hídrico supre os cursos d'água nos períodos de estiagem; por outro lado, a água que não infiltra ou evapora pode formar o escoamento superficial até atingir o leito do rio (Figura 13.2).



**Figura 13.2.** Esquema gráfico de como funcionam os fluxos hídricos em uma microbacia hidrográfica.  
 Fonte: (Figueiredo; Green, 2019).

Figueiredo; Green (2019) apontam que uma avaliação da sustentabilidade na agricultura deve atender à conservação dos atributos hídricos de qualidade e quantidade de uma bacia no tocante à quatro aspectos: (1) a complexidade dos processos naturais em diferentes escalas no espaço e no tempo na bacia; (2) os desafios inerentes ao próprio manejo sustentável da bacia em seus aspectos técnicos e socioeconômicos; (3) a necessidade indispensável de medições confiáveis e simulações dos fluxos hídricos na bacia; (4) a intensidade com que as mudanças projetadas do clima e do uso da terra podem afetar a sustentabilidade no futuro.

### Pressupostos do uso bioindicadores de qualidade ambiental

Os ecossistemas lóticos são caracterizados por uma grande variabilidade e complexidade de parâmetros bióticos e abióticos, tornando-os essencialmente dinâmicos. Um determinado rio ou uma seção do mesmo não é um sistema isolado, pois são ecossistemas abertos com dinâmica de importação e exportação de nutrientes, energia e água. Tudo o que entrar em seu trecho superior irá afetar seu trecho inferior. Por isso, como já comentado anteriormente, em monitoramento da qualidade da água, deve-se atentar para a seção de rio estudada, pois as diferenças naturais ao longo do

gradiente longitudinal das bacias não podem se confundir com impactos de origem antrópica. Tais impactos podem também comprometer a saúde dos ecossistemas aquáticos (Allan, 2004) e, conseqüentemente, causar perda de diversidade biológica (Silveira, 2001; Benstead et al., 2003) e alterações na estrutura de sua comunidade (Dirzo et al., 2014).

A fauna de águas doces é diversa, e um importante grupo representante é o dos macroinvertebrados bentônicos. Trata-se de animais como insetos, moluscos, crustáceos e vermes, que vivem associados ao sedimento de fundo de rios, lagos e lagoas. São aproximadamente maiores que 0,5 mm, e em geral se situam numa posição intermediária na cadeia alimentar. Podem se alimentar de algas, microrganismos, detritos orgânicos, e invertebrados menores. Os peixes (e outros vertebrados) são seus principais predadores. Outra importante característica é que são organismos sedentários, sésseis ou pouco móveis. Por esses e outros motivos, os macroinvertebrados são amplamente usados para avaliar a base de presas disponíveis para a manutenção das populações de peixes e principalmente para avaliar a qualidade da água (Karr, 1991).

Por apresentarem modo de vida de baixa motilidade, os macroinvertebrados sofrem as conseqüências das atividades no entorno, já que o sedimento é o ponto final de grande parte da carga poluidora que atinge o ambiente aquático (Cetesb, 2021). Essa característica lhes confere uma vantagem sobre a utilização de variáveis físico-químicas de qualidade de água para monitoramento, pois por permanecerem mais tempo no local a ser avaliado, são testemunhas de um maior período de tempo onde possam ocorrer impactos. São considerados bioindicadores pois, em determinadas condições ambientais, os grupos mais resistentes podem se tornar dominantes, enquanto os mais sensíveis podem se tornar raros ou ausentes (Brigante et al., 2003; Monteles et al., 2021). A estrutura dessa comunidade pode ser influenciada por variáveis em escalas espaciais, temporais, regionais e pelas interações das variáveis bióticas e abióticas, e qualquer alteração de um desses fatores pode interferir na composição e distribuição dos organismos bentônicos (Weigel et al., 2003). Dessa forma, estudos que abrangem tal comunidade podem fornecer dados relevantes para uma diagnose da qualidade ambiental de corpos hídricos.

Para análise da qualidade da água podem também ser usadas diversas métricas e análises estatísticas com a comunidade macrobentônica. Dentre elas, podemos destacar a riqueza funcional que em geral apresenta respostas mais robustas, sem desprezar porém os índices de diversidade e equitabilidade, a riqueza taxonômica, análises de agrupamento e índices bióticos. Também são usadas taxas, como a razão entre grupos sensíveis e tolerantes; um exemplo é a razão EPT (número de indivíduos coletados das ordens *Ephemeroptera*, *Plecoptera* e *Trichoptera*) e *Chironomidae* (número de indivíduos da família *Chironomidae*) (Sonoda et al., 2009; Sonoda et al., 2018a). No caso dos índices bióticos, eles possuem a vantagem de não requerer um nível taxonômico

de identificação muito baixo (como gênero ou espécie), além de serem em geral qualitativos, diminuindo o esforço amostral.

Na literatura também se encontra a proposição de índices multimétricos, que incluem vários atributos biológicos das comunidades de macroinvertebrados (Hughes et al., 1998; Martins et al., 2020) e conseguem discriminar os efeitos de diferentes tipos de estresse e impactos (Usepa, 2016). Embora a legislação brasileira ainda não inclua o biomonitoramento com macroinvertebrados bentônicos nos relatórios de avaliação da qualidade das águas doces, a Cetesb, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, já o utiliza há vários anos em seus relatórios de águas para abastecimento (Cetesb, 2021).

## AÇÕES DE PESQUISA NA EMBRAPA MEIO AMBIENTE

A Embrapa Meio Ambiente realizou diversas ações de pesquisa envolvendo o monitoramento de bacias hidrográficas em parceria com outros grupos de pesquisa da própria Embrapa e de outras instituições de pesquisa e ensino. Relatamos a seguir alguma dessas ações.

### Monitoramento de bacias em diferentes biomas

O Projeto Componente 3, realizado no âmbito da Rede de Pesquisa AgroHidro, proporcionou a instrumentalização parcial de bacias hidrográficas experimentais para fins de monitoramento e caracterização dos recursos hídricos em diferentes biomas brasileiros (Rodrigues et al., 2016). Seu desenvolvimento fomentou estudos em recursos hídricos por parte de pesquisadores da Embrapa e seus parceiros externos, como universidades e outras instituições de pesquisa, assim como o intercâmbio de informações, principalmente no que se refere ao entendimento das relações dos recursos hídricos com o uso e manejo das terras.

Os resultados gerados nessa iniciativa de rede de pesquisa estão associados ao aperfeiçoamento de metodologias científicas, instrumentação de bacias hidrográficas, e diagnóstico da situação dos recursos hídricos em relação ao uso da terra em bacias no Brasil. Além disso, obteve-se a identificação de indicadores quali-quantitativos e base de dados primários de 20 bacias hidrográficas, e duas sínteses que apresentam diagnósticos de parte dessas bacias. Tais resultados fornecem subsídios ao planejamento do manejo conservacionista das terras, com o objetivo de assegurar água em quantidade e qualidade adequadas para a agricultura e demais atividades humanas, considerando as fragilidades, peculiaridades e potencialidades de cada bioma brasileiro. Esses resultados aplicam-se também em avaliações de serviços ambientais e na

otimização do monitoramento da água nas áreas estudadas, bem como em áreas com características similares (Prado et al. 2017).

No bioma Amazônia, em monitoramento conduzido na Amazônia Oriental, a mudança progressiva da paisagem no Estado do Pará resultou em áreas degradadas e retração dos remanescentes florestais, reflexo do uso inadequado e da ocupação desordenada, incluindo a implementação de áreas de cultivos agrícolas. Observou-se maiores impactos na qualidade da água nas cabeceiras das bacias hidrográficas e nas zonas de recarga dos aquíferos. Em virtude da grande fragilidade desses locais, sua recomposição florestal é urgente, tanto no âmbito da propriedade rural quanto da bacia (Figueiredo, 2014).

No Centro-Oeste brasileiro foram organizados dados de qualidade de água de bacias, que drenam para o Cerrado e para tributários das áreas alagadas do Pantanal, para avaliar o estado ecológico e o nível de impacto, além do desenvolvimento de recomendações para melhoria do monitoramento do sistema fluvial Cerrado-Pantanal. Constatou-se que a intensificação do uso agrícola nas porções superiores das bacias resulta em concentrações maiores de nitrogênio em córregos e até no rio Paraguai, quando considerado o período de 1995 a 2009. A partir desse diagnóstico foi realizada recomendação para que as instituições responsáveis pelo monitoramento hidrológico aumentem a frequência das amostragens nas bacias contempladas pelo estudo (Zeilhoffer et al., 2016).

No Bioma Mata Atlântica, na bacia do Ribeirão da Onça, localizada no Primeiro Planalto Paranaense, situada em zona rural porém próxima a um grande centro urbano, foram investigadas em quais áreas seria mais urgente a restauração da floresta ciliar nas Áreas de Preservação Permanente (APPs). Os resultados indicaram que, em 51% da área da bacia não há conflito de uso das APPs. Por outro lado, para os 49% restantes, em 40%, o impacto é classificado como sendo médio, em 8% como sendo alto e, em 1%, o impacto é considerado baixo. As áreas de alto impacto e médio impacto foram então apontadas como prioritárias para recuperação das APPs. Ficou demonstrado nessa pesquisa a eficiência da utilização de ferramentas intrínsecas ao Sistema de Informações Geográficas (SIG) em análises desse tipo (Fritzons; Mantovani, 2017).

No sudeste brasileiro, também no Bioma Mata Atlântica, foi avaliada a Bacia do Rio Jaguari, que ocupa uma área total de 3.290 km<sup>2</sup> nos estados de Minas Gerais e São Paulo e contribui tanto para o Rio Piracicaba, importante tributário do rio Tietê, como para o Sistema Cantareira, cujos reservatórios atendem o abastecimento hídrico na região, incluindo a área metropolitana da cidade de São Paulo. Nessa bacia foram definidas onze estações de amostragem no próprio rio Jaguari e oito estações no seu principal afluente, o rio Camanducaia. Observou-se um efeito evidente do uso da terra nos diferentes trechos dos rios estudados, sendo que os trechos com a maior proporção de vegetação florestal original ou de uso agrícola de baixo impacto ambiental

apresentaram uma melhor qualidade da água comparando-se com o setor da bacia mais urbanizado. O impacto do esgoto urbano tem provocado queda na qualidade da água, fator evidenciado pelas concentrações do carbono (Costa, 2018). No contexto da bacia do Jaguari observa-se que, embora o desmatamento e a ocupação agrícola contribuam para alterações substanciais na hidrobiogeoquímica fluvial, o impacto das áreas urbanas é muito mais preocupante.

Ainda no Bioma Mata Atlântica, desta vez no nordeste brasileiro, estudou-se o caso da bacia do rio Siriri, uma das principais contribuintes do Rio Japarutuba, localizado no estado de Sergipe. Trata-se de bacia com alterações significativas nos recursos hídricos, com processos erosivos importantes, assoreamento dos leitos dos rios, poluição hídrica e modificações nos regimes hidrológicos. Foi diagnosticado que a origem desses impactos está diretamente relacionada às intensas alterações no uso e cobertura da terra, com retiradas significativas das florestas ciliares e substituição de pastagens por cultivos agrícolas, além de deficiente coleta de esgotos domésticos nos centros urbanos. Alguns parâmetros de qualidade de água apresentaram indicativos desses impactos, como valores de oxigênio dissolvido abaixo do limite mínimo estabelecido para a Classe 2 da Resolução do Conama 357/2005, provavelmente devido ao uso inadequado de fertilizantes agrícolas e ao lançamento de esgoto urbano no rio, sem o seu devido tratamento, fato este que em geral ocasiona ainda mais impactos sobre a qualidade da água do que o desmatamento e a adoção de práticas agrícolas inadequadas (Gonçalves et al., 2016).

Por fim, cada bioma ou ecorregião possui bacias cujas características apontam para maiores cuidados sejam eles na qualidade ou na quantidade de água. Obviamente, a Amazônia precisa de maior atenção no tocante a qualidade, enquanto no semiárido brasileiro a quantidade é o fator de maior preocupação. Aspectos ambientais são diferentes, assim como a vocação agrícola, nas diferentes bacias brasileiras. Generalidades não são recomendadas em diagnósticos dessa natureza. Tem-se aqui apenas alguns exemplos dos diversos estudos realizados pela Rede AgroHidro, cujos resultados das pesquisas confirmam a importância do setor rural para a conservação dos recursos hídricos nas bacias, os quais são indispensáveis para as demandas não apenas da agricultura, mas também das áreas urbanas e industriais do país.

## Monitoramento da Porção Superior da Bacia do Rio Jaguari

Em pequenos cursos d'água de sub-bacias localizadas na Serra da Mantiqueira, no Estado de Minas Gerais, e que correspondem as áreas de cabeceira das dos rios Camanducaia e Jaguari, foram avaliadas possíveis alterações na hidrobiogeoquímica e na biota aquática, assim como a presença de agrotóxicos. Considerou-se nessas avaliações a dinâmica de mudanças do uso da terra, com destaque para o uso agrope-



cuário, com o objetivo de fornecer um maior embasamento para o desenvolvimento rural no sul de Minas Gerais. A abordagem adotada nesta pesquisa levou em conta que o estudo da qualidade e quantidade da água fluvial em microbacias hidrográficas (<1.000 ha) é uma ferramenta de grande utilidade para avaliar-se as condições de sustentabilidade das atividades produtivas no meio rural.

Como resultados do monitoramento adotado, Figueiredo et al. (2020) revelaram que: (a) as pastagens promoveram aumento das concentrações de íons maiores ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Cl}^-$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ ), carbono dissolvido e sedimentos nos cursos d'água estudados; (b) a recuperação florestal iniciada em uma das sub-bacias não refletiu em melhoria substancial na qualidade da água, uma vez que os pastos ainda predominam na paisagem; (c) a agricultura e a silvicultura promoveram aumento das concentrações de íons menores de nitrogênio e fósforo ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{PO}_4^{3-}$ ); (d) a floresta exerceu papel importante na dinâmica do carbono no material dissolvido presente nesses cursos d'água; e (e) a floresta ripária se apresentou como fator decisivo para a qualidade da água fluvial.

Quanto à avaliação dos efeitos do uso da terra sobre os macroinvertebrados aquáticos definiu-se a realização de coletas nos dois períodos climáticos predominantes na região, estação chuvosa e estiagem, classificando-se as bacias em três classes de conservação: uma mais conservada, uma em processo de recuperação florestal e outra mais degradada. Na estação chuvosa, a microbacia mais conservada apresentou características de uma comunidade em maior equilíbrio: um maior número de táxons dominando o sistema; uma maior participação de assembleias de *Ephemeroptera*, *Plecoptera* e *Trichoptera* (EPT), as quais tem papel importante na ciclagem de nutrientes (Sonoda, 2010a); e transferência de energia, uma baixa participação de táxons resistentes. Por outro lado, os grupos funcionais de alimentação (FFG - *Functional Feeding Groups*) tiveram distribuição bastante semelhante nas três microbacias, porém houve participação significativamente maior de picadores na microbacia conservada. Nesta época de águas altas, a microbacia em processo de recuperação apresentou-se discretamente melhor que aquela degradada, provavelmente em decorrência do efeito benéfico conferido pelas práticas ambientais conservacionistas (Sonoda et al., 2011). Entretanto, ambas apresentaram quantidade semelhante de famílias dominantes, porém com expressiva dominância de *Chironomidae* (65,1%) na microbacia degradada, baixa participação de EPT (menor na microbacia degradada), baixa participação de picadores, sendo metade do encontrado no local conservado. Em relação aos FFG, as guildas apresentaram participação muito semelhantes.

Os picadores são ótimos indicadores de preservação da vegetação, assim, alta quantidade dos mesmos na comunidade aponta a elevada qualidade ambiental (Iñiguez-Armijos et al., 2016, Saulino, Trivinho-Strixino; 2018, Sonoda et al., 2018b). Já as ordens *Ephemeroptera*, *Plecoptera* e *Trichoptera* (EPT) são reconhecidas mundialmen-

te pelo alto grau de sensibilidade (Matsuzaki, 2011; Meza-S et al., 2012; Conroy et al., 2016), sendo altamente exigentes quanto aos requisitos ambientais.

Na estiagem todas as microbacias tiveram seus indicadores ainda mais salientados que na época de chuvas. Na microbacia conservada, houve maior número de famílias dominando a comunidade, EPT aumentaram significativamente sua participação, chegando a duplicar seu numeral participativo, houve melhor distribuição de participação dentre os grupos funcionais de alimentação e a participação de picadores foi muito mais pronunciada que na época chuvosa (dobrando o valor numérico), fato também observado em estudos em outros biomas brasileiros (Sonoda, 2010b). Em relação às outras duas microbacias, essa época de escassez de chuva pronunciou a diferença entre suas comunidades, apesar de ainda manterem padrões similares, contou-se com diminuição significativa da porcentagem de EPT e concentração dos recursos alimentares em uma das guildas, os filtradores. Nessas microbacias, os picadores além de apresentarem baixas participações nas duas estações climáticas, foram registrados em concentrações semelhantes nas duas microbacias, diminuindo mais de três vezes a sua presença durante a estiagem.

Os resultados obtidos indicam que os macroinvertebrados responderam satisfatoriamente como indicadores de qualidade ambiental, sendo *Perlidae* (Plecoptera) selecionado como indicador de alta qualidade e *Hirudinea* (Anelida) de baixa qualidade. Ou seja, em atividades de restauração de APP, a constatação da presença de *Perlidae* no ambiente aquático indicará que a finalidade da recuperação ambiental foi obtida. Por outro lado, o aparecimento de *Hirudinea* indica que a degradação está avançando.

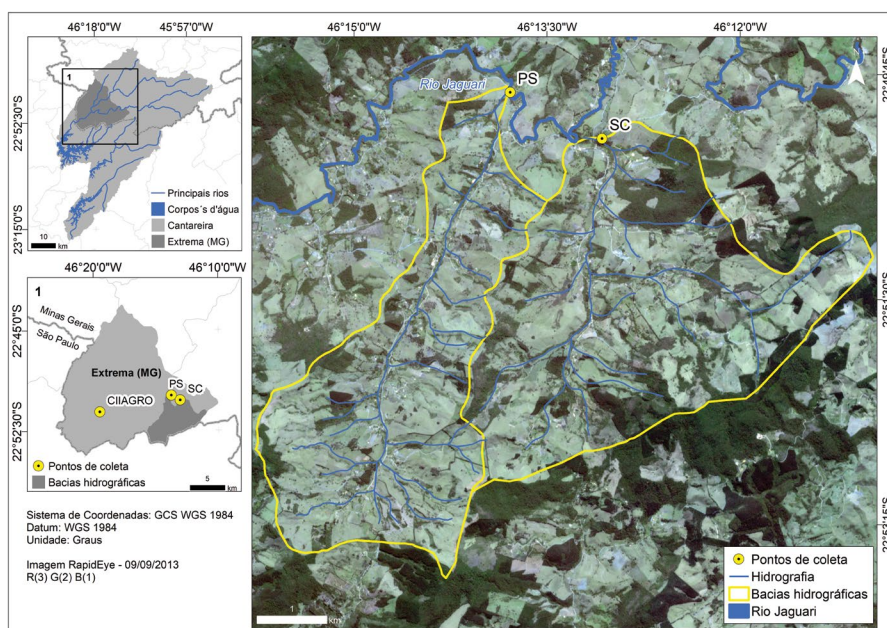
Alguns desdobramentos derivados desse projeto incluem a articulação de proposta de educação ambiental em parceria com a Secretaria de Meio Ambiente do Município de Extrema, com finalidade de ensinar aos estudantes de educação básica sobre o funcionamento das bacias hidrográficas, o papel dos insetos aquáticos, sua importância e uso como indicadores.

Adicionalmente nessas áreas de cabeceira das bacias do Jaguari, foi realizado estudo em 12 trechos fluviais no rio Camanducaia e seus tributários na porção superior dessa sub-bacia. O referido monitoramento foi realizado durante a estação chuvosa e contemplou a análise sobre a possível presença de 46 pesticidas. Os resultados apontaram detecção de sete pesticidas: fipronil, methyl parathion, metolachlor, atrazina, carbofuran, diuron, e simazina. Apenas a atrazina e o diuron apresentaram concentrações acima do limite de quantificação do método analítico ( $0,32 \mu\text{g L}^{-1}$  para a atrazina, e  $0,57 \mu\text{g L}^{-1}$  para o diuron). As frequências na detecção de pesticidas nas águas fluviais avaliadas foram maiores do que as esperadas para bacia com apenas 11,8% de área agrícola. A vulnerabilidade da bacia do Camanducaia à contaminação de pesticidas pode ser atribuída a elevada precipitação pluvial anual ( $> 1.500 \text{ mm ano}^{-1}$  em sua porção superior), associada ao seu relevo com vertentes acentuadas e tipos de solos

que favorecem o escoamento superficial, agravado por práticas deficientes no manejo dos solos. (Barizon et al. 2020).

## Serviços Ambientais na Porção Superior da Bacia do Rio Jaguari

Com o objetivo de entender alterações nas ofertas dos serviços ecossistêmicos em bacias hidrográficas, foram monitoradas duas bacias, contempladas pelo programa municipal de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), em Extrema, MG. As bacias hidrográficas avaliadas foram as do Ribeirão das Posses (PS) e de Salto de Cima (SC), com áreas de 1200 ha e 1500 ha, respectivamente. Trata-se de microbacias que contribuem para o Rio Jaguari e, conseqüentemente, para as represas integrantes do Sistema Cantareira, que abastece grande parte da população no estado de São Paulo (Figura 13.3).



**Figura 13.3.** Mapa de localização das bacias do Ribeirão das Posses e do Salto de Cima, Extrema, MG. Fonte: Figueiredo et al., (2021).

Foram realizadas análises quantitativas e qualitativas sobre os recursos fluviais e perdas de água e de solo (sedimentos) nessas bacias. No período de janeiro a de-

zembro de 2017, a cada duas semanas, parâmetros químico-físicos (temperatura, pH, oxigênio dissolvido e condutividade) eram monitorados em um ponto de coleta na foz dos ribeirões das Posses e Salto de Cima, assim como amostras fluviais eram coletadas para determinação de total de sedimentos em suspensão (TSS), cátions, ânions, nitrogênio total e dissolvido total (NT e NDT) e carbono orgânico e inorgânico dissolvido (COD e CID).

De todas as variáveis observadas ao longo do tempo e entre as bacias adjacentes, Figueiredo et al. (2020) apontaram como expressivos, alguns aumentos pontuais (picos) de condutividade elétrica e concentrações de cátions maiores ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ , e  $\text{Mg}^{2+}$ ) na microbacia PS e de ânions maiores ( $\text{Cl}^-$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ ) na microbacia SC. Segundo os autores, esses incrementos eventuais e aleatórios sugerem a existência de fontes pontuais de poluição próximos a foz dos ribeirões dessas microbacias. Também encontraram acréscimos em determinados meses, em ambos os ribeirões, nas concentrações de amônio, um indicativo de entradas pontuais de fezes/urina de bovinos e esgoto urbano/industrial.

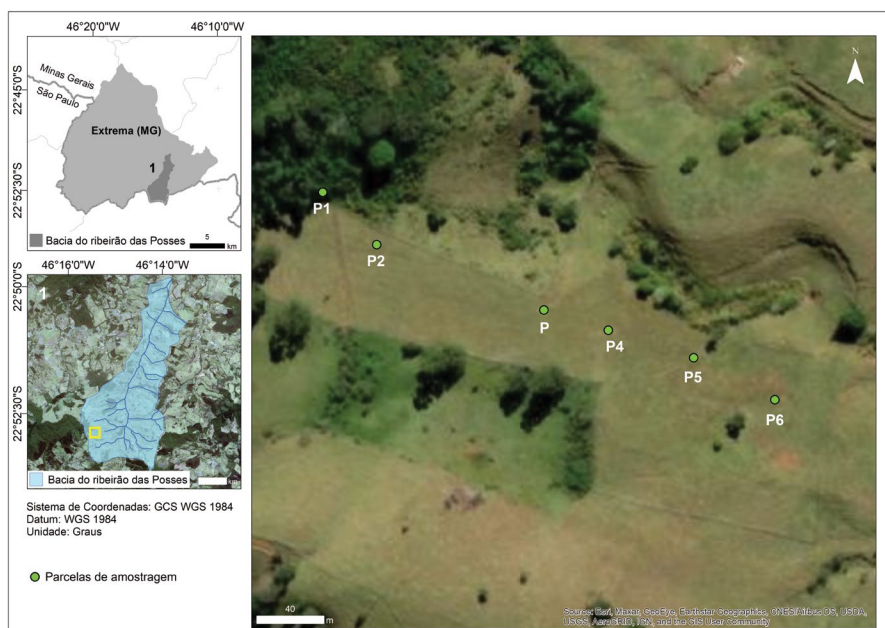
Os autores concluem que embora tenha sido observada uma certa melhora na qualidade das águas superficiais nos ribeirões das microbacias hidrográficas de Posses e Salto de Cima, em resposta à recomposição florestal, as entradas pontuais de poluentes antrópicos são preocupantes e deveriam ser consideradas, assim como outras práticas de gestão, na condução de melhorias no âmbito do Programa de Pagamento por Serviços Ambientais em Extrema. Os dados e as análises fornecidos por Figueiredo et al. (2020) fornecem uma linha de base e um consistente banco de dados sobre os efeitos acumulativos da poluição difusa, resultante da agropecuária, e pelos esgotos pontuais que afetam a qualidade da água em bacias hidrográficas de cabeceira. Concluiu-se que a recuperação ambiental executada por meio do manejo da propriedade rural onde ocorrem as nascentes, com apoio da política pública municipal vigente, tem o potencial de contribuir para a melhoria dos recursos hídricos relacionados (Figueiredo, 2020).

Adicionalmente foi realizado um exercício de modelagem da Bacia do Ribeirão das Posses usando dados observados e dados da simulação de respostas hidrológicas. O modelo *Agricultural Ecosystem Services* (AgES) foi aplicado para simular a variação no armazenamento e movimento da água na bacia (Cruz et al., 2017). O período de simulação (2009–2014) foi definido em função dos dados disponíveis de vazão e de clima no período visando calibrar e testar o modelo. O modelo após calibrado mostrou-se eficiente para ser utilizado na estimativa de vazões durante períodos com dados ausentes como também para considerar cenários de mudanças de uso da terra sobre a quantidade e qualidade da água. Essas informações poderão então ser usadas em programas de pagamentos por serviços ambientais.

Os estudos de perdas de água e de solo (sedimentos) foram realizados no período compreendido entre maio e dezembro de 2016 na margem esquerda do Ribeirão das

Posses (Gomes et al., 2021), próximo à sua nascente principal (Figura 13.4). As amostragens foram realizadas em uma topossequência que contemplou dois tipos de cobertura vegetal (floresta nativa e pastagem), em diferentes tipos de solo destacando-se os Cambissolos Húmicos (CHE e CHd), como também Argissolos Câmbicos e Neossolos Litólicos, de acordo com Santos et al. (2018). Nessa topossequência, com declividade variável entre 19% e 55%, a cobertura de mata nativa correspondeu a 10% da área e o restante, 90%, correspondeu à pastagem.

A avaliação das perdas de água e de sedimentos por escoamento superficial, em função da cobertura vegetal, mostrou que sob a mata (solo CHE) essas perdas são muito inferiores quando comparadas com a cobertura de pastagem (sob CHd, Argissolos e Neossolos). A exceção é o solo CHd, que apresenta pouca diferença em relação ao CHE, particularmente em relação às perdas de água, cujos valores correspondem a  $392,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  e  $380,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ . Para os sedimentos, os valores de perdas apresentam diferenças maiores, com  $4,7 \text{ kg ha}^{-1}$  para o CHE e  $7,1 \text{ kg ha}^{-1}$  para o CHd, ficando evidente a ação protetora da mata em relação ao transporte de sedimentos.



**Figura 13.4** - Topossequência em dois tipos de cobertura vegetal (floresta nativa e pastagem) na margem esquerda do Ribeirão das Posses.

Fonte: Adaptado de Gomes et al., (2021).

Por sua vez, os Argissolos e os Neossolos, sob pastagem, perderam em média, 473,6 e 924,6 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de água e 14,7 e 21,7 kg ha<sup>-1</sup> de solo, respectivamente. Os autores concluem, desta forma, que diferentes solos sob a mesma cobertura vegetal apresentam valores distintos de perdas de água e de sedimentos. Assim, é necessário que o proprietário rural faça uma divisão da área e estabeleça os diferentes usos de acordo com a capacidade de uso do solo, o que irá contribuir para a sustentabilidade da propriedade, tornando-a mais produtiva e ambientalmente mais equilibrada.

Frente a esse cenário de perdas, se o solo for bem manejado por meio dos serviços ambientais, pode-se atuar naturalmente na provisão dos serviços ecossistêmicos como “reservatório e filtro de água” para que assim ocorra a absorção e o armazenamento de água e de nutrientes, permitindo o desenvolvimento vegetal, o controle da erosão, do assoreamento e das enchentes (GOMES et al., 2021).

## Serviços Ambientais na Porção Inferior da Bacia do Rio Jaguari

A bacia do rio Jaguari ocupa áreas dos estados de São Paulo e Minas Gerais, compondo parte da bacia do Rio Piracicaba, que por sua vez é gerenciada pelo Comitê das Bacias PCJ (Piracicaba, Capivari e Jundiá). A bacia do Piracicaba abriga o maior complexo industrial do país com grande demanda de recursos hídricos, incluindo usos domésticos e agrícolas. Na porção superior dessa bacia situa-se o Sistema Cantareira, já citado nesse capítulo.

A sub-bacia do rio Jaguari, por sua vez, contém a represa Jaguari-Jacareí, a maior entre todas que compõem o Sistema Cantareira, e abastece com 53% da água que o sistema envia para a RMSP (Região Metropolitana de São Paulo), com 10 milhões de habitantes dependentes da água enviada por esse sistema de represas. Essa sub-bacia possui aproximadamente 2.196 km<sup>2</sup>. A área antropizada da sub-bacia do rio Jaguari, segundo levantamento realizado com a iniciativa da *The Nature Conservancy* do Brasil (TNC), é de 80% e escoia a montante e a jusante da represa Jaguari-Jacareí, respectivamente 95.369,9 e 71.877,9 t ano<sup>-1</sup> de sedimentos.

Com o objetivo de apresentar proposta de melhoria da qualidade e quantidade da água nas bacias hidrográficas e criar um modelo de gestão de infraestrutura verde, a TNC realizou levantamentos e estudos na área da sub-bacia do rio Jaguari para a construção do Plano de Negócios (Bacia do Jaguari: plano de negócios). O projeto é estruturado em duas fases: primeiro demonstrar a viabilidade de investimentos em infraestrutura verde e então elaborar projeto para conservação, recuperação de vegetação ciliar e conservação do solo em áreas produtivas como um projeto piloto, em execução no município de Jaguariúna (2013 – atual), para em seguida ampliar a escala dos resultados para outros municípios situados a jusante da barragem Jaguari-Jacareí do sistema Cantareira (The Nature Conservancy, 2014).

As premissas desse modelo de investimento em infraestrutura verde se baseiam nos benefícios que podem ser alcançados como regulação hídrica, alto impacto econômico, redução de enchentes, custos de tratamento de água reduzidos, redução no assoreamento e remoção de nutrientes. Para tanto procedeu-se com uma modelagem matemática para estimar a produção de sedimentos na área da bacia do rio Jaguari utilizando variáveis de solos, chuvas, topometria e outras informações geopedológicas (The Nature Conservancy, 2014).

A análise da produção de sedimentos foi realizada para a bacia do rio Jaguari com base na suscetibilidade geopedológica e no uso e cobertura das terras gerando dois cenários. O primeiro cenário, com as estimativas da realidade da cobertura vegetal da época, e um segundo cenário, hipotético, com as ações de restauração e práticas de conservação de solo que se pretendia implementar, segundo Paula et al. (2021).

Na gestão do programa de pagamentos por serviços ambientais (PSA) implementado pela prefeitura de Jaguariúna/SP, coube à Embrapa Meio Ambiente a supervisão e orientação de um monitoramento hidrológico, em área piloto para avaliar o progresso na melhoria dos recursos hídricos em resposta às ações de conservação e recuperação ambiental adotadas. Esse monitoramento tem sido realizado por meio de coletas de amostras de água e medições mensais em campo, realizadas a partir de agosto de 2016, com breves interrupções até o presente momento, assim como a realização de análises laboratoriais, tabulação e interpretação de dados, seguidas de uma avaliação geral do programa em relação a estas observações, junto ao grupo gestor do programa de PSA; com atenção para a melhoria da qualidade e quantidade de água.

Resultados preliminares mostrados em seminário público na Embrapa Meio Ambiente, em novembro de 2018, apontam para as seguintes tendências relativas ao monitoramento realizado até então:

1. a temperatura da água ( $T_{\text{água}}$ ) diminui com o prosseguimento das práticas de recuperação com exceção de trecho de córrego afetado por práticas inadequadas de manejo de propriedade rural, confirmando ser  $T_{\text{água}}$  um bom indicador para PSA;
2. aumento de oxigênio dissolvido (OD) na medida em que as práticas de recuperação ocorrem na maioria dos pontos de monitoramento, indicando ser também OD um bom indicador, apesar de sua medição ser mais difícil e onerosa realização comparado a  $T_{\text{água}}$ ;
3. as concentrações de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) diminuem em todos os pontos de amostragem na medida em que as práticas de recuperação ocorrem, refletindo possível absorção de nitrogênio pelas mudas plantadas na área ripária;
4. aumento de carbono orgânico dissolvido (COD) em todas os pontos a medida que as práticas de recuperação prosseguem, indicando que o plantio de ár-

- vores nos solos das zonas ribeirinhas pode estar contribuindo com matéria orgânica dissolvida para o riacho;
5. aumento de sedimentos na água fluvial ocorreram em resposta ao aumento da vazão, medidas ao longo de dias específicos monitorados com equipamento automático;
  6. as respostas às práticas de manejo para recuperação podem demorar mais de cinco anos, de forma que os parâmetros avaliados devem ser monitorados por longo período, isso também devido à variabilidade climática anual.

### Monitoramento de Microbacias Agrícolas sob Sistemas de Plantio Direto

Quedas na qualidade da água e do solo também podem ocorrer onde sistemas de plantio direto (SPD) são adotados. Em geral, tal fato está associado ao manejo inadequado do solo somado à baixa eficiência de políticas públicas que redundem em menores taxas de erosão dos solos nas propriedades rurais. Consequentemente, muitos agricultores deixam o SPD para novamente praticarem o cultivo tradicional, com aração e gradagem, visando acelerar e aumentar seus ganhos econômicos.

A Embrapa, por meio de ações relacionadas ao projeto Rede de Pesquisa Solo Vivo, em parceria com a Itaipu Binacional, buscou desenvolver e validar, de forma participativa, ferramentas técnico-científicas que avaliam o desempenho da gestão do solo e da água em áreas de agricultura sob SPD. Dessa maneira, foram selecionadas microbacias (<100 ha) em diferentes locais nas regiões sul, sudeste e centro-oeste, onde o SPD é praticado e tem apresentado diferentes graus de eficiência quanto às taxas de erosão e demais características físicas, químicas e biológicas do solo, além de ganhos ou perdas na conservação das águas superficiais de pequenos córregos, que drenam tais microbacias, e de seus respectivos cursos e corpos d'água localizados mais a jusante.

Com esse objetivo, foram instalados equipamentos de medição para que através de coletores e sensores específicos, fossem monitorados diversos parâmetros relacionados ao ambiente, como precipitação pluviométrica, água do solo e água fluvial nas referidas microbacias (Figura 13.5). Dessa maneira, cada microbacia foi equipada com um *datalogger* de programação aberta (com sistema de telemetria), ao qual foram conectados: um pluviômetro de alta intensidade; um sensor para medir condutividade elétrica, temperatura e conteúdo volumétrico de água do solo (profundidade de 0 a 30 cm); um sensor de nível de água nos córregos; um sensor de turbidez e um sensor de temperatura e condutividade elétrica da água fluvial. O suprimento de energia elétrica adotado foi por meio de painel fotovoltaico e baterias dimensionadas para a necessidade de cada local e equipamentos relacionados. Tal instrumentação contou ainda com a instalação de vertedouros e calhas dimensionados para as diferentes ca-



racterísticas hidrológicas e dimensões das microbacias. Por meio desta estratégia foi possível a realização do monitoramento hidrossedimentológico planejado, ainda que com ocorrências de intempéries e eventos climáticos extremos.

Fotos: Ricardo de Oliveira Figueiredo.

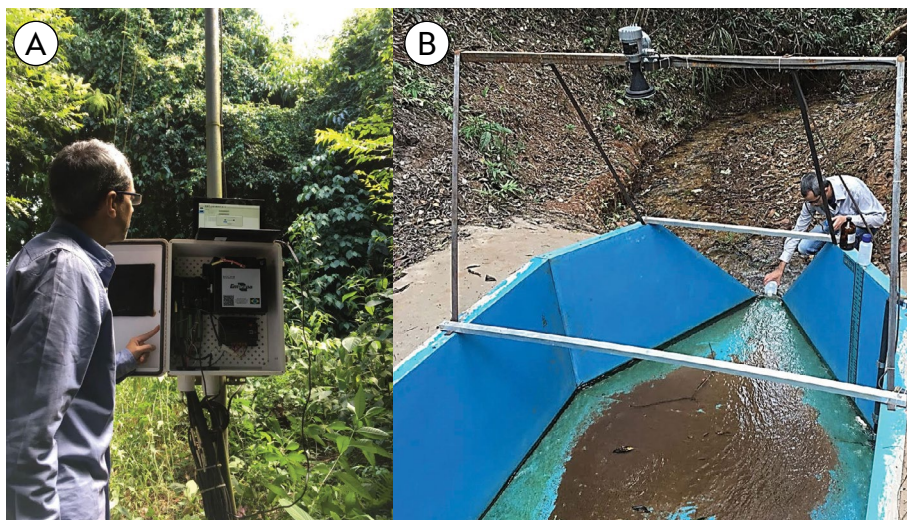


Figura 13.5. Central de controle (a), e (b)coleta de água para análise físico-química no laboratório da Empresa Meio Ambiente.

Trata-se de fato de um esforço amostral intensivo em microbacias agrícolas, muito raro em nosso país, considerando tratar-se de áreas agrícolas sob SPD, e em diferentes condições edafoclimáticas. A geração das informações desse monitoramento tem fornecido conhecimentos específicos para a avaliação e planejamento das atividades agrícolas, assim como para o gerenciamento de bacias hidrográficas, como fluxo de geração de sedimentos e situação qualiquantitativa da água fluvial referentes às microbacias e SPD associados.

Dessa forma, pode-se avaliar os potenciais benéficos do SPD quando conduzido segundo os procedimentos referendados e recomendados por agentes agrotécnicos competentes. Nesse contexto, foi adotado uma metodologia que estuda a relação “chuva versus produção de sedimentos”, e avalia então o desempenho técnico e ambiental do uso da terra na microbacia hidrográfica, com base no índice beta –  $\beta$ , proposto por D’Agostini (1999), revisto e renomeado para IDE (Índice de dissipação de erosividade) por D’Agostini et al. (2017).

Os resultados obtidos nesse monitoramento (Gonçalves, 2019), e em estudos associados, como por exemplo o “Índice de qualidade do plantio direto (IQP)” (Martins

et al., 2018) e “Índice de qualidade participativo do plantio direto para condições de irrigação por pivô central – IQPi” (Oliveira et al., 2019) tem servido como ferramentas didáticas para constatar-se respostas positivas do SPD, onde estes são adotados de forma correta, ao passo que tais respostas não são observadas com a mesma qualidade em microbacias onde o SPD não é devidamente praticado. Por exemplo: diferenças em padrões de turbidez da água fluvial, transformados em valores de sedimentos em suspensão, em áreas monitoradas, demonstram maior eficácia de um SPD mais bem executado em termos de manejo de solo. Tais resultados têm sido também utilizados para estimular discussões em reuniões e contatos com os inúmeros agricultores nas regiões trabalhadas. Paralelamente, tais resultados podem ser úteis para ações da Agência Nacional de Águas (ANA) que se relacionem aos potenciais benefícios do SPD em bacias agrícolas.

Transcorrido o tempo ora previsto para o Projeto, novos estudos foram sendo iniciados, dentre os quais destacam-se a amostragem periódica de água fluvial e a implementação de coletores automáticos de amostras fluviais. Esses, uma vez programados para realização de coletas em momentos específicos, durante aumentos ou decréscimos de vazão, propiciam que se realizem análises dos sedimentos transportados e das características químicas da água fluvial, bem como a adoção de monitoramento remoto e em tempo real, das variações medidas pelos sensores. Essa estratégia amplia o conhecimento gerado resultando em informações valiosas sobre a perda de sedimentos (solos), nutrientes e carbono pela via hídrica no cultivo agrícola praticado nas microbacias.

Destaca-se que o monitoramento adotado possui potencial de gerar informações confiáveis e indispensáveis, as quais analisadas juntamente com os demais aspectos listados acima contribuem grandemente para a sustentabilidade na agricultura no âmbito do SPD, por exemplo, bem como para adoção de políticas públicas voltadas à conservação do solo e recursos hídricos. Os dados e as informações gerados poderão proporcionar, inclusive, simulações de fluxos hidrossedimentológicos em diferentes cenários de manejo dos solos e de flutuações no regime climático da região trabalhada.

Como enfatizado por Figueiredo; Green (2019), em períodos chuvosos ocorrem maiores entradas de sedimentos perdidos da área agrícola da bacia para os cursos d'água, prejudicando a qualidade da água, causando assoreamento, enchentes relacionadas, e impactando processos relacionados ao funcionamento do ecossistema aquático, que depende da transparência do leito dos rios afetados pelos nutrientes que adentram o canal fluvial. Por sua vez, durante os períodos de estiagem, os elementos químicos são exportados da parte terrestre para esses cursos d'água na forma dissolvida, tanto pelos fluxos dos estoques hídricos subterrâneos como pelo escoamento sub-superficial nos solos da bacia. Portanto, avaliações sobre os efeitos das áreas agrícolas sobre os recursos hídricos precisam considerar as mudanças sazonais e

interanuais que ocorrem no clima, principalmente nos índices pluviométricos, e seus efeitos associados sobre os fluxos hídricos.

A Embrapa Meio Ambiente, no escopo do Projeto Rede Solo Vivo, foi incumbida com a missão de monitorar de maneira participativa duas áreas na Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema/SP (Figura 13.6, 13.7 e 13.8). A escolha do município de Itai/SP se deu pela sua vocação na produção de grãos (principal uso agrícola das terras), como feijão, milho, soja e trigo e culturas anuais (algodão) em condição irrigada, sendo este o município com maior área de pivôs centrais do Estado de São Paulo – cerca de 13840 ha (Landau et al., 2014). De acordo com IBGE (2018), o município respondia em 2018 como maior produtor de algodão e 3º maior produtor de feijão do Estado de São Paulo, sendo a maior parte destes cultivado em SPD. As microbacias escolhidas preconizaram o critério de representarem áreas menores que 100 ha (Tabela 13.2) com solo predominante classificado como latossolo vermelho Distrófico típico de textura argilosa a muito argilosa.

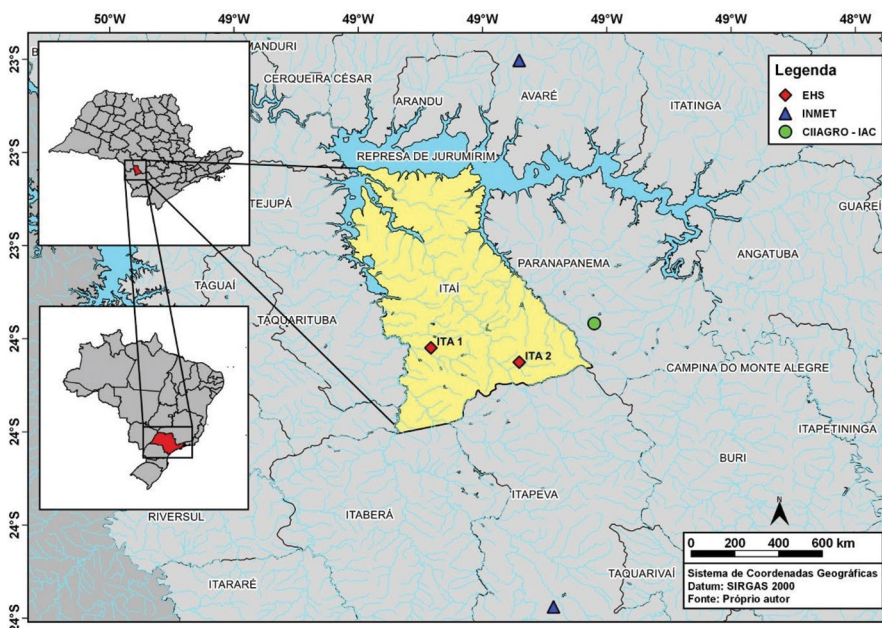


Figura 13.6. Localização das estações de monitoramento no município de Itai, SP.

Fonte: Gonçalves, 2019.



Figura 13.7. Concentração de pivôs centrais próximos às áreas de monitoramento no município de Itai, SP. Fonte: Os autores.

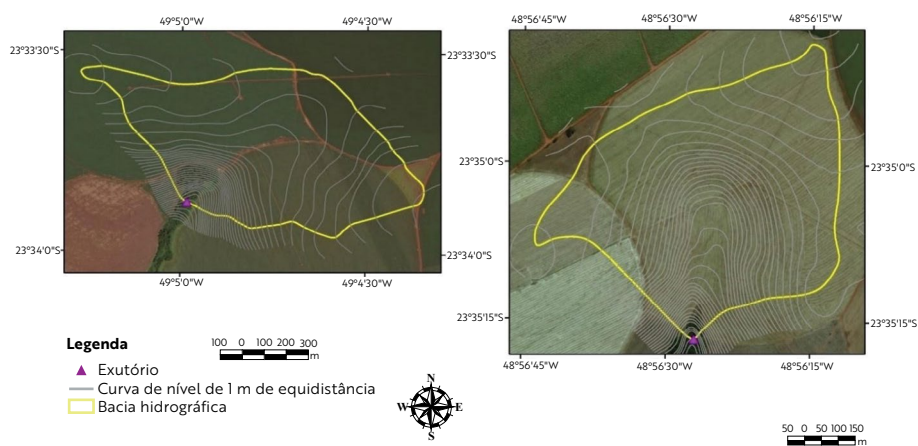


Figura 13.8. Delimitação das microbacias ITA-1 (Esquerda) e ITA-2 (Direita). Fonte: Gonçalves (2019).

Tabela 13.2. Descrição morfométrica das microbacias ITA-1 e ITA-2

MBH	Altitude (m)	Declividade média (%)	Área (km <sup>2</sup> )
ITA-1	613 - 647	2,3	0,74
ITA-2	672 - 710	4,2	0,47

Fonte: Adaptado de Gonçalves (2019).

Em termos hidrográficos, o município localiza-se no noroeste da UGRHI<sup>1</sup> 14, tendo como corpos d'água principais o Rio Taquari-Guaçu, o Ribeirão das Posses ou do Boqueirão e o Ribeirão dos Carrapatos que corta o município de norte a sul, ressaltando que todos deságuam na Represa Jurumirim<sup>2</sup>, sendo o Ribeirão dos Carrapatos o manancial de abastecimento do município (Classe 2<sup>3</sup>) com vazão na ordem de 45,75 L s<sup>-1</sup> (São Paulo, 2021). As microbacias monitoradas encontram-se nas sub-bacias do Ribeirão dos Carrapatos e do Ribeirão da Restinga Grossa (que desembocam no rio Taquari próximo à sua foz na Represa de Jurumirim), em área de agricultura irrigada.

Estações automáticas (EHS) para monitorar chuva e vazão (calha "H"), e estimar a concentração de sólidos em suspensão no curso d'água das microbacias e calcular a dissipação da erosividade das chuvas (IDE), coletaram dados entre outubro/2017 a janeiro/2019. Foram estudados 61 eventos de chuva com intensidade superior a 10 mm h<sup>-1</sup> na bacia ITA-1, e 49 em ITA-2. A vazão média nas microbacias foi 5,8 e 8,7 L s<sup>-1</sup>, respectivamente em ITA-1 e ITA-2. O índice hidrossedimentológico IDE resultou em 0,787 (ITA-1) e 0,884 (ITA-2). O índice participativo IQP com base em dados da literatura resultou em 5,62 (ITA-1) e 6,89 (ITA-2). Com base nos indicadores hidrossedimentológicos, o ambiente agrícola presente em ITA-2 foi mais eficiente no controle das perdas de solo e água e manutenção da vazão nos pontos monitorados do que em ITA-1. Os índices IDE e IQP se relacionaram diretamente no presente estudo de caso, mostrando que quanto maior o IQP, maior foi o IDE e vice-versa, e representam o desempenho ambiental do manejo agrícola no âmbito de microbacias hidrográficas.

<sup>1</sup> Unidades Hidrográficas de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo.

<sup>2</sup> Com área de aproximadamente 450 km<sup>2</sup> (Panarelli et al., 2001).

<sup>3</sup> Segundo a Resolução CONAMA 357/2005: CLASSE 2, águas que podem ser destinadas a(o): Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; Proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho), conforme CONAMA 274/00; Irrigação de hortaliças e plantas frutíferas, parque e jardins e outros com os quais o público possa vir a ter contato direto; Aquicultura e à atividade de pesca.

Os resultados do monitoramento, entre outubro de 2017 e janeiro de 2019, mostraram que os coeficientes utilizados - IDE e IQP (que apresentam objetivos similares de avaliar as condições de superfície determinadas pela intervenção humana), apresentaram resultados condizentes pelas variáveis utilizadas. A cobertura do solo de cada microbacia monitorada, aliada ao fato de manejos de qualidade diferentes adotados em cada propriedade, são as principais determinantes desses resultados (Gonçalves, 2019).

Em suma, a ação humana sobre estes coeficientes, como bem ponderado por Pellegrini (2013) e por D'Agostini (1999), apesar de subjetiva e difícil quantificação, certamente determina a dinâmica hidrossedimentológica em bacias hidrográficas, pois os agricultores decidem quais as áreas serão utilizadas para lavoura, pastagem, reflorestamento ou preservação, e também determinam a utilização de práticas conservacionistas e o tipo de manejo do solo utilizado para minimizar os impactos do potencial energético despendido pelas variáveis climáticas na geração e concentração de escoamentos.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como foi aqui apresentado, a fundamentação teórica para o monitoramento hidrológico de bacias visando a sustentabilidade na agricultura e para as avaliações de serviços ambientais hídricos são essenciais para a qualidade e relevância deste monitoramento.

Recomenda-se que seja realizada uma boa caracterização da bacia monitorada, onde modelos que utilizem os dados obtidos nas avaliações serão de grande utilidade quando aplicados nesta bacia. Além disso, é de grande valia o conhecimento dos pressupostos tanto para o monitoramento hidrobiogeoquímico como para o uso de bioindicadores de qualidade ambiental.

Os estudos e monitoramentos aqui relatados demonstram a variabilidade e complexidade do tema a depender do bioma onde está a bacia e das práticas agrícolas nela presentes. A relevância da conservação da bacia hidrográfica pode, enfim, ser demonstrada através dos serviços ambientais hídricos promovidos por práticas sustentáveis que colaboram para uma gestão ambiental eficiente.

## REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, A. F.; RIBEIRO, J. S.; KUMMROW, F.; NOGUEIRA, A. J. A.; MONTAGNER, C. C.; UMBUZEIRO, G. A. Pesticides in Brazilian freshwaters: a critical review. *Environmental Science: Processes & Impacts*, v. 18, n. 7, p. 779–787, 2016.
- ALMEIDA, T. A. **Impactos decorrentes das mudanças ocasionadas pelo uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica urbana de UFJF: Campus JF sobre escoamento superficial.** Juiz de Fora: UFJF, 2016. 91 f. Monografia (Graduação) - Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora.
- ANTONELLI, V.; THOMAZ, E. L. Caracterização do meio físico da bacia do Arroio Boa Vista, Guamiranga-PR. *Revista Caminhos da Geografia*, v. 8, p. 46-58, 2007.
- BARBOSA, M. E. F.; FURRIER, M. Análise morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Guruji, litoral sul do estado da Paraíba. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, 13., 2009, Viçosa. *Anais...Viçosa: UFV*, 2009.
- BARIZON, R. R. M.; FIGUEIREDO, R. O.; DUTRA, D. R. C. S.; REGITANO, J. B.; FERRACINI, V. L. Pesticides in the surface waters of the Camanducaia River watershed, Brazil. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, v. 55, n. 3, p. 283-292, 2020. DOI: <https://dx.doi.org/10.1080/03601234.2019.1693835>.
- BENSTEAD, J. P.; DOUGLAS, M. M.; PRINGLE, C. M. Relationships of stream invertebrate communities to deforestation in eastern Madagascar. *Ecological Applications*, v. 13, p. 1473–1490, 2003.
- BRIGANTE, J.; DORNFELD, C. B.; NOVELLI, A.; MORRAYE, M. A. Comunidade de macroinvertebrados bentônicos no rio Mogi-Guaçu. In: BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G. (org.). *Limnologia fluvial*. São Carlos: Editora RIMA, 2003. p. 181-187.
- CETESB. **Gestão ambiental e dos recursos hídricos.** Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-subteraneas/informacoes-basicas/gestao-ambiental-e-dos-recursos-hidricos>. Acesso em: 30 ago. 2021.
- CONROY, E.; TURNER, J. N.; RYMSZEWICZ, A.; O'SULLIVAN, J. J.; BRUEN, M.; LAWLER, D.; LALLY, H.; KELLY-QUINN, M. The impact of cattle access on ecological water quality in streams: examples from agricultural catchments within Ireland. *Science of the Total Environment*, v. 547, p. 17-29, 2016. DOI: <https://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.120>.
- COSTA, C. F. G. **Processos hidrobiogeoquímicos de carbono e nitrogênio em diferentes usos da terra nas mesobacias dos rios Jaguari e Camanducaia.** 2018. 125 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Piracicaba.
- CRUZ, P. P. N.; GREEN, T. R.; FIGUEIREDO, R. O.; PEREIRA, A. S.; KIPKA, H.; SAAD, S. I.; SILVA, J. M.; GOMES, M. A. F. Hydrological modeling of the Ribeirão das Posses: an assessment based on the Agricultural Ecosystem Services watershed scale model. *Revista Ambiente e Água*, v. 12, p. 351-364, 2017.
- D'AGOSTINI, L. R. **Erosão: o problema mais que o processo.** Florianópolis: EDUFSC, 1999. 131 p.
- D'AGOSTINI, L. R.; DENARDIN, J. E.; LEMAINSKI, J. **Índice de dissipação de erosividade.** Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2017. 19 p. (Embrapa Trigo. Documentos online, 175).

DING, J.; JIANG, Y.; LIU, Q.; HOU, Z.; LIAO, J.; FU, L.; PENG, Q. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: a multi-scale analysis. *The Science of the Total Environment*, v. 551-552, p. 205-216, 2016.

DIRZO, R.; YOUNG, H. S.; GALETTI, M.; CEBALLOS, G.; ISAAC, N. J. B.; COLLEN, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science*, v. 345, n. 6195, p. 401-406, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1251817>.

FERRACINI, V. L., PESSOA, M. C. Y. P., SILVA, A. S., SPADOTTO, C. A. A análise de risco de contaminação das águas subterrâneas da região de Petrolina (PE) e Juazeiro (BA). *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, v. 11, p. 1-6, 2001.

FIGUEIREDO, R. de O.; GREEN, T. R. **A conservação de bacias e os desafios para a sustentabilidade da agricultura**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2019. 19 p. il. color. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 120).

FIGUEIREDO, R. de O. Pequenas bacias agrícolas na Amazônia Oriental. In: SEMINÁRIO DA REDE AGROHIDRO, 1., 2014, Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2014. p. 6769.

FIGUEIREDO, R. de O.; SIMIOLI, M. M.; JESUS, T. V. U. C.; CRUZ, P. P. N.; BAYMA, G.; NOGUEIRA, S. F.; GREEN, T. R.; CAMARGO, P. B. Hydrobiogeochemistry of two catchments in Brazil under forest recovery in an environmental services payment program. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 193, p. 1-16, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08773-6>.

FIDALGO, E. C. C.; PRADO, R. B.; TURETTA, A. P. D.; SCHULER, A. E. **Manual para pagamento por serviços ambientais hídricos: seleção de áreas e monitoramento**. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 80 p.

FRITZSONS, E.; MANTOVANI, L. E. Áreas prioritárias para restauração das florestas ciliares: um exemplo no sul do Brasil. *Ambiência*, v. 13, n. 3, p. 537-551, 2017. DOI: <https://dx.doi.org/10.5935/ambiencia.2017.03.01>.

GOMES, M. A. F.; PEREIRA, L. C.; TÔSTO, S. G.; FIGUEIREDO, R. de O.; GALDINO, S.; QUARTAROLI, C. F. Perdas de água e de sedimentos em uma sub-bacia como contribuição à análise de serviços ambientais, Extrema, MG. *Revista Terceira Margem Amazônia*. v. 6, n. especial 16, p. 127-137, 2021. DOI: <https://dx.doi.org/10.36882/2525-4812.2021v6i16.ed.esp.p127-137>.

GOMES, M. A. F.; PESSOA, M. C. P.Y. (org.). **Planejamento ambiental do espaço rural com ênfase em microbacias hidrográficas: manejo de recursos hídricos, ferramentas computacionais e educação ambiental**. Brasília, Embrapa Informação Tecnológica, 2010. p. 412

GONÇALVES, A. O. **Caracterização hidrossedimentológica e sua relação com o índice de qualidade participativo do plantio direto, na bacia do Alto Paranapanema-SP**. 2019. 130 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade de São Paulo/ESALQ, Piracicaba. DOI: <https://doi.org/10.11606/T.11.2020.tde-22012020-095632>.

GONÇALVES, A. A.; CRUZ, M. A. S.; AMORIM, J. R. A.; MOTA, P. V. M. Avaliação da qualidade das águas do rio Siriri por meio de análise multivariada. In: SEMINÁRIO DA REDE AGROHIDRO, 4., 2016, Brasília, DF. **Água e agricultura: incertezas e desafios para a sustentabilidade frente às mudanças do clima e do uso da terra: anais**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2016. 290 p.

GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. Degradação ambiental. In: CUNHA, S. B. (ed.). **Geomorfologia e meio ambiente**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1996. p. 337-339.



HEATHCOTE, I. H. **Integrated watershed management: principles and practice**. 2. ed. Hoboken, John Wiley & Sons, 2009. p. 453.

HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; HERLIHY, A. T.; KINCAID, T. M.; REYNOLDS, L.; LARSEN, D. P. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 55, p. 1618-1631, 1998. DOI: <https://doi.org/10.1139/f98-060>.

IÑIGUEZ-ARMIJO, C.; RAUSCHE, S.; CUEVA, A.; SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ, A.; ESPINOSA, C.; BREUER, L. Shifts in leaf litter breakdown along a forest-pasture-urban gradient in Andean streams. **Ecology and Evolution**, v. 6, n. 14, p. 4849-4865, 2016. DOI: <https://dx.doi.org/10.1002/ece3.2257>.

IBGE. **Sistema IBGE de Recuperação Automática - SIDRA**. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/home/lspa/brasil>. Acesso em: 24 nov. 2018.

KARR, J. R. 1991. Biological integrity: a long neglected aspect of water resource management. **Ecological Applications**, v. 1, n. 1, p. 66-84. DOI: <https://dx.doi.org/10.2307/1941848>.

LANDAU, E. C.; GUIMARAES, D. P.; SILVA, P. A. de A.; SOUZA, D. L. de. **Concentração de áreas irrigadas por pivôs centrais no Estado de São Paulo - Brasil**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2014. 37 p. (Embrapa Milho e Sorgo. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 100).

MACHADO, C. J. S. Recursos hídricos e cidadania no Brasil: limites, alternativas e desafios. **Revista Ambiente & Sociedade**, v. 6, n. 2, p. 121-136, 2003.

MARTINS, A. L. da S.; CONTE, O.; OLIVEIRA, P. de; DOSSA, A. A.; DEBIASI, H.; FRANCHINI, J. C.; HERNANI, L. C.; RALISCH, R.; LEONARDO, H. C. L.; LUNARDI, L.; SALTON, J. C.; TOMAZI, M.; PITOL, C.; DE BONA, F. D.; BOEIRA, R. C. **Avaliação ex ante do Índice de Qualidade Participativo do Plantio Direto (IQP) com produtores do Centro-Sul do Brasil**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2018. 52 p. (Embrapa Solos. Documentos, 203).

MARTINS, I.; MACEDO, D. R.; HUGHES, R. M.; CALLISTO, M. Are multiple multimetric indices effective for assessing ecological condition in tropical basins? **Ecological Indicators**, v. 110, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105953>.

MATSUZAKI, K. Validation trial of Japan's zinc water quality standard for aquatic life using field data. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 74, p. 1808-1823, 2011. DOI: <https://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.07.003>.

MATTOS, L. M.; SILVA, E. F., Influência das propriedades de solos e de pesticidas no potencial de contaminação de solos e águas subterrâneas. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 9, p. 103-124, 1999.

METZGER, M. J.; ROUNSEVELL, M. D. A.; ACOSTA-MICHLIK, L.; LEEMANS, R.; SCHRÖTER, D. The vulnerability of ecosystem services to land use change. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 114, p. 69-85, 2006. DOI: <https://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.025>.

MEZA-S., A. M.; RUBIO-M., J.; G-DIAS, L.; M-WALTEROS, J. Water quality and composition of aquatic macroinvertebrates in the sub watershed of river Chinchiná. **Caldasia**, v. 34, n. 2, p. 443-456, 2012.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: a framework for assessment**. Washington, DC: Island Press, 2003. Disponível em: [https://pdfwri.org/ecosystems\\_human\\_wellbeing.pdf](https://pdfwri.org/ecosystems_human_wellbeing.pdf). Acesso em: 27 maio 2021.

MOLDAN, B.; CERNÝ, J. (ed.). **Biogeochemistry of small catchments: a tool for environmental research**. Chichester: John Wiley & Sons Ltd, 1994. 419 p.

MONTELES, J. S.; GERHARD, P.; FERREIRA, A.; SONODA, K. C. Agriculture impacts benthic insects on multiple scales in the Eastern Amazon. **Biological Conservation**, v. 255, p. 108998, 2021. DOI: <https://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2021.108998>.

THE NATURE CONSERVANCY. **Recuperação ambiental na bacia hidrográfica do rio Jaguari/SP: plano de negócios**. Curitiba: Brazil's Impact Investment Exchange, 2014. 44 p.

NÓBREGA, R. L. B.; GUZHA, A. C.; LAMPARTER, G.; AMORIM, R. S. S.; COUTO, E. G.; HUGHES, H. J.; JUNGKUNST, H. F.; GEROLD, G. Impacts of land-use and landcover change on stream hydrochemistry in the Cerrado and Amazon biomes. **Science of The Total Environment**, v. 635, p. 259–274, 2018.

OLIVEIRA, P. de; TAVARES, S. R. de L.; MARTINS, A. L. da S.; RALISCH, R.; HERNANI, L. C. **Proposta de índice de qualidade participativo do plantio direto para condições de irrigação por pivô central - IQPi**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2019. 33 p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 119).

PANARELLI, E. A.; NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R. Short-term variability of copepod abundance in Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 61, p. 577–598, 2001. DOI: <https://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842001000400007>.

PAULA, E.V.; GUIMARÃES, J.; IBAIXE, D. R. Estimativa da produção de sedimentos e análise de cenários das áreas prioritárias à recuperação ambiental na bacia hidrográfica do rio Jaguari (MG/SP), **Revista Continente**, n. 5, jul./dez. 2014. Disponível em: <http://revistacontinentes.com.br/index.php/continentes/article/view/51>. Acesso em: 06 jul. 2021.

PELLEGRINI, A. **Índices de desempenho ambiental e comportamento hidrossedimentológico em duas bacias hidrográficas rurais**. 2013. 108 f. Tese (Doutorado em Processos químicos e ciclagem de elementos) -Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

PRADO, R. B.; FIGUEIREDO, R. de O.; CRUZ, M. A. S.; PARRON, L. M.; FELIZZOLA, J. F.; FRITZSONS, E.; FIDALGO, E. C. C.; PEDREIRA, B. da C. C. G.; CRUZ, P. P. N. da. Pesquisas sobre os impactos do uso e cobertura da terra nos recursos hídricos: caracterização, estado da arte, limitações e perspectivas futuras. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2017. 93 p. il. color. (Embrapa Solos. Documentos, 193).

REIS, L. C. **Avaliação hidrobiogeoquímica da bacia do Ribeirão das Posses no âmbito do Programa Conservador das Águas, Extrema/MG**. 2018. 71 p. (Dissertação de Mestrado - Ecologia Aplicada) – CENA, USP, Piracicaba.

RODRIGUES, L. N.; PADOVANI, C. R.; OLIVEIRA, M. D. de; SORIANO, B. M. A. (ed.). **Memórias do III Seminário e I Workshop da Rede Agrohidro**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2016. 24 p. (Embrapa Pantanal. Documentos, 140).

- SÃO PAULO. **Plano municipal integrado de saneamento básico - município: Itaí**. Disponível em: [https://smas16.blob.core.windows.net/conesan/sites/253/2020/10/prs\\_ugrhi\\_14\\_2014.pdf](https://smas16.blob.core.windows.net/conesan/sites/253/2020/10/prs_ugrhi_14_2014.pdf). Acesso em: 21 maio 2021.
- SANTOS, G. V.; DIAS, H. C. T.; SILVA, A. P. S.; MACED, M. N. C. Análise hidrológica e socioambiental da bacia hidrográfica do córrego Romão dos Reis, Viçosa-MG. *Revista Árvore*, v. 31, p. 931-940, 2007.
- SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; ARAUJO FILHO, J. C. de; OLIVEIRA, J. B. de; CUNHA, T. J. F. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 5. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2018. E-book.
- SAULINO, H. H. L.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Native macrophyte leaves influence more specialisation of neotropical shredder chironomids than invasive. *Hydrobiologia*, v. 813, p. 189-198, 2018. DOI: <https://dx.doi.org/10.1007/s10750-018-3252-z>.
- SHAO, H.; YANG, W.; LINDSAY, J.; LIU, Y.; YU, Z.; OGINSKY, A. An open source gis-based Decision Support System for watershed evaluation of best management practice. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 53, n. 3, p. 521- 531, 2017.
- SILVA, M. S. G. M. e; QUEIROZ, J. F. de; LOSEKANN, M. E.; MARIGO, A. L. S.; NASCIMENTO, M. Utilização de coletores com substrato artificial para o biomonitoramento da qualidade da água na aquicultura. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2012. 8 p. (Embrapa Meio Ambiente. Circular Técnica, 23).
- SILVEIRA, M. P. Estudo da comunidade de macroinvertebrados aquáticos e sua utilização na avaliação da qualidade da água na bacia do rio Macaé, Estado do Rio de Janeiro. 2001. 95 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- SOLBÉ, J. F. L. G. (ed.). *Effects of land use on fresh waters*. Chichester: Ellis Horwood, 1986. p. 283-295
- SONODA, K. C. *Comunidades de insetos aquáticos em dois trechos do Córrego Sarandi, Distrito Federal*. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2010a. 19 p. (Embrapa Cerrados. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 280).
- SONODA, K. C. *Variação temporal da fauna de insetos aquáticos do Córrego Sarandi, DF*. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2010b. 23 p. (Embrapa Cerrados. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 291).
- SONODA, K. C.; MATTHAEI, C. R.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Contrasting land uses affect Chironomidae communities in two Brazilian rivers. *Fundamentals and Applied Limnology – Archi für Hydrobiologie*, v. 174, n. 2, p. 173-184, 2009. DOI: <https://dx.doi.org/10.1127/1863-9135/2009/0174-0173>.
- SONODA, K. C.; MONTELES, J. S.; FERREIRA, A.; GERHARD, P. Chironomidae from Eastern Amazon: Understanding the differences of land-use on functional feeding groups. *Journal of Limnology*, v. 77, n. s1, p. 196-202, 2018a. DOI: <https://dx.doi.org/10.4081/jlimnol.2018.1799>.
- SONODA, K. C.; MONTELES, J. S.; FERREIRA, A.; GERHARD, P. *Chironomidae da Amazonia Oriental: resposta da funcionalidade alimentar aos diferentes usos/cobertura do solo*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2018b. 14 p. Embrapa Meio Ambiente. Comunicado Técnico, 57).

SONODA, K. C.; VETTORAZZI, C. A.; ORTEGA, E. M. M. Relação entre uso do solo e composição de insetos aquáticos de quatro bacias hidrográficas do estado de São Paulo. *Neotropical Biology and Conservation*, v. 6, n. 3, p. 187-200, 2011. DOI: <https://dx.doi.org/10.4013/nbc.2011.63.06>.

SPRUILL, C. A.; WORKMAN, S. R.; TARABA, J. L. Simulation of daily and monthly. *Transactions of the ASABE*, v. 43, p. 1431-1439, 2000.

TEODORO, V. L. I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. *Revista Uniara*, v. 20, p. 137-157, 2007.

TUCCI, C. E. M. (org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: Editora da Universidade: ABHR, 1997. 943 p.

UN-WATER GLOBAL WATER PARTNERSHIP. **Roadmapping for advancing Integrated Water Resources Management (IWRM) processes: based on the Copenhagen Initiative on Water and Development**. Genebra: GWP, 2007. 6 p.

USEPA. **National rivers and streams 2008-2009: a collaborative survey**, EPA/841/R-16/007. Washington, DC.: Office of Water and Office of Research and Development, 2016.

VEITH, T. L.; LIEW, M. W. van; BOSCH, D. D.; ARNOLD, J. G. Parameter sensitivity and uncertainty in SWAT: a comparison across five USDA-ARS watersheds. *Transactions of the ASABE*, v. 53, p. 1477-1486, 2010.

VIEUX, B. E. **Distributed hydrologic modeling using GIS**. 2.ed. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2004. 289 p.

WAGENER, T.; WHEATER, H.; GUPTA, H. V. **Rainfall-runoff modeling in gauged and ungauged catchments**. Londres: Imperial College, 2004. 306 p.

WALLING, D. E., WEBB, B. W. Solutes in rivers systems. In: TRUDGILL, S.T. (ed.). **Solutes processes**. Chichester: John Wiley & Sons Ltd., 1986. 512 p. Cap. 7, p. 251-327. (Landscape Systems)

WEIGEL, B. M.; WANG, L.; RASMUSSEN, P. W.; BUTCHER, J. T.; STEWART, P. M.; WILEY, M. J. Relative influence of variables at multiple spatial scales on stream macroinvertebrates in the Northern Lakes and Forest ecoregion, USA. *Freshwater Biology*, v. 48, p. 1440-1461, 2003.

ZEILHOFER, P.; CALHEIROS, D. F.; OLIVEIRA, M. D.; DORES, E. F. G. C.; LIMA, G. A. R. FANTIN-CRUZ, I. Temporal patterns of water quality in the Pantanal floodplain and its contributing Cerrado upland rivers: implications for the interpretation of freshwater integrity. *Wetlands Ecology and Management*, v. 24, p. 697-716, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11273-016-9497-8>.