Universidade de São Paulo

Augusto César D'ávila Bitencourt

Oferta de serviços ecossistêmicos hídricos diante da
conversão de paisagens savânicas em campos
antrópicos

Water-related ecosystem services supply in the face
of conversion of savanna landscapes into anthropic
grassland

São Paulo
2017

Universidade de São Paulo

Augusto César D'ávila Bitencourt

Oferta de serviços ecossistêmicos hídricos diante da
conversão de paisagens savânicas em campos
antrópicos

Water-related ecosystem services supply in the face
of conversion of savanna landscapes into anthropic
grassland

Dissertação apresentada ao Instituto de
Biociências da Universidade de São
Paulo para obtenção do título de
Mestre em Ecologia.

Área de concentração: Ecologia de
Ecossistemas Terrestres e Aquáticos

Orientadora: Profa. Dra. Rozely
Ferreira dos Santos

São Paulo
2017

Ficha Catalográfica

Bitencourt, Augusto César D'ávila
Oferta de serviços ecossistêmicos hídricos
diante da conversão de paisagens savânicas
em campos antrópicos

61 páginas

Dissertação (Mestrado) - Instituto de
Biociências da Universidade de São Paulo.
Departamento de Ecologia.

1. serviços ecossistêmicos 2. serviços
ecossistêmicos hídricos 3. planejamento
ambiental 4. recursos hídricos 5. ecologia
de paisagens I. Universidade de São Paulo.
Instituto de Biociências. Departamento de
Ecologia.

Comissão Julgadora:

Prof(a). Dra. Rozely Ferreira dos Santos
Orientadora

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

"a vida que vale a pena ser vivida (...) acontece quando nos
ajustamos ao universo, ocupando o lugar que é o nosso,
desempenhando com excelência a atividade para a qual
fomos talhados (...)"

(Clóvis de Barros Filho)

Agradecimentos

À Capes (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior).

Ao Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (IB-USP).

Ao departamento de Ecologia do IB-USP, em especial às funcionárias Vera Lúcia Lima e Shirlene Fernandes Barros.

À Comissão Técnico-Científica do Instituto Florestal (COTEC), toda a equipe da Estação Ecológica de Angatuba, e em especial à bióloga responsável pela EEcA, Bárbara Heliodora.

Ao Jardim Botânico de Bauru e à bióloga responsável, Dra. Viviane C. de Oliveira.

À Vivian Hackbart e Guilherme Lima, pelo importante apoio durante essa jornada.

À Lidia Bertolo, Jorge Oliveira Costa e Wellington Bispo pela ajuda com as ferramentas de mapeamento e geoprocessamento.

À Bruno Brentan pelas contribuições na parte estatística.

À Profa. Dra. Vania Pivello pelas valiosas contribuições teóricas e metodológicas.

Ao Prof. Dr. Marcelo Pompêo e ao Prof. Dr. Leandro Tambosi pelas contribuições durante as reuniões do Comitê de Acompanhamento.

Ao Professor Marcelo Pompêo pelo apoio técnico e disponibilização do Laboratório de Limnologia do IB-USP para as análises dos parâmetros hídricos.

À Lika, Catalina, Giulia, Pedro, Susana, Silvania e Gisele pela convivência e ajuda nas preparações de campo, viagens de campo e análises em laboratório.

À todos os proprietários e moradores que nos receberam e que muitas vezes nos auxiliaram na realização de trilhas até os pontos de coleta: Lourdes, Antonio, Ana, Isaú e Bianca.

Aos técnicos do Departamento de Ecologia do IB-USP Geison, Maurício, Gustavo e Marco, pelo suporte nas análises laboratoriais.

À Roze, pela orientação, e por ter contribuído para o meu aprimoramento profissional e humano.

À minha família e amigos, pelo apoio incondicional.

RESUMO

BITENCOURT, A.C.D. **Oferta de serviços ecossistêmicos hídricos diante da conversão de paisagens savânicas em campos antrópicos**. 2017. 61f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017

A perspectiva de elaborar planejamentos em áreas de floresta a partir da concepção de serviços ecossistêmicos, principalmente serviços hídricos, expandiu-se em muito pouco tempo, principalmente porque essa estratégia evidencia, claramente, como a perda desse sistema natural por atividades antrópicas pode causar perdas irreparáveis ao próprio bem-estar humano. Trabalhar planejamento ambiental sob esse enfoque exige a adoção de uma forte base teórica sobre serviços hídricos; um modelo que permita comparar paisagens em diferentes condições de uso e conservação de floresta; e clareza sobre o tipo de valoração empregado na identificação dos limites de perdas de floresta, de forma a não comprometer a oferta necessária desses serviços. Este estudo defende que no Cerrado do estado de São Paulo, em seus remanescentes caracterizados como sistemas florestados em áreas savânicas, é possível reconhecer a dependência direta entre quantidades de floresta, de usos humanos e de serviços hídricos em microbacias hidrográficas e, em meio disso, valorar a oferta desses serviços e comparar paisagens. Para fortalecer esse argumento foram selecionadas 10 unidades territoriais no estado de São Paulo com diferentes percentuais de cobertura florestal e campo antrópico. Em cada unidade foram obtidos dados de 13 parâmetros físico-químico-biológicos, que foram hierarquizados pelo algoritmo *Random Forest* de forma a aferir suas relações com a quantidade de floresta e formular índices de sete serviços ecossistêmicos hídricos. Os parâmetros que se mostraram mais adequados para monitoramento dos serviços hídricos frente aos ganhos de floresta, com grande peso hierárquico na formulação dos índices, foram oxigênio dissolvido, amônio e fósforo total. Os índices obtidos permitiram apontar que para a manutenção de 50% do potencial total dos sete serviços hídricos em paisagens com campos antrópicos são necessários pelo menos 20% de cobertura florestal, mas os melhores ganhos potenciais de serviços ocorreram a partir de 70%.

Palavras-chave: serviços ecossistêmicos, serviços ecossistêmicos hídricos, planejamento ambiental, recursos hídricos, ecologia de paisagens

ABSTRACT

BITENCOURT, A.C.D. Water-related ecosystem services supply in the face of conversion of savanna landscapes into anthropic grassland. 2017. 61f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017

The prospect of elaborating environmental planning in forest areas from the ecosystem services concept, especially water-related ecosystem services, has expanded greatly in a very short time, mainly because this strategy clearly demonstrate how the loss of this natural system by anthropic activities can cause irreparable losses to human well-being. Working with environmental planning under this approach requires the adoption of a strong theoretical basis on water-related ecosystem services; a model that allows to compare landscapes under different conditions of human use and forest conservation; and insight about the type of valuation used to recognize forest loss thresholds that must not be crossed, in order to do not compromise the necessary supply of these services. This study argues that in São Paulo state Cerrado (brazilian savanna), in its remnants characterized as forest systems in savanna areas, it is possible to recognize the direct dependence between forest quantities, human uses and water-related ecosystem services in catchments and, thereby, value the supply of these services and compare landscapes. To strengthen this argument, 10 territorial units were selected in São Paulo state with different percentages of forest and anthropic grasslands. In each unit, data were obtained from 13 physical-chemical-biological parameters, which were hierarchized by Random Forest algorithm in order to assess their relationships with forest quantity and formulate indexes of seven water-related ecosystem services. The most adequate parameters to monitor water-related ecosystem services in the face of forest gains with great hierarchical weight in the index formulation were dissolved oxygen, ammonia and total phosphorus. The obtained indexes allowed indicating that for the maintenance of 50% of the total potential of the seven water-related ecosystem services in landscapes with anthropic grasslands, more than 20% of forest cover is required, but the best potential gains of water-related ecosystem services occurred from 70% of forest cover.

Keywords: ecosystem services, water-related ecosystem services, environmental planning, water resources, landscape ecology

LISTA DE FIGURAS

Figura 1-1. Exemplos de SEh e como a mudança no uso e ocupação do solo e outras ações humanas podem condicionar a mudança no valor de SEh. Modificado de KEELER <i>et al.</i> (2012).	13
Figura 2.2-1a. Localização das microbacias hidrográficas amostradas na região de Angatuba-SP.	22
Figura 2.2-1b. Localização das microbacias hidrográficas amostradas na região de Bauru-SP.	23
Figura 2.4.2-1. Exemplo do funcionamento do cálculo de SEh para determinada classe de percentual de cobertura florestal representada por $B_{(x)}$.	31
Figura 3-1. Representação da quantidade e distribuição dos usos e cobertura do solo nas microbacias hidrográficas avaliadas.	32
Figura 3.1-1. Relação entre os parâmetros físico-químico-biológicos e o percentual de cobertura florestal das microbacias hidrográficas. Pontos vermelhos são dados obtidos na estação seca (S1 e S3) e pontos azuis, dados obtidos na estação chuvosa (S2). Valores normalizados entre 0-1.	33
Figura 3.1-2. Coeficiente de variação dos parâmetros físico-químico-biológicos em função do percentual de cobertura florestal das microbacias hidrográficas. Linhas cheias representam a amostragem completa enquanto as linhas tracejadas representam a amostragem reduzida.	34
Figura 3.3-1. Comportamento da oferta de SEh em sistemas florestados de áreas savânicas frente à conversão destes em campo antrópico.	38
Figura 3.3-2. Comportamento da oferta de SEh em sistemas florestados de áreas savânicas frente à conversão destes em campo antrópico (cf. Tabela 2.4.2-1).	39
Figura 4-1. SEh total (soma de SEh) considerando os limites para os cenários ideal (linha verde), possível (linha marrom) e crítico (linha vermelha).	45

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.3-1. Equipamentos e métodos utilizados para a coleta de dados dos parâmetros físico-químico-biológicos. Modificado de HACKBART (2016).	24
Tabela 2.4.2-1. Categorias dos SEh avaliados e calculados. Modificado de HACKBART (2016)	29
Tabela 2.4.2-2. Parâmetros hídricos indicados para atividades ou controle ambiental que podem ser categorizados como SEh. T: temperatura; EC: condutividade; OD: oxigênio dissolvido; TDS: sólidos totais dissolvidos; COLF: coliformes fecais; COLT: coliformes totais; ST: sólidos totais em suspensão; TURB: turbidez; PT: fósforo total; NIT: nitrito; NITRA: nitrato; AM: nitrogênio amoniacal. O símbolo "X" indica se o parâmetro foi utilizado para o cálculo dos SEh. Modificado de HACKBART (2016).	30
Tabela 3.2-1. Valores obtidos com o <i>Random Forest</i> para cada um dos sete SEh avaliados. PQA: parâmetros hídricos; RF: valor do <i>Random Forest</i> (0-1). EC: condutividade; TURB: turbidez; OD: oxigênio dissolvido; NIT: nitrito; AM: amônia; NITRA: nitrato; T: temperatura; COLT: coliformes totais; COLF: coliformes fecais; TDS: sólidos totais dissolvidos; ST: sólidos totais em suspensão; PT: fósforo total. Diferentes conjuntos de parâmetros hídricos subsidiam o cálculo de cada SEh (cf. Tabela 2.4.2-2).	36

SUMÁRIO

RESUMO	6
ABSTRACT	7
1. INTRODUÇÃO	10
2. MATERIAL & MÉTODOS	20
2.1. Seleção prévia e mapeamento das áreas de estudo	20
2.2. Seleção da região de estudo e das microbacias hidrográficas	21
2.3. Metodologia de coleta e análises químicas	23
2.4. Tratamento dos dados	25
2.4.1. Análise exploratória	25
2.4.2. Cálculo do serviço ecossistêmico hídrico	27
3. RESULTADOS	32
3.1. Comportamento dos parâmetros hídricos em relação ao percentual de floresta	32
3.2. Categorização dos parâmetros hídricos para os serviços ecossistêmicos hídricos	36
3.3. Serviço ecossistêmico hídrico e a conversão de sistemas florestados em campo antrópico	37
4. DISCUSSÃO	40
5. REFERÊNCIAS	47
ANEXO I	56
ANEXO II	57
ANEXO III	58
ANEXO IV	59
MATERIAL SUPLEMENTAR I	60
MATERIAL SUPLEMENTAR II	61

1. INTRODUÇÃO

Vivemos em um mundo em que decisões de cunho ambiental nada mais são do que desdobramentos ou externalidades de deliberações político-econômicas tomadas como prioritárias, e a história humana ao longo do século XX é a prova disso (VEIGA, 2013). Entretanto, civilizações antigas já eram cientes de como atividades antrópicas poderiam gerar interferências em sistemas naturais, ocasionando perda de bem-estar humano (HUXLEY, 1977; DIAMOND, 2005).

Paisagens e seus ecossistemas englobam processos e funções ecológicas que, direta ou indiretamente, são capazes de atender às necessidades humanas e aumentar seu conforto e satisfação (WU, 2013; DÍAZ *et al.*, 2015). Portanto, é de interesse do próprio homem a conservação e o uso sustentável dos recursos naturais que mantém esses processos para sua própria existência ao longo do tempo, considerando que a exploração insustentável de recursos naturais afeta diretamente o bem-estar humano (DAILY *et al.*, 1997; WWAP, 2016).

A publicação da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MA, 2005) demonstrou que o homem vem transgredido a capacidade de suporte dos recursos naturais nas mais diversas escalas territoriais (ROCKSTRÖM *et al.*, 2009; STEFFEN *et al.*, 2015), evidenciando um panorama de depleção desenfreada e insustentável desses recursos, levando a sociedade a se preocupar cada vez mais diante dos cenários indesejáveis.

Embora as questões ambientais e sobre desenvolvimento sustentável tenham ganhado destaque nos mais diversos meios de comunicação em escala global (SCBD, 2010; WWAP, 2016), e que esta aparente preocupação pudesse significar uma mudança de mentalidade, tem-se que, na realidade, muitas vezes o discurso não representa a ação

real (DE MOURA LEITE *et al.*, 2016) e que a chamada governança mundial da sustentabilidade é, na prática, uma falácia (VEIGA, 2013).

As mudanças globais são uma característica marcante do antropoceno (STEFFEN *et al.*, 2011) e tem contribuído intensamente para a ocorrência das chamadas mudanças de regime ou *regime shift* (LEADLEY *et al.*, 2014; ROCHA *et al.*, 2015), que podem ser exemplificadas pela conversão de ecossistemas em usos humano (FOLEY *et al.*, 2005; CUMMING *et al.*, 2014). Diante destas circunstâncias, é preciso destacar que 25% da área terrestre do planeta já se encontra ocupada por pastos e campos antrópicos (STEINFELD *et al.*, 2006) e que a produção global de alimentos tende a dobrar até 2050 (TILMAN & CLARCK, 2015).

Tornar a utilização de recursos naturais mais sustentável é um caminho a ser alcançado (SCBD, 2010; WU, 2013; WWAP, 2016) e direcionar as mudanças do uso da solo de forma a impedir que limites naturais sejam ultrapassados na frequência atual observada devem ser prioridades para gestores e tomadores de decisão. Ainda, considerando uma visão holística desta problemática, é preciso uma abordagem diferenciada e focada sobre a conciliação entre bem estar humano e o uso de recursos naturais.

Os serviços ecossistêmicos (SE), em uma perspectiva ecológica e de benefício humano, podem ser descritos como representações de processos e funções ecológicas que objetivam retratar benefícios os quais devem aumentar o bem-estar humano. Segundo o MA (2005), os SE são *benefícios gerados pelos ecossistemas*, que podem ser classificados nas categorias de suporte, provisão, regulação e culturais. Entretanto, trata-se de um conceito com um variável espectro de abordagens (DAILY *et al.*, 1997; DE GROOT *et al.*, 2002; TEEB, 2010) que é formado por cinco conjuntos de ideias-chave:

processos ecológicos, funções ecológicas, serviço, benefício e valor. Estruturas e processos biofísicos funcionam como ponto de partida para a geração de estágios intermediários (funções ecológicas e serviços). Estes, por sua vez, culminam na geração de bens e benefícios, que passam a ser valorados pelos humanos por intermédio de um sistema social e econômico (POTSCHIN & HAINES-YOUNG, 2016).

Desde sua gênese, o termo carrega um olhar antropocêntrico sobre a natureza, uma vez que o ser humano, mesmo sendo incapaz de compreender a real complexidade dos fluxos de matéria e energia que regem os ecossistemas, construiu o conceito de biodiversidade e SE baseado apenas em propriedades emergentes (propriedades dos ecossistemas que são aparentes ao homem), reafirmando sua visão subjetiva sobre o meio.

Diante do crescimento deste campo de pesquisa na última década (HACKBART *et al.*, 2017), a crescente diversidade de interpretações sobre o conceito de SE precisa ser canalizada para que uma estrutura conceitual mais rigorosa possa ser desenvolvida e adotada (LA NOTTE *et al.*, 2017), com o devido direcionamento de críticas e refutações (SCHRÖTER, 2014).

A valoração dos SE é um dos aspectos que deve ser destacado junto ao seu conceito, uma vez que essa é a ferramenta indicada pela literatura para traduzir e julgar sua importância junto à sociedade (LA NOTTE *et al.*, 2015), o que vem sendo um desafio para este campo de pesquisa (COSTANZA *et al.*, 1997; COSTANZA *et al.*, 2014). O valor de um SE é um caminho no qual a preferência das pessoas para diferentes serviços pode ser medida (BALVANERA *et al.*, 2012) e a valoração deve incluir não somente uma medida da magnitude do SE, mas também uma medida de sua

fragilidade (COSTANZA & FARBER, 2002), ou seja, a existência de limiares, pontos críticos e níveis de resiliência que regem a oferta e entrega de determinado SE.

Entre os SE comumente indicados para valoração pela sociedade civil e política, os Serviços Ecossistêmicos hídricos (SEh, Figura 1-1), provenientes de corpos d'água como rios, lagos e mares, se destacam, pois são de grande importância para o homem (SEIFERT-DÄHNN *et al.*, 2015; GRIZZETTI *et al.*, 2016) por tangenciarem aspectos econômicos, ecológicos, sociais e culturais da sociedade (KEELER *et al.*, 2012), o que é atestado pela sua presença em todo o espectro da classificação de SE da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MA, 2005).

Figura 1-1. Exemplos de SEh e como a mudança no uso e ocupação do solo e outras ações humanas podem condicionar a mudança no valor de SEh. Modificado de KEELER *et al.* (2012).

Estudos têm demonstrado como padrões de uso do solo interferem na qualidade da água (TU, 2011; FIQUEPRON *et al.*, 2013; BU *et al.*, 2014) e consequentemente nos SEh (LIMA *et al.*, 2016; HACKBART *et al.*, 2017), que estão condicionados por atributos como quantidade, qualidade e fluxo, via processos hidroecológicos combinados (BRAUMAN *et al.*, 2007).

É preciso investigar a dinâmica do *trade-off* entre determinado uso antrópico e a oferta dos SEh (URIARTE *et al.*, 2011) tendo em vista que a qualidade da água pode atuar como indicador de mudanças da paisagem (HACKBART *et al.*, 2017). Sob essa ótica, a conversão de *habitats* naturais em usos humanos não pode ser interpretada somente como a perda de SEh, mas sim a troca de um conjunto de SE em função de outro, a depender de uma demanda social-político-econômica. Trabalhos que investiguem se essa troca sempre é vantajosa para o aumento de bem-estar humano e como conciliar a existência de *trade-offs* entre SE (CARREIRA *et al.*, 2015) passam a ter grande importância para elucidação do tema.

HACKBART *et al.* (2017) realizaram uma revisão da bibliografia da valoração de SEh analisando a metodologia destes trabalhos a luz de 14 indicadores relacionados com planejamento ambiental e respaldadas pela literatura: banco de dados, indicadores e índices, escala, qualidade de recursos hídricos, quantidade de recursos hídricos, habitat/biodiversidade, estrutura da paisagem, histórico de uso ocupação, fluxos de matéria e energia, multifuncionalidade, participação pública, construção de cenários, ações de gestão e monitoramento. Este estudo concluiu que embora haja um número crescente de publicações relacionadas à valoração de SEh, o que evidencia interesse internacional e crescente no tema, poucos trabalhos tem como foco central os SEh ou apresentam fragilidades das metodologias de valoração aplicadas, considerando os

princípios recomendados. Com isso, a contribuição da literatura crescente no tema de valoração de SEh tem se demonstrado pouco efetiva para o planejamento ambiental, impedindo o auxílio necessário aos tomadores de decisão, que demandam por esse tipo de informação nos mais diversos contextos de paisagem e condições dos recursos hídricos. Ainda, a diversidade de terminologias impõe uma dificuldade na adoção de um eixo comum para a criação de metodologias efetivas e robustas de valoração, sejam de caráter econômico, ecológico ou ético.

Os tipos, a quantidade e a configuração do uso e ocupação do solo podem interferir na qualidade e quantidade da água e consequentemente no valor dos SEh (BRAUMAN *et al.*, 2007), que devem ser analisados mediante variações na escala espacial e temporal (HACKBART *et al.*, 2017). A criação de metodologias de valoração de SEh devem incluir a contextualização da *performance* das forças motoras ao longo da história para o entendimento da paisagem recente e atual, além de indicar cenários futuros (LIMA *et al.*, 2016), que podem também ser obtidos pela observação da estrutura atual da paisagem (REDDY *et al.*, 2015).

No Brasil, a intensificação da conversão de áreas savânicas em usos antrópicos caracteriza uma ameaça à oferta de SEh essenciais ao homem, na medida em que diversos limites da natureza estão sendo excedidos e o efeito sobre a oferta de SEh ainda é pouco documentado.

O Cerrado brasileiro é um bioma inserido no Domínio Cerrado, sendo classificado como um *hotspot* da biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000), e engloba fisionomias florestais, savânicas e campestres (RIBEIRO & WALTER, 2008) que podem ser classificadas em cerradão, cerrado *sensu stricto*, campo cerrado, campo sujo e campo limpo (COUTINHO, 1978). No espaço territorial deste bioma encontram-se as

nascentes das três maiores bacias hidrográficas da América do Sul (Amazônica/Tocantins, São Francisco e Prata), assim como imensos aquíferos como o Aquífero Guarani, o que faz do Cerrado um bioma fundamental para a manutenção do equilíbrio hidrológico no país (MMA, 2006).

Historicamente, as áreas de ocorrência do bioma Cerrado eram popularmente reconhecidas como sem valor e com potencial agrícola nulo, composta por uma vegetação de baixo valor estético e cuja única utilidade seria dar lugar a pastagens ou fornecer lenha de baixa qualidade. A falta de empatia, interesse e significado fizeram o com que o Cerrado fosse desvalorizado e consequentemente desprotegido com o tempo (CAMARGO, 2002; CAVASSAN, 2013).

Características geológicas e fitogeográficas do Cerrado conferem a este bioma um enorme potencial agrícola, devido a sua ocorrência em áreas planas (topografia favorável para mecanização) e às excelentes condições climáticas para o cultivo de *commodities*, sejam perenes ou anuais (BRASIL, 2015).

Hoje o bioma se encontra ameaçado pela expansão da matriz agropecuária brasileira (KLINK & MACHADO, 2005; AQUINO & MIRANDA, 2008; MARCO JR. *et al.*, 2014), que tem desempenhado intensa pressão nos usos dos recursos hídricos do bioma (JUNIOR & DOMINGUES, 2008; LIMA *et al.*, 2008). Estes elementos constituem um cenário em que a pressão da mudança no uso do solo é evidente, como foi documentado recentemente para as savanas brasileiras (SANO *et al.*, 2010; BEUCHLE *et al.*, 2015).

No estado de São Paulo, as últimas áreas de Cerrado vêm sendo rapidamente desmatadas, sendo que até a metade do século XX, permaneciam pouco alterados os 14% terras originalmente ocupadas por essa vegetação. No ano 2000, as áreas com

vegetação de Cerrado já estavam reduzidas a menos de 1% da área do estado e sofrendo as consequências da fragmentação (DURIGAN *et al.*, 2004). Pastagem e cana-de-açúcar são os usos do solo mais frequente ao redor dos fragmentos remanescentes (DURIGAN *et al.*, 2007), que encontram-se dominados por gramíneas de origem africana, principalmente do *Brachiaria decumbens* (PIVELLO *et al.*, 1999). Ao longo das décadas, com o desmatamento dos fragmentos originais de Cerrado e a proteção do fogo nos fragmentos remanescentes, a fisionomia mais representativa tornou-se o Cerradão (CAVASSAN, 2013).

Nesse contexto, as fisionomias clássicas do bioma Cerrado não constituem unidade amostral para estudos no Estado de São Paulo, seja devido à sua conversão em outros usos, seja porque as áreas remanescentes, protegidas do fogo, se transformaram com o tempo em fisionomias florestais (CAVASSAN, 2013). Estes sistemas florestados, por mais que já estejam perturbados pela ação antrópica, ainda desempenham papel importante na conservação de resquícios genéticos e morfológicos do Cerrado original que cobria parte do estado de São Paulo (ISHARA & MAIMONI-RODELLA, 2012).

Atualmente, os sistemas florestados em áreas savânicas podem ser interpretados como *novel ecosystems* uma vez que em virtude da interferência humana apresentam uma combinação inédita de espécies de Cerrado, floresta semi-decidual e exóticas, diferindo do cenário historicamente esperado, mas tendendo a uma auto-organização (MASCARO *et al.*, 2013). Apesar de sua condição, estes remanescentes do Estado de São Paulo devem ser fonte de SEh relevantes para o bem estar humano, pois a combinação de espécies nativas e exóticas pode também gerar um sistema que, por meio de fluxos de matéria e energia, contribui para oferta de SEh.

- **A importância da avaliação de SEh na atual conjuntura do Cerrado paulista**

No Brasil, existem poucos trabalhos publicados que investigam a oferta de SE e raros sobre SEh, em comparação com outros países da América Latina (BALVANERA *et al.*, 2012). Embora o Brasil seja um dos territórios com maior riqueza e disponibilidade de recursos hídricos do mundo, nos últimos 20 anos, a quantidade de estudos e avaliações sobre a integridade dos ecossistemas aquáticos terrestres está muito aquém quando vista em um panorama global (O'BRIEN *et al.*, 2016). Além disso, o monitoramento das mudanças de uso e ocupação do solo para o Cerrado brasileiro tem sido negligenciado, apesar da pressão antrópica sob o bioma estar em evidência há tempos (BEUCHLE *et al.*, 2015).

Eventos como a intensa mudança no uso do solo para o cultivo de *commodities* e a recente crise hídrica no estado de São Paulo (COUTINHO *et al.*, 2015) exemplificam uma série de mudanças de regime relacionada aos recursos hídricos. Este cenário aponta para a necessidade de uma melhor gestão dos remanescentes florestais no estado, que somente pode ser alcançada por meio da investigação da resiliência destes sistemas, de forma a evitar a intensificação das mudanças de regime hídrico no futuro.

Compreender como a mudança no uso do solo está interferindo sobre a disponibilidade dos SEh é de fundamental importância (URIARTE *et al.*, 2011; GIANNINI *et al.*, 2015) e deve permitir o reconhecimento dos atuais limites da disponibilidade real da água para o homem e os limiares impostos por paisagens savânicas. Dessa forma, os remanescentes de Cerrado do estado de São Paulo representam um alvo de extrema relevância para conservação, visto que hoje se apresentam intensamente fragmentados e afetados por processos de invasão biológica,

gerando fisionomias mistas com espécies exóticas como *Pinus* e *Urochloa* (MENDONÇA *et al.*, 2015). Entretanto, apesar desta condição, estes *novel ecosystems* podem manter um conjunto de características naturais que suporta a provisão de SE, incluindo, provavelmente, os SEh.

O monitoramento da água de rios de baixa ordem é uma ferramenta essencial para o entendimento da dinâmica do uso e conversão do Cerrado para atividades antrópicas (SILVA *et al.*, 2007) como a pastagem, que constitui o principal uso responsável pela derrubada de *habitats* naturais para sua instalação no estado de São Paulo (DURIGAN *et al.*, 2007; SANO *et al.*, 2010; MENDONÇA *et al.*, 2015).

Entretanto, são necessários mais estudos que concretizem o corpo teórico sobre o impacto da mudança no uso do solo na qualidade da água em rios de baixa ordem (TANAKA *et al.*, 2016; HUANG *et al.*, 2016; DING *et al.*, 2016) e que investiguem a oferta de SEh no âmbito da microbacia hidrográfica (TERRADO *et al.*, 2016).

OBJETIVO

Avaliar, valorar e definir limiares sobre a oferta de serviços ecossistêmicos hídricos em paisagens savânicas frente a diferentes percentuais de composição entre sistemas florestais e campos antrópicos.

HIPÓTESE

Há um limiar crítico para a oferta de SE hídrico em paisagens savânicas que corresponde próximo a 30% de recurso florestal e 70% de campo antrópico, semelhante aos limiares encontrados para biodiversidade e serviços hídricos em paisagens brasileiras (e.g. BANKS-LEITE *et al.*, 2014; HACKBART, 2016).

2. MATERIAL & MÉTODOS

2.1. Seleção prévia e mapeamento das áreas de estudo

Os SEh que este trabalho avaliou são ofertados por áreas de Cerrado com fisionomias florestais em transição com floresta semi-decidual, motivo pelo qual optou-se por denominá-las como sistemas florestados em áreas savânicas.

Para a avaliação dos limiares de perda de SEh em paisagens savânicas, foram selecionadas microbacias hidrográficas conforme HACKBART (2016), que retratou a composição espacial em um gradiente de 0-100% de cobertura florestal e campo antrópico. A seleção foi realizada a partir de imagens do satélite RapidEye 2012, cedidas pelo Ministério do Meio Ambiente em composição colorida de bandas RGB e resolução de 5 m, ortorretificadas e georreferenciadas, com projeção UTM e Datum SIRGAS 2000. A delimitação das microbacias e o mapeamento dos usos da terra e cobertura florestal foram realizados em ambiente SIG com uso do *software* ArcGIS 10.4. Para a demarcação dos limites das microbacias foram utilizados o Modelo Digital de Elevação (MDE) do estado de São Paulo (resolução 30 m) e o *shapefile* da Rede de Drenagem do Estado de São Paulo, ambos obtidos a partir da base do Projeto GISAT, em cartas topográficas na escala 1:50.000 (DAEE, 2008). Foi admitida uma tolerância de 10% da área da microbacia para outros usos que não floresta e campo antrópico e a variação máxima de faixa de declividade foi de 15°.

Foram realizadas viagens de campo entre Janeiro e Junho de 2015 para o aferimento de 27 microbacias de 2ª e 3ª ordem, de forma a selecionar regiões que concentrassem um conjunto de bacias representativas do gradiente entre 0 e 100% de

vegetação nativa associada à campos antrópicos. A verificação da ordem das bacias também foi aferida com o uso do MDE e com as viagens de campo, de forma a corrigir os dados provenientes da *shapefile* de drenagem.

2.2. Seleção da região de estudo e das microbacias hidrográficas

No interior e no entorno dos municípios de Angatuba e Bauru (SP), onde ainda existem importantes remanescentes de Cerrado ainda preservados, foi encontrada uma quantidade adequada de microbacias compatíveis com o delineamento experimental esperado por este trabalho. O tipo climático dessas áreas é Cwa (KÖPPEN, 1948) e o solo predominante é Latossolo Vermelho-Amarelo, mas também ocorrem Neossolo Quartzarênico e Argissolo Vermelho-Amarelo (CAVASSAN *et al.* 1984; EMBRAPA, 1999; SÃO PAULO, 2009).

Das 27 microbacias hidrográficas pré-selecionadas, 10 delas, contidas nessas duas regiões, foram escolhidas para a formação do gradiente entre 0 e 100% de floresta e campo antrópico. Cada microbacia ($B_{x\%}$) passou a representar uma classe ou faixa percentual de cobertura florestal (0, 10, 20, 30, 50, 60, 70, 80, 90, 100%)¹. A representatividade do gradiente foi testada em um modelo linear com os dados dos percentuais reais de cobertura natural das microbacias. A resposta obtida foi uma linha de tendência linear, com $R^2=0.9919$ ($p<0.001$) (ANEXO I). A microbacia com 100% de floresta (B_{100}) foi considerada área de referência (ou bacia de controle). As 10 microbacias distribuídas nas duas regiões estão inseridas nos municípios de Angatuba, Guareí, Bauru, Agudos, Pederneiras e Piratininga (Figura 2.2-1a,b)².

¹ A microbacia representativa de 40% de cobertura florestal foi amostrada uma única vez dado que o proprietário do terreno cancelou a autorização de coleta e, dessa forma, a amostragem prevista em 11 microbacias ficou reduzida a 10 unidades após a segunda coleta.

Figura 2.2-1a. Localização das microbacias hidrográficas amostradas na região de Angatuba-SP.

² As coletas de água nas microbacias B₉₀ (localizada no Jardim Botânico de Bauru), e as B₁₀₀ e B₃₀ (interior da Estação Ecológica de Angatuba - EEcA) foram, respectivamente, autorizadas pelo Jardim Botânico de Bauru e pela Comissão Técnico-Científica do Instituto Florestal - COTEC (PROCESSO SMA N° 260108 – 006.637/2015).

Figura 2.2-1b. Localização das microbacias hidrográficas amostradas na região de Bauru-SP.

2.3. Metodologia de coleta e análises químicas

Foram realizadas coletas de água superficial para análise de parâmetros físico-químicos nas 10 microbacias hidrográficas em três saídas de campo em agosto-outubro/2015 (S1, época seca), janeiro/2016 (S2, época chuvosa) e julho/2016 (S3, época seca). Os parâmetros analisados foram condutividade (EC), pH (PH), temperatura (T), sólidos totais dissolvidos (TDS), oxigênio dissolvido (OD), sólidos totais em suspensão (ST), turbidez (TURB), fósforo total (PT), nitrito (NIT), nitrato (NITRA), amônia (AM) e coliformes fecais (COLF) e totais (COLT). A Tabela 2.3-1 apresenta

Tabela 2.3-1. Equipamentos e métodos utilizados para a coleta de dados dos parâmetros físico-químico-biológicos. Modificado de HACKBART (2016).

Parâmetro	Sigla	Método	Quantidade de Amostra	Método de Preservação	Método de Armazenamento	Metodologia de Análise
Condutividade	EC	Sonda	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Aparelho Combo HI 98129, Faixas de leitura: (i) condutividade: 0 a 3999 $\mu\text{S}/\text{cm}$, com resolução de 1 $\mu\text{S}/\text{cm}$.
pH	PH	Sonda	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Aparelho Combo HI 98129, Faixas de leitura: 0.00 a 14.00, com resolução de 0.01.
Temperatura	T	Sonda	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Sonda HI 98186, Faixas de leitura: de -200C a 1200C.
Sólidos totais dissolvidos	TDS	Sonda	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Aparelho Combo HI 98129, Faixa de leitura: 0.00 a 10.00 ppm, com resolução de 0.01 ppm.
Oxigênio dissolvido	OD	Sonda	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Sonda HI 98186, Faixa de leitura: 0.00 a 50.00 mg/L, com resolução de 0.01 mg/L.
Turbidez	TURB	Sonda	3x10 mL	Não se aplica	Não se aplica	Turbidímetro HI 98703 portátil concordante com a EPA, com tecnologia Fast Tracker™. Faixas de leitura: (i) 0.00 a 9.99 NTU, com resolução de 0.01 NTU; (ii) 10.0 a 99.9 NTU, com faixa de resolução de 0.1 NTU e (iii) 100 a 1000 NTU, com faixa de resolução de 1 NTU.
Coliformes fecais e totais	COLF/ COLT	Kit Microbiológico	10 mL	Não se aplica	Não se aplica	Kits microbiológicos com cartelas de Colipaper para identificar a presença e/ou ausência de coliformes totais e/ou fecais nas amostras de água; microestufas microbiológicas para incubar as cartelas Colipaper.
Sólidos em Suspensão	ST	Amostra de água	2x2000 mL	Refrigeração Imediata em gelo	Amostra processada no mesmo dia	Filtragem da amostra de água em filtros milipore 0.45 μm (BAUMGARTEN <i>et al.</i> , 1996).
Nitrogênio amoniacal	AM	Amostra de água	3x200 mL	1 mL de ácido clorídrico a 10% (pH <2)	Resfriamento até o momento das análises	Determinação de acordo com SMWW 4500 Norg C, NH3 E.
Nitrito	NIT	Amostra de água	3x200 mL	1 mL de ácido clorídrico a 10% (pH <2)	Resfriamento até o momento das análises	Determinado pelo método descrito por MACKERETH <i>et al.</i> (1978).
Nitrato	NITRA	Amostra de água	3x200 mL	1 mL de ácido clorídrico a 10% (pH <2)	Resfriamento até o momento das análises	Kit da marca HACH contendo dois reagentes, NitrVer 3 e Nitriver 6 (cf. U.S. EPA, 2011).
Fósforo total	PT	Amostra de água	3x200 mL	1 mL de ácido clorídrico a 10% (pH <2)	Resfriamento até o momento das análises	Determinado pelo método descrito por VALDERRAMA (1981). Na análise deste parâmetro foram verificados baixos valores, alguns dos quais não foram detectados devido à limitação do método. Nesses casos, optou-se pelo uso da metade do limite de detecção do método, prática respaldada pela literatura (NEWMAN <i>et al.</i> , 1989; LEWIS <i>et al.</i> , 2007; DDE, 2012).

uma síntese dos métodos utilizados para as amostragens e análises de cada parâmetro, assim como as quantidades de réplicas para cada um deles, para cada saída de campo.

Foram obtidos dados de vazão dos cursos d'água pelo método do flutuador (PALHARES *et al.*, 2007), com o cálculo da área de seção (A) do curso, comprimento (L) ao longo do leito, tempo (T) que o flutuador levou para se deslocar no comprimento L e o fator de correção (C) (Equação 2.3-1). Em cada curso d'água, foram feitas pelo menos 3 medidas de tempo e foi utilizado o valor médio para o cálculo da vazão

$$\text{Vazão} = (A * L * C) / T \quad \text{Equação 2.3-1}$$

Os valores de T, pH, OD, EC, TDS e vazão foram medidos diretamente *in situ*. Os outros parâmetros foram mensurados em laboratório, seguindo metodologias analíticas descritas em CETESB (2011) e APHA-AWWA & WEF (1998).

2.4. Tratamento dos dados

2.4.1. Análise exploratória

Foi realizada uma avaliação prévia dos dados obtidos para verificação do comportamento dos parâmetros físico-químicos a respeito de: (a) comportamento dos dados em período seco e chuvoso; (b) dispersão e identificação dos principais *outliers* e tratamento destes dados; e (c) indicação preliminar dos parâmetros de água que respondem, efetivamente, às variações da quantidade de floresta nas paisagens ocupadas por campo antrópico.

Para a aplicação dos testes e análises estatísticas, os dados de cada parâmetro hídrico foram normalizados através do valor máximo (GOTELLI & ELLISON, 2004), de forma que os dados com diferentes grandezas pudessem ser comparados entre si. Foram calculados, para cada conjunto de dados de cada parâmetro, a normalidade

utilizando o software PAST (HAMMER *et al.*, 2001) e o Coeficiente de Variação (CV, desvio-padrão/média) para a verificação de *outliers*, que foram substituídos pelo valor médio. Os parâmetros NIT, NITRA, AM e PT foram corrigidos pelos valores de vazão. Após o tratamento dos dados, foram aplicadas análises de regressão simples (R^2) entre os parâmetros e o percentual de floresta e entre os CVS dos parâmetros e o percentual de floresta. O objetivo dessas análises foi identificar os parâmetros com maior relação com a variação da quantidade de floresta nas microbacias hidrográficas.

Durante a análise exploratória foi observado que os valores dos parâmetros de qualidade da água oriundos das microbacias B₃₀ e B₇₀ apresentaram comportamento de não-conformidade diante de seus respectivos percentuais de cobertura florestal³ (ANEXO II). Com isso, o prosseguimento do tratamento dos dados ficou condicionado pela escolha de dois caminhos possíveis: a utilização da amostragem completa (10 microbacias) ou reduzida (com oito microbacias, sem B₃₀ e B₇₀). Considerando as regressões entre CVs dos parâmetros e quantidade de floresta, os valores de R^2 e p-valores sofreram alterações relevantes entre as duas amostragens, portanto optou-se por manter ambas nos resultados finais. Para as regressões entre os parâmetros hídricos e quantidade de floresta, não foram observadas alterações expressivas dos valores de R^2 e p-valores, motivo pelo qual se optou pela utilização da amostragem completa como caminho final para o prosseguimento do tratamento dos dados e posterior cálculo dos SEh. Os dados dos parâmetros físico-químicos com amostragem reduzida encontram-se no MATERIAL SUPLEMENTAR I e II.

³ A B₃₀ tem parte de sua área localizada no interior da EECA e às margens do curso d'água amostrado existe uma floresta de *Pinus* para a extração de resina. Isso pode ter contribuído para que a qualidade da água nessa microbacia, apesar da pouca cobertura florestal e considerando as pequenas dimensões do curso d'água, apresentasse valores semelhantes ou até melhores do que B₁₀₀. B₇₀, apesar de apresentar APP adequada para as dimensões do curso d'água, exibiu valores de qualidade semelhantes ou até piores que B₀ para parâmetros relacionados à processos erosivos (EC, TDS, ST e TURB), provavelmente pela combinação do relevo com a distribuição do campo antrópico.

2.4.2. Cálculo do serviço ecossistêmico hídrico

A avaliação do SEh foi realizada conforme HACKBART (2016), que conduziu uma pesquisa bibliográfica na literatura acadêmica sobre índices de qualidade de água e SEh. Essa revisão permitiu a análise de grande variedade de índices amplamente utilizados, elaborados com diferentes objetivos, metodologias e parâmetros hídricos. Utilizou-se dessa variedade como base para a construção dos cálculos da oferta potencial de sete SEh que se enquadram nas categorias de provisão, regulação e cultural (Tabela 2.4.2-1). Uma vez que os índices de qualidade foram transformados e interpretados como SEh, a oferta de cada um deles pode ser avaliada e valorada por diferentes combinações dos parâmetros hídricos (Tabela 2.4.2-2). Para ponderar a importância de cada parâmetro no cálculo do SEh, foi identificada a importância individual, ou seja, a contribuição relativa de cada parâmetro na expressão da perda de floresta na paisagem. Para isso, foi selecionada a análise *Random Forest* (BREIMAN, 2001), um algoritmo capaz de hierarquizar parâmetros em função de uma variável preditora. Optou-se pelo uso do *Random Forest* (RF) devido à sua eficiência para dados comprovadamente não-lineares e sua capacidade de relacionar parâmetros de diferentes naturezas.

O algoritmo do RF gera múltiplas árvores de decisão, que foram utilizadas para determinar a classificação ou importância (*score*) de cada parâmetro hídrico. Cada conjunto de árvores passa por um mecanismo de votação denominado *bagging*, que elege a classificação mais votada, atribuindo a ela valor máximo. A hierarquização consiste, basicamente, em um problema de separação de superfícies de decisão em um espaço cujo número de dimensões é igual ao número de parâmetros de entrada no classificador. Dessa forma, o RF é capaz de separar conjunto de dados que não são separáveis linearmente.

Neste trabalho, o RF foi aplicado considerando a variável preditora como o percentual de cobertura florestal e as variáveis-resposta como os parâmetros físico-químicos. A hierarquização indica quais os parâmetros hídricos mais eficientes como indicadores de percentual de cobertura florestal considerando determinado SEh, com a subsequente geração de um valor de regressão para cada um dos parâmetros, que foram normalizados entre 0 e 1 através do valor máximo. Em ordem crescente de valor, todos os parâmetros indicavam a perda de qualidade dos recursos hídricos com a redução da quantidade de floresta, com exceção do OD. Desta forma, esse parâmetro foi ajustado para que seus valores expressassem o mesmo sentido negativo dos outros (1-valor normalizado), ou seja, a perda da qualidade da água ou a perda potencial de SEh. Para obtenção do índice de cada SEh para cada classe de cobertura florestal, os parâmetros normalizados (pqa) foram multiplicados pelos respectivos valores de relevância (RF, entre 0 e 1) identificados por meio do *Random Forest* e tratados pela somatória simples, de acordo com a Figura **2.4.2-1**. O SEh em questão foi empregado para exemplificar que cada um deles utiliza como base do cálculo um conjunto específico dos parâmetros físico-químico-biológicos. Esse procedimento foi realizado para todas as classes de cobertura florestal para obtenção dos valores finais e das curvas de SEh em função da variável preditora, percentual de cobertura florestal.

Tabela 2.4.2-1. Categorias dos SEh avaliados e calculados. Modificado de HACKBART (2016).

Categoria	Conceito	SEh	Conceito
Provisão	Incluem todos os produtos dos ecossistemas que os humanos fazem uso direto, como, por exemplo, para nutrição e energia. Estes produtos podem ser comercializados, consumidos ou utilizados diretamente (HAINES-YOUNG & POTSCHIN, 2010).	Pesca	Capacidade em contribuir, através da manutenção natural da qualidade da água, para a presença de peixes nos rios.
		Água para uso humano	Capacidade em fornecer água, em qualidade, para os diferentes usos humanos, como doméstico e industrial, não necessariamente potável.
		Agricultura	Capacidade em fornecer água, em qualidade, para a produção agrícola.
Regulação e Manutenção	São os benefícios que as pessoas obtêm da natureza devido à regulação dos processos naturais (DALE & POLASKY <i>et al.</i> , 2007; FU <i>et al.</i> , 2011; KANDZIORA <i>et al.</i> , 2013).	Potabilidade da água	Capacidade de potabilização da água, ou seja, de manter uma condição de qualidade que permita o consumo humano.
		Controle de erosão	A erosão das áreas do entorno dos rios pode estar expressa no aumento de materiais em suspensão na água, o que interfere diretamente na sua qualidade.
		Controle de doenças	Evidenciar condições que sejam menos susceptíveis a transmissão de doenças.
Cultural	Refere-se aos benefícios intangíveis que as pessoas recebem dos ecossistemas em forma de experiência espiritual, religiosa, contemplativa e educacional (KANDZIORA <i>et al.</i> , 2013).	Recreação	Capacidade de fornecer condições para contato direto e prolongado com a água.

Tabela 2.4.2-2. Parâmetros hídricos indicados para atividades ou controle ambiental que podem ser categorizados como SEh. T: temperatura; EC: condutividade; OD: oxigênio dissolvido; TDS: sólidos totais dissolvidos; COLF: coliformes fecais; COLT: coliformes totais; ST: sólidos totais em suspensão; TURB: turbidez; PT: fósforo total; NIT: nitrito; NITRA: nitrato; AM: nitrogênio amoniacal. O símbolo "X" indica se o parâmetro foi utilizado para o cálculo dos SEh. Modificado de HACKBART (2016).

Classificação	SEh*	T	PH	EC	1-OD	TDS	COLF	COLT	ST	TURB	PT	NIT	NITRA	AM	Referências adotadas para seleção dos parâmetros indicativos de qualidade
Provisão	Pesca	X	X	X	X			X		X		X	X	X	Bascarón, 1979; Koçer & Sevgili, 2014; Xu <i>et al.</i> , 2010; Sutadian <i>et al.</i> , 2016.
	Água para uso humano		X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	Mojahedi & Attari, 2009; Sutadian <i>et al.</i> , 2016.
	Agricultura	X	X		X	X	X		X	X					Xu <i>et al.</i> , 2010; Sutadian <i>et al.</i> , 2016.
Regulação e manutenção	Potabilidade da água	X	X		X	X	X		X	X			X	X	Mojahedi & Attari, 2009; Sutadian <i>et al.</i> , 2016.
	Controle de erosão			X	X	X			X	X					Sutadian <i>et al.</i> , 2016.
	Controle de doenças		X	X	X	X		X		X	X	X	X	X	Avigliano & Schenone, 2016.
Cultural	Recreação	X			X	X	X		X	X		X			Nemerow & Sumitomo, 1970; Sutadian <i>et al.</i> , 2016.

* Classificação dos SEh baseada no TEEB (2008).

Figura 2.4.2-1. Exemplo do funcionamento do cálculo de SEh para determinada classe de percentual de cobertura florestal representada por $B_{(x)}$.

3. RESULTADOS

As 10 microbacias hidrográficas amostradas e as respectivas quantificações de cobertura florestal e campo antrópico estão representadas na Figura 3-1.

Figura 3-1. Representação da quantidade e distribuição dos usos e cobertura do solo nas microbacias hidrográficas avaliadas.

3.1. Comportamento dos parâmetros hídricos em relação ao percentual de floresta

A relação dos parâmetros físico-químico-biológicos em função do percentual de cobertura florestal das microbacias está apresentada na Figura 3.1-1, com as curvas de regressão e os valores de R^2 . A Figura 3.1-2 apresenta os respectivos coeficientes de variação (CV) de cada um destes parâmetros. Os p-valores de todas as curvas de ambas figuras estão presentes no ANEXO III.

Figura 3.1-1. Relação entre os parâmetros físico-químico-biológicos e o percentual de cobertura florestal das microbacias hidrográficas. Pontos vermelhos são dados obtidos na estação seca (S1 e S3) e pontos azuis, dados obtidos na estação chuvosa (S2). Valores normalizados entre 0-1.

Figura 3.1-2. Coeficiente de variação dos parâmetros físico-químico-biológicos em função do percentual de cobertura florestal das microbacias hidrográficas. Linhas cheias representam a amostragem completa enquanto as linhas tracejadas representam a amostragem reduzida.

De forma geral, as curvas de tendência evidenciaram que ocorre uma perda de qualidade dos recursos hídricos à medida que os sistemas florestados em áreas savânicas são substituídos por campo antrópico. Apesar da existência das tendências, nenhum dos parâmetros apresentou $R^2 \geq 0.5$ com $p \leq 0.05$, ou seja, não houve diferença estatisticamente significativa para explicar as tendências de ganhos ou perdas entre os diferentes percentuais de floresta ($\alpha=5\%$). Os parâmetros OD, AM e PT foram os elementos que apresentaram as melhores relações em função do percentual de floresta, (OD, $R^2=0.3384$, $p=0.004$; AM, $R^2=0.4878$, $p<0.001$ e PT, $R^2=0.4033$, $p=0.001$). Observa-se também que os parâmetros T, PH e OD foram os que apresentaram mais claramente comportamentos distintos nas estações seca e chuvosa diante da perda de cobertura florestal.

Quanto ao CV (Figura 3.1-2), os parâmetros que apresentaram $R^2 \geq 0.5$ com $p \leq 0.05$ foram EC ($R^2=0.5756$, $p=0.05$, amostragem completa) e PT ($R^2=0.7079$, $p=0.046$, amostragem reduzida). A tendência dessas curvas sugere que a perda de cobertura florestal conduz às maiores oscilações dos valores destes parâmetros hídricos, o que significa maior instabilidade da oferta de SEh. Os parâmetros ST, TURB e NITRA, ao contrário do que era esperado, apresentaram maior variabilidade com o aumento de cobertura florestal das microbacias, porém nenhuma destas curvas apresentou R^2 significativo.

Em síntese, as análises de regressão demonstraram que os parâmetros OD, AM e PT formam o conjunto de indicadores mais adequado para avaliar o reflexo das diferentes quantidades de floresta na água dos tributários das microbacias. Quanto ao CV, os parâmetros hídricos mais sensíveis para indicar a instabilidade em que a paisagem está sujeita diante da perda de floresta por campos antrópicos foram EC e PT.

3.2. Categorização dos parâmetros hídricos para os serviços ecossistêmicos hídricos

Dos parâmetros hídricos que foram classificados e hierarquizados pelo RF (Tabela 3.2-1), OD, EC, TDS e COLT apresentaram as maiores pontuações, evidenciando melhor relação com o percentual de floresta e exibindo destacada importância para a avaliação da oferta de diferentes SEh. Esse resultado difere dos melhores indicadores de cobertura florestal apontados pelas análises de regressão da Figura 3.1-1.

Tabela 3.2-1. Valores obtidos com o *Random Forest* para cada um dos sete SEh avaliados. PQA: parâmetros hídricos; RF: valor do *Random Forest* (0-1). EC: condutividade; TURB: turbidez; OD: oxigênio dissolvido; NIT: nitrito; AM: amônia; NITRA: nitrato; T: temperatura; COLT: coliformes totais; COLF: coliformes fecais; TDS: sólidos totais dissolvidos; ST: sólidos totais em suspensão; PT: fósforo total. Diferentes conjuntos de parâmetros hídricos subsidiam o cálculo de cada SEh (cf. Tabela 2.4.2-2).

Pesca		Água para uso humano		Agricultura		Potabilidade		Controle de erosão		Controle de doenças		Recreação	
PQA	RF	PQA	RF	PQA	RF	PQA	RF	PQA	RF	PQA	RF	PQA	RF
EC	1.00	EC	1.00	OD	1.00	OD	1.00	OD	1.00	EC	1.00	OD	1.00
COLT	0.60	COLT	0.67	TDS	0.70	TDS	0.80	EC	0.74	TDS	0.74	TDS	0.73
OD	0.54	OD	0.63	PH	0.53	PH	0.68	TDS	0.51	COLT	0.67	T	0.23
AM	0.28	TDS	0.54	T	0.46	AM	0.63	TURB	0.06	OD	0.60	COLF	0.22
PH	0.28	AM	0.43	ST	0.15	NITRA	0.44	ST	0.00	NITRA	0.31	ST	0.14
TURB	0.14	PH	0.32	COLF	0.04	ST	0.43			PH	0.22	NIT	0.07
NITRA	0.13	ST	0.19	TURB	0.00	TURB	0.19			NIT	0.17	TURB	0.00
T	0.13	TURB	0.18			T	0.11			AM	0.09		
NIT	0.00	COLF	0.08			COLF	0.00			TURB	0.01		
		PT	0.00							PT	0.00		

3.3. Serviço ecossistêmico hídrico e a conversão de sistemas florestados em campo antrópico

As Figuras **3.3-1** e **3.3-2** apresentam a oferta de SEh de sistemas florestados em áreas savânicas mediante a conversão destas por campo antrópico, evidenciando o ganho contínuo da oferta de SEh conforme o aumento do percentual de cobertura florestal. Apesar dessas tendências, nenhum dos SEh apresentou $R^2 \geq 0.5$ com $p \leq 0.05$, (ANEXO IV), sendo que os SEh de Agricultura, Potabilidade e Recreação apresentaram os maiores valores de R^2 , e a curva com a soma de todos SEh exibiu $R^2=0.3628$ ($p=0.207$). O limiar de perda de Cerrado de cada um dos sete SEh variou entre 30% e 40%, Considerando todos os SEh somados, este limiar foi ao redor de 30%.

Figura 3.3-1. Comportamento da oferta de SEh em sistemas florestados de áreas savânicas frente à conversão destes em campo antrópico.

Figura 3.3-2. Comportamento da oferta de SEh em sistemas florestados de áreas savânicas frente à conversão destes em campo antrópico (cf. Tabela 2.4.2-1).

4. DISCUSSÃO

Embora a relação entre a qualidade dos recursos hídricos e o tipo de uso da terra tenha sido amplamente utilizada como forma de entender os processos ecohidrológicos (AMIRI & NAKANE, 2009; SUTADIAN *et al.*, 2016; AVIGLIANO & SCHENONE, 2016), são poucos os estudos que identificam os parâmetros hídricos que melhor representam as quantidades de vegetação nativa e usos em microbacias hidrográficas (PETERS *et al.*, 2007; FLANAGAN & RICHARDSON, 2010; HACKBART, 2012; HACKBART, 2016) e os dados apresentados neste trabalho representam uma contribuição expressiva para a elucidação desse tema. Eles demonstram tendências importantes sobre as perdas de serviços ecossistêmicos provenientes de uma amostragem com distribuição regular de classes de cobertura florestal, gerando uma representação fidedigna da composição espacial de elementos. Os valores de R², aparentemente não muito expressivos, podem ser considerados relevantes, considerando o contexto do estudo, a quantidade reduzida de unidades amostrais e a variância observada dentre os parâmetros hídricos.

Os dados evidenciaram que OD, PT e AM exibiram uma relação forte e contundente com a quantidade de floresta (Figuras 3.1-1 e 3.2-1), caracterizando um resultado importante, visto que as respostas desses parâmetros sugerem a eutrofização de cursos d'água, o que configura uma mudança de regime a medida que se perde floresta para campos antrópicos. A principal força-motora dessa mudança de regime é a poluição por nutrientes na forma de fósforo, que pode impactar substancialmente SEh como Pesca, Recreação e Controle de doenças (ROCHA *et al.*, 2017). TANAKA *et al.* (2016), trabalhando em áreas savânicas em São Paulo, com rios de pequena ordem em microbacias hidrográficas com predomínio de campo antrópico, demonstrou EC e

nitrogênio total como bons indicadores, resultado ligado à ausência ou redução de mata ripária. De certa forma, essa observação é corroborada neste trabalho, uma vez que as linhas de tendência destes parâmetros em microbacias com predomínio de campo antrópico indicam valores elevados (Figura 3.1-1).

O parâmetro TURB não se demonstrou um bom indicador, embora no trabalho de HACKBART (2016) essa variável tenha se mostrado como um potente indicador para monitoramento de SEh frente à outros parâmetros. Para essa autora, esse parâmetro respondeu fortemente às variações de cobertura florestal em microbacias na Mata Atlântica.

Um resultado que merece atenção foram os baixos valores ou a ausência de detecção dos elementos químicos em todo o gradiente de floresta. Este resultado também foi encontrado por HACKBART (2016), que o atribuiu às características das áreas selecionadas, compostas por bacias hidrográficas de menor ordem. De forma complementar, AMIRI & NAKANE (2009), TERRADO *et al.* (2010) e ESTEVES *et al.* (2015) retrataram alguns parâmetros químicos como bons indicadores da quantidade de cobertura florestal e campo antrópico, ao trabalharem em cursos d'água de maior ordem. Portanto, a escala espacial utilizada neste trabalho para a investigação da relação entre mudança no uso da terra e qualidade da água (WANG *et al.*, 2014) pode ter contribuído para a ocorrência dessas divergências.

A B70, mesmo com elevada cobertura florestal (70%) e a presença de APP dentro dos limites legais, mas com 30% de perdas e apresentando em um relevo mais íngreme, exibiu altos valores para TDS, EC, TURB e ST, parâmetros frequentemente relacionados com processos erosivos (YU *et al.*, 2016). Esse resultado é provavelmente devido a maior declividade onde se localiza o campo antrópico nessa bacia – um dos principais fatores que interferem no processo de erosão (ZONTA *et al.*, 2012). Esse caso

evidencia a importância da configuração resultante da conversão desses sistemas florestados em campo antrópicos (LEE *et al.*, 2009), assim como o relevo da área convertida (WANG *et al.*, 2014; YU *et al.*, 2015).

A grande amplitude dos dados de EC e PT nas microbacias com percentuais entre 0 e 40% de floresta (Figura 3.1-2) aponta esses dois parâmetros como indicadores da instabilidade dos recursos hídricos frente às maiores perdas de cobertura florestal. HACKBART (2016) encontrou um resultado semelhante para a Mata Atlântica, no entanto, TURB, ST e NIT foram os parâmetros com maior amplitude diante da conversão de floresta em campo antrópico. Isto pode ser explicado pelo fato que microbacias hidrográficas com maior percentual de floresta possuem maior resiliência frente à perturbações, ao passo que áreas com interferência humana tendem a ser mais instáveis ao longo do tempo, gerando uma oferta oscilatória de SEh. As perturbações as quais essas paisagens estão submetidas podem estar contribuindo para a perda de filtros naturais e, conseqüentemente, levando à uma maior instabilidade da paisagem (URIARTE *et al.* 2011; SCHMALZ *et al.*, 2016).

Os parâmetros T, PH e OD apresentaram comportamentos notadamente distintos na época seca e chuvosa diante da perda da vegetação. O aumento da temperatura da água no período chuvoso ocasiona redução da concentração de saturação de oxigênio dissolvido. Da mesma forma ocorre para o CO₂, o que leva à menores concentrações de H₂CO₃ na água, contribuindo para a elevação dos valores de PH na época úmida (SCATENA, 2000; CETESB, 2009). É importante ressaltar que flutuações de parâmetros hidrológicos geram oscilações da oferta de SEh em regiões com estações bem definidas (SCHMALZ *et al.*, 2016). Considerando que a oferta de serviços costuma ser quantificada ou mapeada com o uso de valores anuais, isso pode ocultar a variabilidade observada entre estações (KANDZIORA *et al.*, 2013), o que reforça a

ideia que a resolução temporal é um fator importante ao avaliar a oferta de serviços hídricos.

A análise estatística *Random Forest* permitiu identificar que os parâmetros OD, TDS, EC e COLT podem ser utilizados como elementos de referência para avaliação da qualidade do SEh em função do percentual de cobertura florestal das microbacias, visto que esses elementos apresentaram alta relação com essa variável preditora. Esse resultado difere aqueles obtidos através das análises de regressão (Figura 3.1-1). A diferença encontrada remete-se ao fato de que o RF enfatiza a atuação de cada variável resposta no conjunto dos parâmetros, ao tentar relacioná-los com a quantidade de floresta. Certo parâmetro hídrico, em uma análise bidimensional, parece ser relevante para explicar essa relação mas, em um contexto multidimensional, que tenta retratar a verdadeira complexidade desses fenômenos, esse parâmetro pode apresentar um outro valor de importância, relativo a todos os outros (BREIMAN, 2001; BREIMAN, 2004). Os resultados do RF mostram que não há um conjunto único de parâmetros hídricos que respondem, com o mesmo grau de importância, para os gradientes de floresta e uso entre diferentes SEh. No entanto, para prática de planejamento, é mais factível trabalhar com informações agregadas, na forma de índices, que facilitam a comunicação pela tradução dos resultados em unidades facilmente comparáveis (SANTOS, 2004; KANDZIORA *et al.*, 2013; SCHMALZ *et al.*, 2016).

É notória a tendência de acúmulo de SEh com maiores percentuais de floresta na paisagem, como demonstram as Figuras 3.3-1 e 3.3-2. O limiar de perda encontrado foi de 30-40% ou seja, perdas de cobertura florestal maiores do que esta, mediante a conversão de Cerrado em campos antrópicos, ocasionam a queda acentuada da oferta de SEh. As melhores ofertas de SEh disponíveis começam a ser observadas com a presença de 70% de cobertura florestal. Assim, perdas entre 30 e 40% de floresta convertidas em

campos constituem um cenário ótimo ou ideal (Figura 4-1) em termos de conservação, uma vez que a oferta de SEh não se encontra ameaçada ou com tendências evidentes de queda. Entretanto, à medida que o valor de perda de floresta aumenta, começam a ser observadas pequenas, porém evidentes, variações na disponibilidade do SEh. A supressão de 30 a 50% de floresta, apesar de ainda garantir valores consideráveis de SEh, começa a gerar efeitos um pouco mais intensos de perda destes, sendo que, ao redor de 50% de perda de cobertura florestal, tem-se um cenário aceitável ou possível de ser manejado, em que pressupõe-se que a oferta de SEh ainda é possível de ser recuperada para níveis anteriores e mais elevados. A partir desse ponto, a perda de floresta começa a ocasionar uma redução mais acentuada de SEh, momento no qual a tendência de perda se torna mais evidente e intensa, como demonstra o ganho de inclinação da curva apresentada na Figura 4-1. Quando a cobertura florestal atinge níveis em torno de 20%, onde se tem apenas 50% do SEh, é criada uma circunstância onde a oferta se demonstra mais seriamente sensível à perda de floresta, uma vez que pequenas reduções de cobertura florestal passam a ocasionar decréscimos consideráveis na oferta em direção à níveis mínimos de SEh. Nesse ponto a condição da microbacia hidrográfica pode ser considerada insustentável quanto à oferta de SEh, no sentido em que mediante o decréscimo de floresta, a paisagem dificilmente irá se recuperar em curto prazo com ações de manejo que visem a restauração da entrega dos SEh. Portanto, teoricamente, este pode ser considerado o limite crítico para obter a recuperação dos SEh através de alternativas de manejo, que precisam ser conduzidas com o embasamento científico de limiares como estes, para que essas ações sejam bem sucedidas e sem o desperdício de recursos (CAVA *et al.*, 2016).

Figura 4-1. SEh total (soma de SEh) considerando os limites para os cenários ideal (linha verde), possível (linha marrom) e crítico (linha vermelha).

Os parâmetros hídricos que atuaram como indicadores neste trabalho diferem dos da Mata Atlântica encontrados por HACKBART (2016), mas os limiares de perda de cobertura florestal apresentam semelhanças entre os dois biomas. Obviamente, este estudo não tem a pretensão de estabelecer um único limiar para ser respeitado em todo bioma de Cerrado, mas a importância desses resultados está em subsidiar possíveis consequências de decisões que podem ser tomadas em um processo participativo, e que podem agravar a perda de SEh a que esses sistemas florestados já estão historicamente

submetidos. O percentual de cobertura florestal que deve ser preservado depende muito dos objetivos dos tomadores de decisão, ou seja, quais e quanto de cada SEh se deseja manter frente a sustentabilidade de atividade antrópicas, o que vai depender do contexto de cada paisagem.

Uma maior quantidade de réplicas poderia ter contribuído para a geração de valores mais elevados de R^2 das curvas de tendência, com a mitigação de ruídos nos dados. A adição de outras variáveis preditoras ou a utilização de modelos mais complexos também poderiam auxiliar a elucidação da natureza dessas relações de forma mais fidedigna, em trabalhos futuros. Apesar das limitações deste estudo, supõe-se que houve uma contribuição significativa para a investigação da sensibilidade dos recursos hídricos em sistemas florestados em áreas savânicas, ao reconhecer o papel associado à múltiplos SEh frente à conversão da vegetação natural em campos antrópicos. Os resultados reforçam a importância da conservação desses remanescentes de Cerrado para a manutenção de, no mínimo, sete SEh. Em síntese, alerta-se que os sistemas florestados em áreas savânicas no estado de São Paulo, apesar da sua condição de *novel ecosystem*, são capazes de ofertar SEh, cuja constância no espaço-tempo dependerá das decisões de planejamento ambiental que forem tomadas para essas áreas.

5. REFERÊNCIAS

- AMIRI, B. J. & NAKANE, K. Modeling the Linkage Between River Water Quality and Landscape Metrics in the Chugoku District of Japan. *Water Resources Management* 23, 931–956 (2009).
- APHA-AWWA & WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20st ed. American Public Health Association, Washington, D. C. (1998).
- AQUINO, F.G. & MIRANDA, G.H.B. Consequências ambientais da fragmentação de Habitats no Cerrado. In: SANO, S.M., ALMEIDA, S.P., RIBEIRO, J.F. (Ed.) *Cerrado: ecologia e flora*. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica. 382-398 (2008).
- AVIGLIANO, E. & SCHENONE, N. Water quality in Atlantic rainforest mountain rivers (South America): quality indices assessment, nutrients distribution, and consumption effect. *Environmental Science and Pollution Research* 23, 15063–15075 (2016).
- BALVANERA, P. *et al.* Ecosystem services research in Latin America: The state of the art. *Ecosystem Services* 2, 56–70 (2012).
- BANKS-LEITE, C. *et al.* Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science* 345, 1041 (2014).
- BASCARÓN, M. Establishment of a methodology for the determination of water quality. *Boletín Informativo del Medio Ambiente*, 9,30–51 (1979).
- BAUMGARTEN, M. G. Z; ROCHA, J. M.; NIENCHESKI, L. F. H. Manual de análises em oceanografia química. Rio Grande: FURG 1996, 132p.
- BEUCHLE, R. *et al.* Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. *Applied Geography* 58, 116–127 (2015).
- BRAUMAN, K.A., DAILY, G.C., DUARTE, T.K. & MOONEY, H.A. The nature value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annu. Rev. Environ. Resourc.*, 32: 67-98 (2007).
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Mapeamento do Uso e Cobertura do Cerrado: Projeto TerraClass Cerrado 2013 / MMA/ sbf. Brasília: MMA (2015) 67p.
- BREIMAN, L. Random Forests. *Machine Learning* 45, 5–32 (2001).
- BREIMAN, L. 2004. Consistency for a simple model of Random Forests. Technical Report 670. University of California. Statistics Department at Berkeley.
- BU, H., MENG, W., ZHANG, Y. & WAN, J. Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. *Ecological Indicators* 41, 187–197 (2014).

- CAMARGO A.P. Potencial agrícola do Cerrado. In: KLEIN, A.L. (Org). *Eugen Warming e o Cerrado brasileiro: um século depois*. São Paulo: Editora UNESP, Imprensa Oficial do Estado (2002).
- CARREIRA, D.; RE'EM, A. & TARIN M. Natural Capital Risk Exposure of the Financial Sector in Brazil. BMZ-GIZ-CEBDS-TRUCOST (2015).
- CAVA, M. G. DE B., ISERNHAGEN, I., MENDONÇA, A. H. DE & DURIGAN, G. Comparing techniques to restore the woody Cerrado vegetation in abandoned pastures. *Hoehnea* 43, 301–315 (2016).
- CAVASSAN, O., CESAR, O. & MARTINS, F.R. Fitossociologia da vegetação arbórea da reserva estadual de Bauru, Estado de São Paulo. *Rev. Bras. Bot.* 7(1):91-106 (1984).
- CAVASSAN, O. BAURU: TERRA DE CERRADO OU FLORESTA? BAURU: REGION OF CERRADO OU FOREST? *Ciência Geográfica - Bauru - XVII - Vol. XVII - (1):* Janeiro/Dezembro (2013).
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB) *Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimentos, comunidades aquáticas e efluentes líquidos*. Organizadores: Carlos Jesus Brandão [et al.]. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA (2011).
- COSTANZA, R., d'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., ONEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P., van den BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260 (1997).
- COSTANZA, R. *et al.* Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26, 152–158 (2014).
- COSTANZA, R. & FARBER, S. Introduction to the special issue on the dynamics and value of ecosystem services: integrating economic and ecological perspectives. *Ecological Economics* 41, 367–373 (2002).
- COUTINHO, L.M. O conceito de Cerrado. *Revta. Brasil. Bot.* 7(1):17-23 (1978).
- COUTINHO, R. M., KRAENKEL, R. A. & PRADO, P. I. Catastrophic Regime Shift in Water Reservoirs and São Paulo Water Supply Crisis. *PLOS ONE* 10, e0138278 (2015).
- CUMMING, G. S. *et al.* Implications of agricultural transitions and urbanization for ecosystem services. *Nature* 515, 50–57 (2014).
- DAEE - DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. 2008. Base cartográfica digital, escala 1:50.000. Projeto GISAT. São Paulo: DAEE.
- DAILY, G. C *et al.* Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems. *Issues in Ecology* n.2, Spring (1997).

DALE, V.H. & POLASKY, S. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. *Ecological Economics* 64, 286–296 (2007).

DDE - DISTRICT DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT, 2012. 2011 & 2012 DC MS4 Annual Report, Municipal Separate Storm, Sewer System, Annual Report, NPDES Permit No. DC0000221, 104 pp. <http://green.dc.gov/sites/default/files/dc/sites/ddoe/publication/attachments/2012%20Annual%20Report%202-26-13%20-%20Amended.pdf> Accessed 12 July 2016.

DE GROOT, R.S., WILSON, M.A. & BOUMANS, R.M. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393–408 (2002).

DE GROOT, R.S., ALKEMADE, R., BRAAT, L., HEIN, L. & WILLEMEN, L. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7, 260–272 (2010).

DE MOURA LEITE, F.B.V., BERTOLO, L.S. & SANTOS, R.F. Practices and perceptions on water resource sustainability in ecovillages. *Water Resources Research* 52, 6004–6017 (2016).

DIAMOND, J. Colapso - Como as sociedades optam entre o fracasso e a sobrevivência. Rio: Record, 2005. 685 p.

DÍAZ, S. *et al.* The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14, 1–16 (2015).

DING, J. *et al.* Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: A multi-scale analysis. *Science of The Total Environment* 551–552, 205–216 (2016).

DURIGAN, G. *et al.* Plantas do Cerrado Paulista: Imagens de uma paisagem ameaçada. Páginas e Letras Editora e Gráfica, São Paulo, 2004. 475p.

DURIGAN, G., SIQUEIRA, M. F. DE & FRANCO, G. A. D. C. Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola* 64, 355–363 (2007).

EMBRAPA. EMBRAPA Solos. Mapa de Solos do Estado de São Paulo. Escala 1:500.000, 1999.

ESTEVES, K.E., LÔBO, A.V.P. & HILSDORF, A.W.S. Abiotic features of a river from the Upper Tietê River Basin (SP, Brazil) along an environmental gradient. *Acta Limnologica Brasiliensia* 27, 228–237 (2015).

FIQUEPRON, J., GARCIA, S. & STENGER, A. Land use impact on water quality: Valuing forest services in terms of the water supply sector. *Journal of Environmental Management* 126, 113–121 (2013).

FLANAGAN, N. E. & RICHARDSON, C. J. A multi-scale approach to prioritize wetland restoration for watershed-level water quality improvement. *Wetlands Ecology and Management* 18, 695–706 (2010).

FOLEY, J. A. *et al.* Global Consequences of Land Use. *Science* 309, 570–574 (2005).

FU, B. *et al.* Assessing the soil erosion control service of ecosystems change in the Loess Plateau of China. *Ecological Complexity* 8, 284–293 (2011).

GOTELLI, N.J. & ELLISON, A.M. *A Primer of Ecological Statistics*. Sinauer Associates Publishers (2004).

GIANNINI, T.C. *et al.* Safeguarding Ecosystem Services: A Methodological Framework to Buffer the Joint Effect of Habitat Configuration and Climate Change. *PLOS ONE* 10, e0129225 (2015).

GRIZZETTI, B., LANZANOVA, D., LIQUETE, C., REYNAUD, A. & CARDOSO, A. C. Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science & Policy* 61, 194–203 (2016).

HACKBART, V.C.S. (2012) A conservação de corredores fluviais e suas microbacias hidrográficas garantem a disponibilidade de serviços ecossistêmicos? Campinas: Faculdade de Engenharia Civil. UNICAMP, 2011. Qualificação de Mestrado – Faculdade de Engenharia Civil, UNICAMP.

HACKBART, V.C.S. Serviços ecossistêmicos hídricos em paisagens fragmentadas: um caminho para a conservação da Mata Atlântica. 2016. 130f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2016.

HACKBART, V.C.S., DE LIMA, G.T.N.P. & DOS SANTOS, R.F. Theory and practice of water ecosystem services valuation: Where are we going? *Ecosystem Services* 23, 218–227 (2017).

HAINES-YOUNG, R. & POTSCHIN, M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: RAFFAELLI, D.G., FRID, C.L.J. (Eds.), *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. Cambridge University Press, pp. 110–139.

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

HUANG, Z., HAN, L., ZENG, L., XIAO, W. & TIAN, Y. Effects of land use patterns on stream water quality: a case study of a small-scale watershed in the Three Gorges Reservoir Area, China. *Environ Sci Pollut Res Int* 23, 3943–3955 (2016).

HUXLEY, A. *A situação humana (ensaio)*. São Paulo: Círculo do Livro, 1977. 232 p.

ISHARA, K.L. & MAIMONI-RODELLA, R.C.S. Richness and similarity of the Cerrado vascular flora in the central west region of São Paulo state, Brazil. *Check List; Vol 8, No 1 (2012)DO - 10.15560/8.1.032* (2012).

JUNIOR, B.P.F.B. & DOMINGUES, A.F. Gestão de recursos Hídricos no Brasil. Cap 13 p.381 – 413 In: FALEIRO, F.G & FARIAS NETO, A.L. (eds) *Savanas: Desafios e Estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais* Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, 2008.

KANDZIORA, M., BURKHARD, B. & MÜLLER, F. Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution. *Ecosystem Services* 4, 47–59 (2013).

KEELER, B. L. *et al.* Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109, 18619–18624 (2012).

KLINK, C.A. & MACHADO, R.B. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19, 707–713 (2005).

KÖPPEN, W. 1948. *Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra*. Fondo de Cultura Económica. México. 479p.

KOÇER, M. A. T. & SEVGILI, H. Parameters selection for water quality index in the assessment of the environmental impacts of land-based trout farms. *Ecological Indicators* 36, 672–681 (2014).

LA NOTTE, A. *et al.* An ecological-economic approach to the valuation of ecosystem services to support biodiversity policy. A case study for nitrogen retention by Mediterranean rivers and lakes. *Ecological Indicators* 48, 292–302 (2015).

LA NOTTE, A. *et al.* Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. *Ecological Indicators* 74, 392–402 (2017).

LEADLEY, P. *et al.* Interacting Regional-Scale Regime Shifts for Biodiversity and Ecosystem Services. *BioScience* 64, 665–679 (2014).

LEE, S.W., HWANG, S.-J., LEE, S.B., HWANG, H.S. & SUNG, H.C. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landscape and Urban Planning* 92, 80–89 (2009).

LEWIS, G.M; CHEN, A.S.C.; WANG, L. 2007. Arsenic removal from drinking water by point of use reverse osmosis (POURO). U.S. EPA Demonstration Project at Sunset Ranch Development in Homedale, ID. Final Performance Evaluation Report, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, 58 pp.

LIMA, J.E.F.W.; SILVA, E.M.DA.; JUSCELINO, A.DE A. Uso racional da água na agricultura. In: PARRON, L.M.; AGUIAR, L.M. de S.; DUBOC, E.; OLIVEIRA-FILHO, E.C.; CAMARGO, A.J.A. de; AQUINO, F. de G. (Ed.). *Cerrado: desafios e oportunidades para o desenvolvimento sustentável*. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2008. p.63-91.

- LIMA, G.T.N.P., HACKBART, V.C.S., BERTOLO, L.S. & SANTOS, R.F. Identifying driving forces of landscape changes: Historical relationships and the availability of ecosystem services in the Atlantic forest. *Ecosystem Services* 22, Part A, 11–17 (2016).
- MACKERETH, F.J.H., HERON, J. & TALLING, J.F. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association, London. 121p. (Scientific Publications, 36).
- MARCO JR., P. *et al* Patterns in the organization of Cerrado pond biodiversity in Brazilian pasture landscapes. *Hydrobiologia* 723:87–101 (2014).
- MASCARO, J.; HARRIS, J.A.; LACH, L.; THOMPSON, A.; PERRING, M.P.; RICHARDSON, D.M. and ELLIS, E.C. Origins of the Novel Ecosystems Concept. In: Hobbs RJ, Higgs ES, Hall CM (Eds.) *Novel Ecosystems: Intervening in the New Ecological World Order*. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd, 2013. p. 45-57.
- MENDONÇA, A. H., RUSSO, C., MELO, A. C. G. & DURIGAN, G. Edge effects in savanna fragments: a case study in the Cerrado. *Plant Ecology & Diversity* 8, 493–503 (2015).
- MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MA). Ecosystem and human well-being: a framework for assessment. Island Press, Washington, DC. 2005.
- MMA, PROGRAMA NACIONAL DE CONSERVAÇÃO E USO SUSTENTÁVEL DO BIOMA CERRADO . Secretariado de Biodiversidade e Florestas. Núcleo dos Biomas Cerrado e Pantanal. 2006. http://www.mma.gov.br/estruturas/201/arquivos/programa_Cerrado_sustentvel_201.pdf (acesso em: 27/05/2017)
- MOJAHEDI, S. A., & ATTARI, J. (2009). A comparative study of water quality indices for Karun River. World Environmental and Water Resources Congress, 2009, 1–9.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., DA FONSECA, G. A. B. & KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858 (2000).
- NEMEROW, N.L. & SUMITOMO, H. Benefits of water quality enhancement. Syracuse University, Syracuse, N.Y., *Report No. 16110 DA* (1970).
- NEWMAN, M.M., DIXON, P.M., LOONEY, B.B., PINDER III, J.E. Estimating mean and variance for environmental samples with below detection limit observations. *Water Resour. Bull.*, 25(4): 905-916 (1989).
- O'BRIEN, A., TOWNSEND, K., HALE, R., SHARLEY, D. & PETTIGROVE, V. How is ecosystem health defined and measured? A critical review of freshwater and estuarine studies. *Ecological Indicators* 69, 722–729 (2016).
- PALHARES, J.C.P.; RAMOS, C.; KLEIN, J.B.; LIMA, J.M.M.; MULLER, S.; CESTONARO, T. 2007. Medição da vazão em rios pelo método do flutuador. Comunicado técnico 455, Concórdia, SC, EMBRAPA.

PETERS, J. *et al.* Random forests as a tool for ecohydrological distribution modelling. *Ecological Modelling* 207, 304–318 (2007).

PIVELLO, V.R., SHIDA, C.N. & MEIRELLES, S.T. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity & Conservation* 8, 1281–1294 (1999).

POTSCHIN, M. & R. HAINES-YOUNG. Defining and measuring ecosystem services. In: POTSCHIN, M., HAINES-YOUNG, R., FISH, R. & TURNER, R.K. (Eds.) *Routledge Handbook of Ecosystem Services*. Routledge, London and New York, 2016. p. 25-44.

REDDY, S. M. W. *et al.* Finding solutions to water scarcity: Incorporating ecosystem service values into business planning at The Dow Chemical Company's Freeport, TX facility. *Ecosystem Services* 12, 94–107 (2015).

RIBEIRO, J.F. & WALTER, B.M.T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S.M., ALMEIDA, S.P., RIBEIRO, J.F. (Ed.) *Cerrado: ecologia e flora*. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p.151-212.

ROCHA, J. C., PETERSON, G. D. & BIGGS, R. Regime Shifts in the Anthropocene: Drivers, Risks, and Resilience. *PLOS ONE* 10, e0134639 (2015).

ROCHA, J.; BIGGS, R.; PETERSON, G.; CARPENTER, S. Freshwater Eutrophication. In: Regime Shifts Database, www.regimeshifts.org. Last revised 2017-01-23 08:58:21 GMT.

ROCKSTRÖM, J. *et al.* A safe operating space for humanity. *Nature* 461, 472–475 (2009).

SANO, E. E., ROSA, R., BRITO, J. L. S. & FERREIRA, L. G. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environ Monit Assess* 166, 113–124 (2010).

SANTOS, R.F. 2004. Planejamento Ambiental: teoria e prática. São Paulo: Oficina de textos. 184p.

SCATENA, F.N.. Drinking Water Quality. In: DISSMEYER, G. E. (Ed.) *Drinking Water from Forests and Grasslands: A Synthesis of the Scientific Literature*. United States Department of Agriculture. Forest Service. Southern Research Station. General Technical Report SRS-39. 2000. p. 7-25.

SÃO PAULO. SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. INSTITUTO FLORESTAL Plano de Manejo da Estação Ecológica de Angatuba, São Paulo (2009).

SCBD. COP-10 Decision X/2. Secretariat of the convention on biological diversity (2010).

SCHMALZ, B., KRUSE, M., KIESEL, J., MÜLLER, F. & FOHRER, N. Water-related ecosystem services in Western Siberian lowland basins—Analysing and mapping

spatial and seasonal effects on regulating services based on ecohydrological modelling results. *Ecological Indicators* 71, 55–65 (2016).

SCHRÖTER, M. *et al.* Ecosystem Services as a Contested Concept: a Synthesis of Critique and Counter-Arguments. *Conservation Letters* 7, 514–523 (2014).

SEIFERT-DÄHNH, I., BARKVED, L. J. & INTERWIES, E. Implementation of the ecosystem service concept in water management – Challenges and ways forward. *Sustainability of Water Quality and Ecology* 5, 3–8 (2015).

SILVA, D. M. L. *et al.* Can land use changes alter carbon, nitrogen and major ion transport in subtropical brazilian streams? *Scientia Agricola* 64, 317–324 (2007).

STEFFEN, W. *et al.* The Anthropocene: From Global Change to Planetary Stewardship. *Ambio* 40.7: 739–761. PMC. (2011).

STEFFEN, W. *et al.* Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347, (2015).

STEINFELD H., GERBER P., WASSENAAR T., CASTEL V., ROSALES M., DE HAAN C. 2006 Livestock's long shadow: environmental issues and options. Rome, Italy: FAO.

SUTADIAN, A. D., MUTTIL, N., YILMAZ, A. G. & PERERA, B. J. C. Development of river water quality indices - a review. *Environmental Monitoring and Assessment* 188, 58 (2016).

TANAKA, M. O., SOUZA, A. L. T. DE, MOSCHINI, L. E. & OLIVEIRA, A. K. DE. Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 216, 333–339 (2016).

TEEB, The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB, 2010.

TEEB, 2008. The Economics of Ecosystems and Biodiversity—An Interim Report. http://www.teebweb.org/media/2008/05/TEEB-Interim-Report_English.pdf (Acesso em: 27/05/2017)

TERRADO, M. *et al.* Surface-water-quality indices for the analysis of data generated by automated sampling networks. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 29, 40–52 (2010).

TERRADO, M. *et al.* Integrating ecosystem services in river basin management plans. *Journal of Applied Ecology* 53, 865–875 (2016).

TILMAN, D. & CLARK, M. Food, Agriculture & the Environment: Can We Feed the World & Save the Earth? *Daedalus* 144, 8–23 (2015).

TU, J. Spatially varying relationships between land use and water quality across an urbanization gradient explored by geographically weighted regression. *Applied Geography* 31, 376–392 (2011).

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA) (2011) Reactive Nitrogen in the United States: An Analysis of Inputs, Flows, Consequences and Management Options, EPA Science Advisory Board Report (EPA-SAB-11-013), Washington, DC.

URIARTE, M., YACKULIC, C., LIM, Y. & ARCE-NAZARIO, J. Influence of land use on water quality in a tropical landscape: a multi-scale analysis. *Landscape Ecol* 26, 1151–1164 (2011).

VALDERRAMA, J.C. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.*, v. 10, p.109-122 (1981).

VEIGA, J. E. da. *A des governança mundial da sustentabilidade*. São Paulo: Editora 34, 2013. 152 p.

WANG, G., YINGLAN, A., XU, Z. & ZHANG, S. The influence of land use patterns on water quality at multiple spatial scales in a river system. *Hydrological Processes*. 28:5259–5272 (2014). doi: [10.1002/hyp.10017](https://doi.org/10.1002/hyp.10017)

WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). 2016. The United Nations World Water Development Report 2016: Water and Jobs. Paris, UNESCO.

WU, J. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecol*. 28:999–1023 (2013).

XU, G., XIE, J., ZHANG, Y., ZHAO, C., & WU, Q. 2010. Application of Nemerow pollution index in landscape river water quality assessment of Tianjin. Paper presented at the 2010 4th International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering, iCBBE 2010.

YU, S., XU, Z., WU, W. & ZUO, D. Effect of land use types on stream water quality under seasonal variation and topographic characteristics in the Wei River basin, China. *Ecological Indicators* 60, 202–212 (2016).

ZONTA, J. H. *et al.*, 2012. Práticas de Conservação de Solo e Água. Circular técnica 133, Campina Grande, PB, EMBRAPA.

ANEXO I

ADEQUAÇÃO DAS MICROBACIAS AO GRADIENTE

ANEXO II

S2

Microbacia	T	PH	EC	TDS	ST	OD	TURB	COLT	COLF	NIT	NITRA	PT	AM
	°C	pH	µS/cm	mg/L	mg/L	mg/L	NTU	UFC/100mL	UFC/100mL	ug/L	ug/L	ug/L	mg/L
B0	22.8	6.57	50	24	15.564	3.27	17.82	960	960	0.13237	6.242	0.464	0.309
B10	28.4	7.36	59	30	28.955	5.48	42.77	1040	320	0.05191	0.391	0.190	0.003
B20	26.45	5.92	32	16	9.285	3.63	7.51	320	0	1.66362	8.729	1.846	0.028
B30	24	7.18	9	5	3.080	4.11	2.08	320	80	0.01493	0.318	0.113	0.019
B50	26.75	7.17	107	54	13.853	5.3	22.07	800	320	0.31884	9.142	0.288	0.026
B60	25.95	6.46	37	18	9.476	4.56	9.99	1360	160	0.08996	2.269	0.205	0.012
B70	26.3	7.38	103	52	23.403	4.24	37.43	2480	1200	0.10737	0.405	0.509	0.008
B80	25.15	7.45	42	21	9.682	5.15	14.87	1360	480	0.10648	1.156	0.233	0.032
B90	24.7	7.25	43	21	58.8653	4.22	82.87	1280	720	18.30968	325.057	121.775	85.556
B100	21.45	7.51	9	5	6.640	6.25	10.98	160	0	0.32839	5.369	1.224	0.085

S3

Microbacia	T	PH	EC	TDS	ST	OD	TURB	COLT	COLF	NIT	NITRA	PT	AM
	°C	pH	µS/cm	mg/L	mg/L	mg/L	NTU	UFC/100mL	UFC/100mL	ug/L	ug/L	ug/L	mg/L
B0	15.55	6	37	19	7.300	3.74	6.71	160	0	1.00652	6.064	4.637	0.185
B10	20.8	4.6	41	20	15.850	5.25	14.82	80	80	0.02258	0.110	0.032	0.002
B20	23.1	3.69	19	9	5.999	3.95	5.31	240	80	0.11271	0.272	0.208	0.009
B30	20	6.63	33	40	0.333	3.74	1.46	80	0	0.01967	0.196	0.150	0.005
B50	21.95	3.49	75	38	6.208	5.16	8.08	160	80	0.12103	9.009	0.312	0.022
B60	20.2	3.9	26	13	2.750	5.12	2.96	640	160	0.05954	0.635	0.177	0.005
B70	18.45	4.45	89	45	12.742	5.76	14.53	0	0	0.03121	0.978	0.034	0.003
B80	15.5	4.45	33	17	5.269	6.2	5.00	240	0	0.06371	0.384	0.294	0.009
B90	22	3.95	45	23	47.5616	4.1	29.37	400	240	0.00000	0.000	0.000	84.259
B100	15.55	6.8	13	7	7.083	6.49	5.12	0	0	0.25090	1.306	0.999	0.041

ANEXO III

	Regressão (R ²)		Coeficiente de Variação (CV)			
	Amostragem Completa		Amostragem Completa		Amostragem Reduzida	
	R ²	<i>p-value</i>	R ²	<i>p-value</i>	R ²	<i>p-value</i>
T	0.1022	0.234	0.0022	0.993	0.0085	0.979
PH	0.0209	0.752	0.4446	0.128	0.6080	0.096
EC	0.1048	0.224	0.5756	0.050	0.6554	0.070
TDS	0.0988	0.245	0.4774	0.103	0.5517	0.135
ST	0.0485	0.511	0.1363	0.599	0.2733	0.450
OD	0.3384	0.004	0.0380	0.873	0.0883	0.794
TURB	0.0177	0.786	0.3351	0.240	0.3501	0.341
COLT	0.0252	0.708	0.0153	0.733	0.1283	0.709
COLF	0.0049	0.936	0.0250	0.663	0.0973	0.774
NIT	0.2595	0.017	0.2041	0.450	0.5005	0.176
NITRA	0.0922	0.271	0.1971	0.464	0.2619	0.195
AM	0.4878	<0.001	0.2007	0.457	0.0398	0.904
PT	0.4033	0.001	0.3207	0.088	0.7079	0.046

ANEXO IV

	Regressão (R ²)	
	Amostragem Completa	
	R ²	<i>p-value</i>
SEh GERAL (SOMA)	0.3628	0.207
SEh PROVISÃO	0.3206	0.259
SEh REGULAÇÃO E MANUTENÇÃO	0.3697	0.199
SEh CULTURAL	0.4128	0.155
SEh PESCA	0.2444	0.375
SEh ÁGUA PARA USO HUMANO	0.2598	0.349
SEh AGRICULTURA	0.4526	0.121
SEh POTABILIDADE DA ÁGUA	0.4952	0.091
SEh CONTROLE DE EROSÃO	0.3262	0.251
SEh CONTROLE DE DOENÇAS	0.2695	0.333
SEh RECREAÇÃO	0.4128	0.155

MATERIAL SUPLEMENTAR I

Relação entre os parâmetros físico-químico-biológicos e o percentual de cobertura florestal das microbacias hidrográficas. Linhas cheias representam a amostragem completa enquanto as linhas tracejadas representam a amostragem reduzida. Pontos vermelhos são dados obtidos na estação seca (S1 e S3) e pontos azuis, dados obtidos na estação chuvosa (S2). Valores normalizados entre 0-1.

MATERIAL SUPLEMENTAR II

	Regressão (R ²)			
	Amostragem Completa		Amostragem Reduzida	
	R ²	<i>p-value</i>	R ²	<i>p-value</i>
T	0.1022	0.234	0.1628	0.155
PH	0.0209	0.752	0.0462	0.609
EC	0.1048	0.224	0.1882	0.112
TDS	0.0988	0.245	0.1643	0.152
ST	0.0485	0.511	0.1852	0.116
OD	0.3384	0.004	0.3519	0.011
TURB	0.0177	0.786	0.1004	0.329
COLT	0.0252	0.708	0.0224	0.788
COLF	0.0049	0.936	0.0258	0.760
NIT	0.2595	0.017	0.2560	0.045
NITRA	0.0922	0.271	0.0955	0.349
AM	0.4878	<0.001	0.4764	0.001
PT	0.4033	0.001	0.3889	0.006