



SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS HÍDRICOS NA MATA ATLÂNTICA DO  
SUDESTE BRASILEIRO EM CENÁRIOS DE CONVERSÃO DE USO E  
COBERTURA DO SOLO E DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Paula Ferreira dos Santos

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento Energético, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutora em Planejamento Energético.

Orientadores: Marcos Aurélio Vasconcelos de  
Freitas  
Mariana Moncassim Vale

Rio de Janeiro  
Junho de 2019

SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS HÍDRICOS NA MATA ATLÂNTICA DO  
SUDESTE BRASILEIRO EM CENÁRIOS DE CONVERSÃO DE USO E  
COBERTURA DO SOLO E DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS

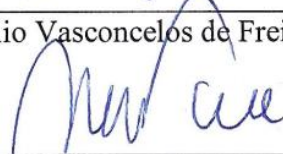
Paula Ferreira dos Santos

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ  
COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA (COPPE) DA  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS  
REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM  
CIÊNCIAS EM PLANEJAMENTO ENERGÉTICO.

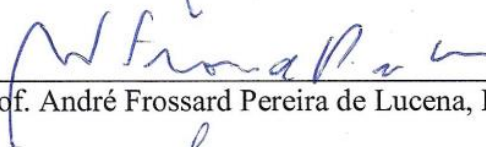
Examinada por:



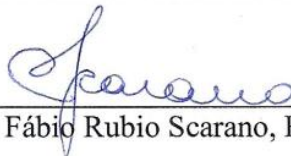
Prof. Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas, Ph.D.



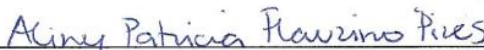
Prof. Mariana Moncassim Vale, Ph.D.



Prof. André Frossard Pereira de Lucena, Ph.D.



Dr. Fábio Rubio Scarano, Ph.D.



Prof. Aliny Patricia Flauzino Pires, Ph.D.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

JUNHO DE 2019

Santos, Paula Ferreira dos

Serviços Ecossistêmicos Hídricos na Mata Atlântica do Sudeste Brasileiro em Cenários de Conversão de Uso e Cobertura do Solo e de Mudanças Climáticas / Paula Ferreira dos Santos. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2019.

XI, 124 p.: il.; 29,7 cm.

Orientadores: Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas

Mariana Moncassim Vale

Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Planejamento Energético, 2019.

Referências Bibliográficas: p. 93-112.

1. Modelagem de cenários. 2. Quantidade de água. 3. Qualidade da água. I. Freitas, Marcos Aurélio Vasconcelos de *et al.* II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Planejamento Energético. III. Título.

*À minha avó, Maria Ferreira de Freitas, o ser  
mais doce e iluminado que tive o privilégio de  
conhecer, conviver e amar.*

## AGRADECIMENTOS

Marcos, obrigada pela confiança de me aceitar como aluna e pesquisadora.

Mariana, obrigada pelo chegar junto e atacar, e por não me deixar derrubar a peteca. You rock!

Mark and Arnout, thanks for the supervision in London and for teaching me so much on hydrology, spatial analysis and WaterWorld.

Sandrinha, Paulo, Simone e toda a equipe da secretaria, o apoio de vocês sempre foi fundamental. Sandrinha, não tenho mais o papelzinho da “coragem”, que peguei no primeiro dia de PPE (lembra?), mas acho que sei o motivo: já não precisava tê-la somente em papel.

Sou grata ao CNPq, pela bolsa de estudos, e à CAPES, que, através do edital do PDSE, viabilizou a parceria com a King’s College London.

Parceiros de jornada do PPE – Vicky e Gui Lima, Superpoderosas (Sara Nogueira e Alessandra Viana) e Integrais (Bruna Molinaro, Isadora Timbó, Renata Carijó, Rafa Garaffa e Rodrigo Milani) – obrigada pelo apoio desde os primeiríssimos passos.

Pesquisadores do IVIG – Brug, Sudá, Kvassay, Haguenuer, Reg, Cynara, Berrêdo, Leandro Pessoa e tantos outros – obrigada pelo companheirismo nessa jornada dupla de pesquisador e aluno.

Amigos de PDSE, RafaO Barbosa e Giovani Guizzo, foi bom demais compartilhar aqueles meses dos melhores da vida pessoal e acadêmica em Londres. E à Claudia Gutierrez, una de las personas más dulces y serviciales que he conocido.

Labvertinos e Labvéios, obrigada pelo acolhimento no meu retorno ao lab através da orientação da Mariana Vale, pois se sentir em casa é sempre reconfortante.

Minhas amigas de guerra, PaJuViRê, Dêssa e Kikita: tantos “em breve”, “tá acabando” e “aaah parece que nunca vai acabar”, “agora vai – só que não” se justificam aqui, neste documento. Trio mongol (Ana Lazar e Maria Carolina), nossos Pink Floyds com brigadeiro e cervejas artesanais me fizeram lembrar que havia vida fora do doutorado. E Aline Miggs e Vevê, vocês são inspiração e partilha de “estar na pele” – vambora!

À Tribus (Su e Bê) e às IronGirls (Naty, Amandinha, Marina, Marcelas, Jô, Lu e Ju), agradeço imensamente por terem me feito gostar de esporte pela primeira vez na vida e, com isso, terem mantido minha sanidade mental na reta final, além de me fazerem capaz de feitos antes inimagináveis (para mim).

Pai Expê, mãe Maura, dinda Lila, dindo Orlando, família Ferreira: aqui está. Sem vocês pra me reabastecerem de compreensão, amor e incentivos, simplesmente não teria ido adiante.

E, Xuxu, te agradeço o suprassumo do agradecimento. Depois do mestrado, você manteve acesa por cinco anos minha faísca de um dia quem sabe tentar ser doutora (e, depois, mais cinco). Manteve viva a ideia de que é possível sentar e fazer sem sofrer. E você, no seu comedimento, foi o que sempre esteve aqui do meu lado – antes, durante e depois.

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Ciências (D.Sc.)

SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS HÍDRICOS NA MATA ATLÂNTICA DO  
SUDESTE BRASILEIRO EM CENÁRIOS DE CONVERSÃO DE USO E  
COBERTURA DO SOLO E DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Paula Ferreira dos Santos

Junho/2019

Orientadores: Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas

Mariana Moncassim Vale

Programa: Planejamento Energético

Enquanto o papel da conversão de uso e cobertura do solo na qualidade da água é bem compreendido, seu papel na quantidade de água é controverso. Também se espera que as mudanças climáticas tenham um impacto na disponibilidade de água. Este trabalho discute o papel das florestas na oferta de serviços ecossistêmicos hídricos (quantidade e qualidade da água). Em seguida, exploramos a interação dos impactos das mudanças de uso e cobertura do solo e das mudanças climáticas nesses serviços ecossistêmicos na bacia do rio Tietê, Brasil, usando modelagem de cenários. Os resultados corroboram o padrão geral de que o aumento da cobertura florestal aumenta a qualidade da água. A modelagem também projeta que o aumento da cobertura florestal aumenta a quantidade de água na parte sul da bacia. Os efeitos das mudanças climáticas são sentidos, principalmente, em áreas urbanas, com redução da qualidade da água. O *trade-off* entre as melhorias na quantidade e qualidade da água representam o maior benefício do reflorestamento enquanto estratégia para melhorar a disponibilidade de água na região. Por fim, discutimos políticas públicas relacionadas a esses dois estressores.

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Science (D.Sc.)

WATER-RELATED ECOSYSTEM SERVICES IN THE ATLANTIC FOREST OF  
SOUTHEASTERN BRAZIL IN SCENARIOS OF LAND USE/LAND COVER AND  
CLIMATE CHANGES

Paula Ferreira dos Santos

June/2019

Advisors: Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas  
Mariana Moncassim Vale

Department: Energetic Planning

While the role of land-use conversion on water quality is reasonably understood, its role on water quantity is controversial. Climate change is also expected to impact water availability. This work presents insights on the role of forests in the provision of hydrological ecosystem services concerning water quantity and quality. We then explore the interplay of the impacts of land-use and climate changes on water-related ecosystem services in Tietê Basin, Brazil, using scenario modelling. Our results corroborate the general trend that increased forest cover improves water quality. Our modelling also predicts that increased forest cover increases water quantity in the southern portion of the basin. The effects of climate change are felt mainly in urban areas, with a reduction in water quality. The trade-off between the improvements in water quality and quantity represent the greatest benefit of reforestation as a strategy to improve water availability in the region. We finish by discussing policy aspects of these stressors.



## SUMÁRIO

Prólogo .....	xi
Introdução.....	1
Capítulo I – Serviços Ecossistêmicos, Água e Florestas .....	4
I.1. Serviços Ecossistêmicos .....	4
I.2. Água e Desenvolvimento Sustentável .....	9
I.3. Panorama dos Recursos Hídricos.....	11
I.3.1. A Crise Hídrica Global .....	11
I.3.2. Situação Hídrica no Brasil.....	13
I.4. Mudanças Globais e Recursos Hídricos .....	17
I.4.1. Perdas de Florestas .....	17
I.4.2. Mudanças Climáticas.....	21
I.4.3. O caso da Cidade de São Paulo .....	24
I.5. Legislação Ambiental Brasileira.....	27
I.6. Objetivos .....	29
I.6.1. Objetivo Geral .....	29
I.6.2. Objetivos Específicos .....	30
Capítulo II – A relação Entre Cobertura Florestal e a Quantidade e Qualidade da Água .....	31
II.1. Florestas e Quantidade de Água .....	31
II.1.1. Principais Processos do Ciclo Hidrológico .....	32
II.1.2. “Mais Floresta, Mais Água” .....	34
II.1.3. “Mais Floresta, Menos Água” .....	39
II.1.4. Escala Espacial .....	41
II.2. Florestas e Qualidade de Água .....	44
II.2.1. Novamente, “Mais Floresta, Mais Água” .....	44
Capítulo III – Metodologia.....	47
III.1. Área de Estudo .....	47
III.1.1. Região Sudeste do Brasil .....	47
III.1.2. O Estado de São Paulo e a Bacia do Rio Tietê .....	47
III.2. Análises .....	49
III.2.1. WaterWorld Policy Support System.....	49
III.2.2. Método de Modelagem de Cenários .....	52
III.2.3. Premissas da Modelagem de Cenários.....	62
III.2.4. Limitações do Modelo Utilizado .....	67
Capítulo IV – Resultados.....	69

IV.1. Quantidade de Água.....	69
IV.2. Qualidade da Água.....	72
V – Discussão .....	76
V.1. Limitações dos Estudos sobre a Relação Água-Floresta .....	81
V.2. Políticas Públicas .....	85
Capítulo VI – Conclusões.....	89
VI.1. Próximos Passos.....	90
Referências Bibliográficas.....	93
Anexos .....	113
Anexo I – Modelagem de Cenários de Conversão de Uso e Cobertura do Solo – Interface do WaterWorld .....	113
Anexo II – Modelagem de Cenários de Mudanças Climáticas – Interface do WaterWorld .....	115
Anexo III – Cenário de Linha de Base de Uso e Cobertura do Solo – Interface do WaterWorld .....	116
Anexo IV – Cenário Futuros de Uso e Cobertura do Solo – Interface do WaterWorld	121

## PRÓLOGO

Ao começar a elaborar o plano do projeto desta tese, eu estava em uma transição na qual, apesar de manter a floresta nos meus planos, passava de uma visão da floresta enquanto habitat para pequenos mamíferos (tema da minha dissertação no Departamento de Ecologia nesta mesma universidade) para a floresta enquanto ecossistema. Como tal, é ao mesmo tempo a fonte e o meio através do qual diversos benefícios são gerados e entregues à sociedade. Em 2013, muito já se discutia sobre a relação “água-floresta” e, durante os anos do meu doutoramento, documentários como “A Lei da Água” e dispositivos legais como o PLANAVEG foram lançados, além do fato de o Brasil assumir diversos compromissos internacionais relacionados a esses temas. Nesse mesmo período, muito se avançou nas discussões dos impactos das mudanças climáticas em diversos aspectos que afetam a sociedade, incluindo nessa relação das florestas com a água. Mas mais antiga é a discussão entre escolas de pensamento divergentes quanto ao entendimento dessa relação – Hidrologia e Ecohidrologia.

Considerando esses fatores, no Capítulo I apresentamos o pano de fundo da tese: o arcabouço teórico dos serviços ecossistêmicos, com foco nos dois componentes-alvo deste trabalho – água e florestas. Continuamos apresentando os estressores que afetam esses dois componentes (a conversão de uso e cobertura do solo e as mudanças climáticas) e, em seguida, os dispositivos legais relacionados. O Capítulo II consiste nos materiais e métodos utilizados na parte hard da tese, ou seja, aquela na qual realizamos as análises propriamente ditas, com o uso de modelagem de cenários. Contrariando a estrutura mais usual de partir para os resultados, é apresentada nos Capítulos III e IV uma introdução a respeito dos aspectos abordados especificamente em cada um deles — quais sejam: quantidade de água no Capítulo III e qualidade, no Capítulo IV — e os respectivos resultados e discussão. Por fim, no Capítulo V, são apresentadas as considerações conclusivas da tese: as limitações dos estudos sobre o tema abordado, as relativas às políticas públicas, e as conclusões.

## INTRODUÇÃO

Os serviços fornecidos pelos sistemas ecológicos são críticos para o funcionamento dos sistemas de suporte à vida na Terra (COSTANZA *et al.* 1997). A segurança hídrica é um importante serviço ecossistêmico e é uma pré-condição para se alcançar o desenvolvimento social e econômico (ANA 2010). No entanto, desde meados do século XX as atividades humanas vêm modificando os ecossistemas de uma maneira sem precedentes (MEA 2005) e a demanda por água tende a aumentar, principalmente devido à poluição e à contaminação hídrica (URIARTE *et al.* 2011, BAKKER 2012), além da retirada de água dos corpos hídricos (HADDELAND *et al.* 2014). Além disso, uma grande parte da água doce renovável no planeta não está acessível porque muitos rios com grandes taxas de escoamento superficial estão localizados em áreas remotas, longe da maioria dos consumidores humanos, por exemplo na Amazônia, no Congo, no norte da América do Norte e na Eurásia (POSTEL *et al.* 1996). Dada essa incompatibilidade entre onde a água está e onde os consumidores humanos estão, a escassez hídrica é uma realidade em muitas partes do mundo (VELDKAMP *et al.* 2017), representando uma das maiores preocupações ambientais do século XXI (SRINIVASAN *et al.* 2012).

A cobertura florestal está fortemente associada à qualidade da água (MEA 2005) de duas maneiras principais: i) reduzindo a erosão do solo e a carga de sedimentos, e ii) reduzindo a entrada de poluentes porque áreas florestadas não são compatíveis com usos do solo intensos, como urbanização e agropecuária (STOLTON & DUDLEY 2007). Dessa maneira, pode-se esperar que a restauração florestal melhore a qualidade da água (FILOSO *et al.* 2017). Adicionalmente, o papel da vegetação ripária em filtrar contaminantes e evitar a erosão e o assoreamento é bem conhecido (COELHO-NETTO 1994).

Enquanto a relação positiva entre cobertura florestal e qualidade da água é direta e bem estabelecida, o efeito da cobertura florestal na quantidade de água é dependente da escala. Na escala local, diversos estudos mostram uma relação negativa entre cobertura florestal e quantidade de água (e.g. BOSCH & HEWLETT 1982, BRUIJNZEEL 1990, FILOSO *et al.* 2017). Nesta escala, a remoção de água do solo para a atmosfera através da transpiração das árvores prevalece (BRUIJNZEEL 2004). Da escala regional à continental, por outro lado, os estudos apontam para uma relação positiva entre cobertura florestal e quantidade de água (e.g. ELLISON *et al.* 2012). Nestas escalas

geograficamente maiores, múltiplos mecanismos de retroalimentação (ou, do inglês, *feedback*) através da atmosfera prevalecem, afetando a circulação atmosférica e, assim, os padrões de precipitação (COSTA 2005, ELLISON *et al.* 2012). Um grande exemplo é a floresta Amazônica, que age como uma bomba biótica de ar carregado de umidade gerada no oceano Atlântico e que adentra o continente sul-americano (MAKARIEVA & GORSHKOV 2007). Essa bomba cria um “rio aéreo” maciço que “drena” na forma de precipitação na América do Sul central e sudeste (MARENGO *et al.* 2004, NOBRE 2014).

As florestas tropicais e o clima estabelecem uma interação de mão dupla em escalas geográficas grandes: o clima determina a existência das florestas enquanto as florestas são um dos componentes do sistema climático (COSTA 2005, NOBRE 2014). No Brasil, a infraestrutura de recursos hídricos foi planejada através da projeção de séries temporais estacionárias. A variabilidade climática (natural) e as mudanças climáticas (antropogênicas), no entanto, aumentam não somente a incerteza das projeções, como também a probabilidade de que seus impactos negativos nos recursos hídricos se concretizem (MAKARIEVA & GORSHKOV 2007).

O estado de São Paulo (Região Sudeste do Brasil) perdeu 86% de sua cobertura florestal original (SOSMA/INPE 2018) e a cidade de São Paulo é uma das mais populosas do mundo (ONU 2016). A alta demanda por água, a descarga excessiva de efluentes (predominantemente esgoto doméstico sem tratamento) e eventos extremos de seca ameaçaram o abastecimento de água nas últimas décadas (ANA 2015b). Na Região Metropolitana da cidade de São Paulo (RMSP), a precipitação total vem aumentando desde 1961, mas os padrões de precipitação estão se tornando mais irregulares, de maneira que eventos de chuva muito intensa ficam concentrados em períodos de tempo muito curtos (i.e., poucos dias) separados por longos períodos de clima muito quente e seco (NOBRE & MARENGO 2017). Em outubro de 2013, a quantidade de chuva caiu bem abaixo dos níveis médios históricos na região (dados de monitoramento coletados desde 1930; ANA 2015b). No ano seguinte, o pior evento de seca desde 1930 (ANA 2015c) foi registrado na Região Sudeste do Brasil. Durante o evento de 2014/2015, foi necessário recorrer ao chamado volume morto (i.e., água abaixo dos níveis operacionais dos reservatórios) pela primeira vez nos sistemas do rio Paraíba do Sul e Cantareira, os dois maiores reservatórios para abastecimento urbano na região. As atividades que dependiam de armazenamento de água, como irrigação e geração de energia hidrelétrica (esta, a principal fonte de energia no Brasil) também foram afetadas pela chamada “crise hídrica”.

Considerando-se os altos níveis de desmatamento histórico na região, a alta pressão sobre os recursos hídricos, a recente crise hídrica, assim como as iniciativas atuais de restauração florestal (como PACTO MATA ATLÂNTICA 2009; BRASIL 2017), o objetivo deste trabalho foi investigar a habilidade das florestas em tamponar os efeitos negativos da conversão de uso e cobertura do solo e das mudanças climáticas na quantidade e na qualidade da água nas bacias hidrográficas que abastecem a cidade de São Paulo. Neste estudo, pela primeira vez, avalia-se o potencial do reflorestamento como uma estratégia de gestão para melhorar a quantidade e a qualidade da água na RMSP de uma maneira espacialmente explícita. Os objetivos específicos foram medir parâmetros de quantidade e de qualidade da água hoje e em 2070 em três diferentes cenários de uso e cobertura do solo, variando de desmatamento *business as usual* até 100% de reflorestamento, com e sem mudanças climáticas.

# CAPÍTULO I – SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS, ÁGUA E FLORESTAS

## I.1. SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

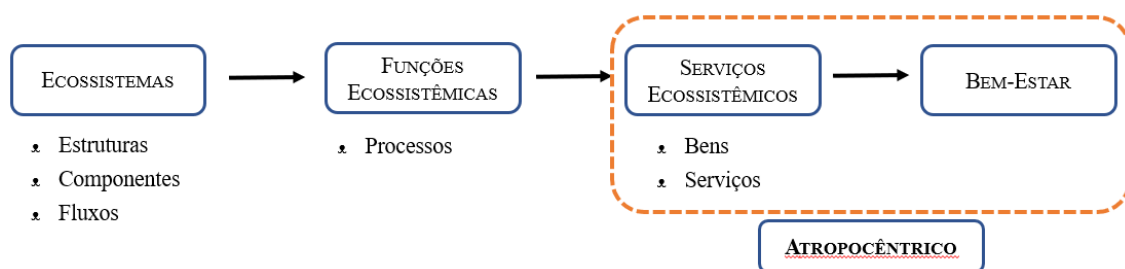
O termo “ecossistemas” se refere aos componentes biológicos (organismos) e abióticos (físicos e químicos) dos sistemas naturais, que estão ligados ao fluxo de energia e matéria, formando uma unidade funcional (MEA 2005, BEGON *et al.* 2006). Essa unidade funcional é um sistema dinâmico, e ainda assim estável, e é caracterizada pela interdependência dos seus componentes. Baseando-se nos seus aspectos predominantes, os ecossistemas podem ser, portanto, aquáticos (marinhos ou de água doce), costeiros, terrestres, campestres, florestais e ribeirinhos, entre outros. Os ecossistemas também podem ser classificados de acordo com a escala espacial — desde ecossistemas de desertos em escala continental, como o deserto do Saara, até o ecossistema aquático contido em bromélias-tanque. As interações e sinergias entre os componentes dos ecossistemas resulta nas funções ecossistêmicas, que são os processos físicos, químicos e biológicos que contribuem para o funcionamento interno e a automanutenção de um ecossistema (KING & MAZZOTTA 2000). Dessa maneira, as funções ecossistêmicas consistem essencialmente em *processos*.

Certas funções ecossistêmicas fornecem benefícios para a humanidade. Tais benefícios são bens (tangíveis) e serviços (intangíveis) que satisfazem as necessidades humanas, contribuindo direta ou indiretamente para o nosso bem-estar e atividades produtivas (DE GROOT *et al.* 2002). Uma vez que esses benefícios são dotados de utilidade e valor para as pessoas, eles são denominados *serviços* ecossistêmicos (MEA 2005, THE QUINTESSENCE CONSORTIUM 2016). Assim, a definição do conceito transita de definições biológicas para definições econômicas.

O termo “serviços *ambientais*” também é encontrado na literatura. Neste estudo, nós usamos o termo “serviços *ecossistêmicos*” para destacar que são as interações dentro dos ecossistemas a origem da produção e entrega desses serviços. Além disso, o termo escolhido dessa forma tem a vantagem de se referir tanto a bens quanto a serviços fornecidos pelos ecossistemas (CONSTANZA *et al.* 1997).

Enquanto as *funções* ocorrem “pelo bem” do próprio ecossistema, o conceito de *serviços* ecossistêmicos é inerentemente centrado no ser humano porque somos nós os agentes que atribuem valor às estruturas e processos ecológicos básicos (DE GROOT *et al.* 2002; **Figura 1**). Potencialmente, qualquer função ecossistêmica pode fornecer

benefícios para as pessoas, mas, uma vez que os serviços ecossistêmicos têm um valor econômico e/ou social, eles podem mudar no espaço e no tempo.



**Figura 1** - Representação esquemática dos conceitos básicos relacionados aos ecossistemas, às funções ecossistêmicas e aos serviços ecossistêmicos Adaptado de MAYNARD *et al.* (2010) e GUEDES & SEEHUSEN (2011).

As primeiras referências ao conceito de serviços ecossistêmicos datam da década de 1970 (GÓMEZ-BAGGETHUN *et al.* 2010), mas somente recentemente que a questão se tornou alvo de inúmeras pesquisas e publicações. A popularidade do termo é dupla — não somente é útil, já que evidencia a dependência da sociedade em relação aos sistemas naturais (BALVANERA *et al.* 2012), como também presume que a provisão de serviços ecossistêmicos requer a conservação desses sistemas (DAILY *et al.* 2009).

Mais recentemente, surgiu o conceito de “contribuição da natureza para as pessoas” (do inglês, *nature's contributions to people*). Apesar de ser baseado no conceito de serviços ecossistêmicos do MEA (2005), esse conceito reconhece o papel central que a cultura exerce na definição de todas as ligações entre a natureza e os seres humanos, além de valorizar o conhecimento local e nativo em compreender essas ligações (Diaz *et al.* 2018). Este novo conceito vem substituindo o conceito de serviços ecossistêmicos nas ciências sociais, além de assumir relevância nas Ciências Naturais e da Terra. Ademais, importantes fóruns internacionais, como o *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* – IPBES e o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (do inglês, *Intergovernmental Panel on Climate Change* – IPCC), vêm adotando este conceito.

Alguns estudos sobre serviços ecossistêmicos levam em consideração somente ecossistemas naturais ou seminaturais (e.g., DE GROOT *et al.* 2002, PETTER *et al.* 2012). Em uma avaliação na região sudeste de Queensland, Austrália, assumiu-se que esses ecossistemas sejam os fornecedores primários de *inputs* para a economia, e que eles têm maior relevância biológica do que os ecossistemas degradados (SEQ FRAMEWORK 2016). Indo além, os autores argumentam que, porque os sistemas naturais são



autorregulados, eles têm maior potencial de fornecer serviços ecossistêmicos com mínima interferência humana. Por outro lado, alguns autores (e.g., MEA 2005) incluem qualquer tipo de ecossistema em suas avaliações, desde os naturais até os modificados. De fato, um ecossistema que é manejado para a extração de produtos vegetais pode ser mais eficiente em fornecer serviços ecossistêmicos (i.e., para esse propósito em particular) do que um natural (i.e., não manejado). Apesar disso, devemos manter em mente que os ecossistemas naturais são de importância primária para as atividades humanas e, assim, deles precisamos para nossa existência e bem-estar. Os dois tipos de ecossistema interagem entre si, mas os ecossistemas modificados precisam dos naturais até certo grau, especialmente porque estes últimos mantêm maior integridade de estruturas e de processos e, conseqüentemente, de serviços ecossistêmicos (DE GROOT *et al.* 2002).

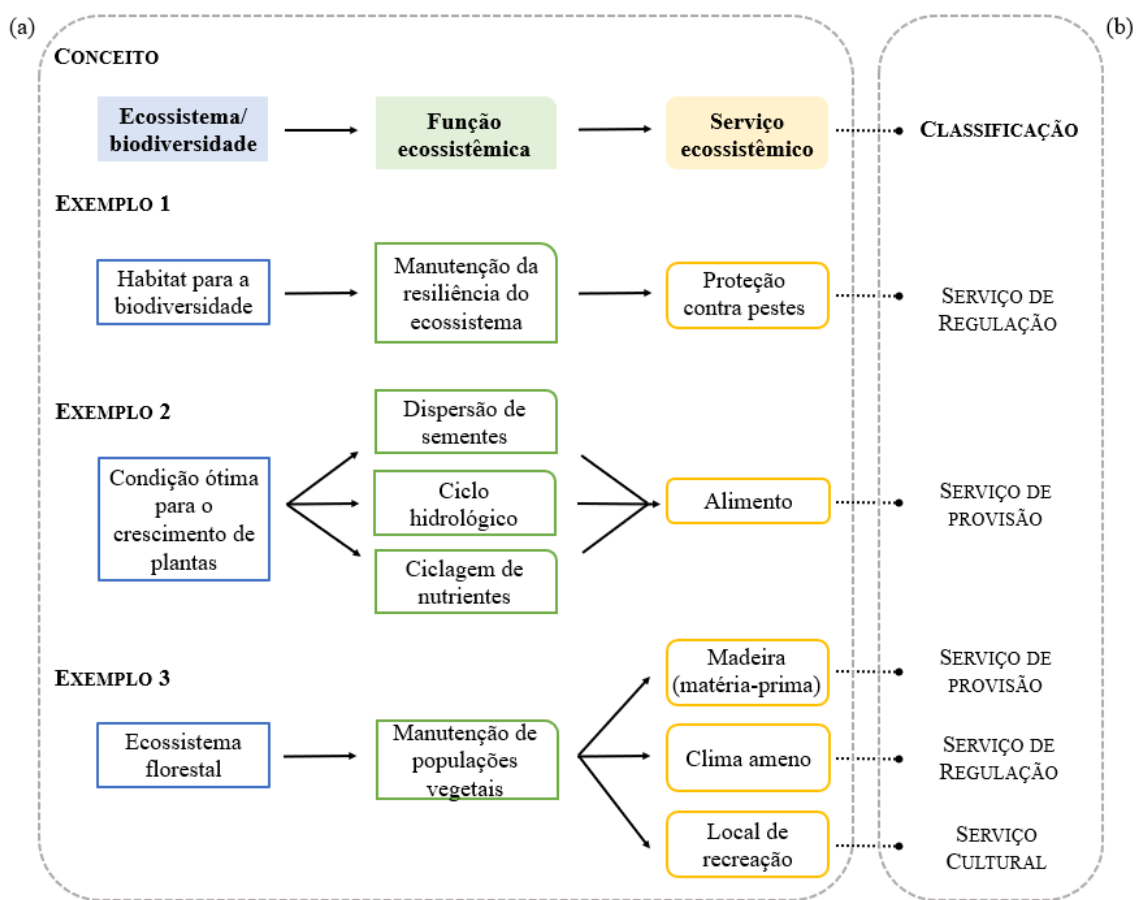
Diversas são as tentativas de classificar os serviços ecossistêmicos. Uma das mais bem conhecidas foi desenvolvida pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio (do inglês, *Millennium Ecosystem Assessment*, MEA 2005), que avaliou as conseqüências das mudanças pelas quais os ecossistemas são submetidos para o bem-estar humano, e estabeleceu a base científica para as ações necessárias para a conservação e, também, para o uso sustentável dos ecossistemas e dos serviços que eles provêm. O MEA foi realizado considerando não somente as necessidades da administração pública, mas também as das partes interessadas, como os povos nativos, os negócios, o setor de saúde e organizações não governamentais (ONGs). A classificação do MEA é frequentemente adotada e agrupa os serviços ecossistêmicos em quatro categorias primárias (**Figura 2**):

1. Serviços de Provisão: provisão de bens (ou produtos) obtidos dos ecossistemas, como alimento, água doce, madeira, fibra e combustível;
2. Serviços de Regulação: benefícios obtidos dos processos ecossistêmicos que regulam as condições ambientais, como sequestro e reservatório de carbono atmosférico, controle de enchentes, purificação do ar e da água, regulação do clima, controle de pestes e doenças, e tratamento de esgoto;
3. Serviços Culturais: benefícios não materiais, como recreacionais, estéticos e espirituais;
4. Serviços de Suporte: serviços essenciais necessários para a produção de todos os demais serviços ecossistêmicos, como a formação de solo, fotossíntese e ciclagem de nutrientes.

MEA (2005) sustenta que esta última categoria difere das demais porque seus impactos nos seres humanos são frequentemente indiretos e/ou ocorrem em longas

escalas de tempo, ao passo que quaisquer alterações nos serviços ecossistêmicos enquadrados nas outras categorias têm impactos mais diretos e de curto prazo nas pessoas.

As funções do ecossistema são interativas e sinérgicas (MAYNARD *et al.* 2010), de maneira que múltiplas funções ecossistêmicas podem contribuir para a produção de um serviço ecossistêmico, assim como uma única função pode contribuir para gerar mais de um serviço ecossistêmico. A **Figura 2a** mostra três funções ecossistêmicas que contribuem para a produção de alimento (Exemplo 2) e, de modo inverso, uma função que contribui para a produção de três serviços ecossistêmicos (Exemplo 3). Para cada exemplo é indicada a classificação do serviço ecossistêmico (**Figura 2b**).



**Figura 2** - (a) Exemplos de funções ecossistêmicas e os serviços ecossistêmicos a elas relacionados. (b) Classificação dos serviços ecossistêmicos de acordo com MEA (2005).

Os serviços oferecidos pelos sistemas ecológicos e os estoques de capital natural que os produzem são críticos ao funcionamento dos sistemas de suporte à vida na Terra (CONSTANZA *et al.* 1997). Conforme a relevante publicação do MEA (2005), ao longo das últimas seis décadas, as atividades humanas modificaram os ecossistemas de maneira sem precedentes, posto que foi de maneira rápida e extensiva, sendo a principal causa a

demanda crescente por alimento, água doce, madeira e combustível. Ainda segundo MEA (2005), apesar dos benefícios que as pessoas obtêm do desenvolvimento econômico em termos de bem-estar, nem todas as regiões e comunidades são favorecidas e, além disso, esse desenvolvimento foi alcançado às custas de perdas severas e da degradação dos ecossistemas e seus serviços, e através da exacerbação da pobreza e miséria para algumas comunidades. Esses problemas afetam, principalmente, as comunidades pobres e rurais, as quais representam um dos focos da ONU em seus acordos e ações. Além disso, essas comunidades são as que dependem de maneira mais direta dos serviços ecossistêmicos e, portanto, as mais vulneráveis a eventuais mudanças (MEA 2005). Adicionalmente, devido aos benefícios indiretos das funções de regulação, muitas conexões permanecem desconhecidas até que sejam perdidas ou ameaçadas (DE GROOT *et al.* 2002).

Análises globais revelam tendências desastrosas para a humanidade devido aos danos ambientais descritos acima. De acordo com MEA (2005), dois terços dos 24 serviços ecossistêmicos examinados estão sendo degradados ou usados de maneira não sustentável, incluindo água doce, recursos pesqueiros e purificação de água, além de comprometimento da regulação do clima e aumento da incidência de desastres naturais e pestes — quanto a estes três, tanto em escala local quanto regional. As ações antrópicas nos ecossistemas aumentam a probabilidade de que as alterações delas decorrentes apresentem padrões temporais não lineares, ou seja, que podem oscilar no tempo, uma vez que não apresentam um único sentido. Assim, podem ser abruptas e/ou aceleradas e, em última instância, irreversíveis, afetando o bem-estar humano (MEA 2005, ROCKSTRÖM *et al.* 2009). Essas alterações incluem a emergência de doenças, colapso da pesca e mudanças climáticas regionais.

As modificações ambientais ocorrem em uma escala de tempo que é frequentemente diferente daquela na qual os custos se tornam aparentes. Essa assincronia (ou *time lag*), que também é o resultado da complexidade das interações ecológicas, torna difícil identificar os danos e, conseqüentemente, as ações que devem ser tomadas (MEA 2005).

A maior parte das causas diretas das mudanças nos ecossistemas provavelmente não vai diminuir na primeira metade do século XXI e duas delas — as mudanças climáticas e carga excessiva de nutrientes — tendem a se tornar mais severas (MEA 2005). Por volta do ano de 2050, a degradação dos serviços ecossistêmicos pode piorar significativamente. Embora a população global deva se estabilizar em meados do século,

espera-se que o PIB global aumente entre três e seis vezes e, dessa maneira, a demanda sobre os serviços ecossistêmicos continuaria a aumentar (MEA 2005).

## **I.2. ÁGUA E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL**

A água no século XXI se tornou um fator primário para o desenvolvimento sustentável, para a erradicação da pobreza, e para reverter a degradação dos ecossistemas (ZALEWSKI 2010). A segurança hídrica, um importante serviço ecossistêmico, é uma pré-condição para se atingir o desenvolvimento social e econômico (ANA 2010). Um dos principais indicadores de qualidade de vida se refere ao consumo *per capita* de água pela população (SETTI *et al.* 2001).

No ano 2000, representantes de países-membro das Nações Unidas, frente a um cenário mundial de pobreza, conflitos e degradação ambiental, estabeleceram oito Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODMs; UNICEF 2016). Manter a integridade e a provisão dos serviços ecossistêmicos também é essencial para que os ODMs sejam alcançados. Na Declaração do Milênio das Nações Unidas, o ODM 7 “Garantir a Sustentabilidade Ambiental” estabelece que as nações deveriam reduzir pela metade, até 2015, a proporção de pessoas sem acesso sustentável à água potável. O indicador é a proporção da população que tem acesso sustentável a fontes confiáveis de água, seja em áreas urbanas ou rurais (MILLENNIUM PROJECT 2006). Durante a vigência do acordo, os objetivos relacionados à água foram considerados os mais difíceis de serem cumpridos pelos países signatários (IPEA/SPI 2010). A Convenção sobre Diversidade Biológica, da qual o Brasil é signatário, estabeleceu o ano de 2020 como o prazo para o cumprimento das Metas de Aichi (CBD 2016). Entre elas, está conservar até 2020, pelo menos, 17% de áreas terrestres e de águas continentais, e 10% de áreas marinhas e costeiras, especialmente áreas de especial importância para biodiversidade e serviços ecossistêmicos.

Em setembro de 2015, chefes de estado e governo se reuniram novamente para deliberar sobre novos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODSs) na Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável (ONU-BR 2015). Entre os 17 Objetivos, o “Objetivo 6. Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos” visa garantir, até 2030, o “acesso universal e equitativo a água potável e segura para todos”. Já o Objetivo 15 inclui “Proteger, recuperar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma sustentável as florestas”, e “até 2020, assegurar

a conservação, recuperação e uso sustentável de ecossistemas terrestres e de água doce interiores e seus serviços, em especial florestas, zonas úmidas, montanhas e terras áridas, em conformidade com as obrigações decorrentes dos acordos internacionais”. Até 2020, todos os países signatários devem proteger e restaurar ecossistemas que contribuem para a produção de água, incluindo montanhas e florestas. Além disso, ações urgentes devem ser tomadas pra combater as mudanças climáticas e seus impactos. Em relação aos ecossistemas terrestres, as ações devem visar à sua proteção, restauração e promoção do uso sustentável, juntamente com a gestão florestal integrada, combate à desertificação, além de debelar e reverter a degradação dos solos.

O Brasil já havia cumprido os ODMs no ano de 2012, quando a proporção de pessoas sem acesso à água potável era menor que a metade dos níveis de 1990 (IPEA/SPI 2014). O abastecimento de água depende de ações governamentais (como saneamento, condições de higiene e educação, construção de reservatórios e tratamento de esgoto). Entretanto, o foco deveria estar no ciclo da água, e os ecossistemas têm um papel crucial na provisão de água, tanto em aspectos de quantidade quanto de qualidade. Se eles forem degradados, o risco de redução na entrega de serviços ecossistêmicos (provisão de água e garantia de potabilidade) aumentará devido a episódios como escassez de água e degradação da qualidade de água.

A abordagem ecossistêmica se refere a uma estratégia de manejo integrado de terra, água e recursos vivos que promova conservação e uso sustentável de maneira equitativa (CBD 2014). Essa abordagem leva em consideração as características essenciais dos ecossistemas, ou seja, processos, funções e interações entre seus componentes. Essa característica é ressaltada pelas Metas de Aichi no que concerne às áreas a serem protegidas, que devem ser efetivamente e equitativamente manejadas, ecologicamente representativas e consistir em sistemas bem-conectados de áreas protegidas integradas a paisagens mais amplas (CBD 2016). Outra meta é restaurar e salvar “ecossistemas que fornecem serviços essenciais, incluindo serviços relacionados à água, e contribuir para a saúde, meios de subsistência e bem-estar.” Assim, a gestão baseada em ecossistemas é uma estratégia holística para o desenvolvimento sustentável que garante a manutenção de benefícios (WWAP 2015).

A adoção de metas relacionadas à água por organizações internacionais ressalta a importância desse recurso natural e suas múltiplas ameaças em todo o mundo. Essa adoção também veicula uma clara mensagem de que os formuladores de políticas públicas devem focar nessa crise iminente (UN-WATER 2014).

### I.3. PANORAMA DOS RECURSOS HÍDRICOS

#### I.3.1. A CRISE HÍDRICA GLOBAL

É amplamente conhecido que 70% da superfície do planeta é coberta pelos oceanos (KARMANN 2000). A maior parte da água, no entanto, não está prontamente disponível para o uso humano: 97% corresponde a água salgada nos oceanos e mares (SHIKLOMANOV & RODDA 2003). Dos 2,5% restantes de água doce, 70% estão em geleiras, neve permanente e no *permafrost*, e 30% estão na água subterrânea. No final das contas, somente 0,5% da água no planeta constitui água superficial, incluindo lagos, pântanos, rios, e a água atmosférica e biológica (SHIKLOMANOV & RODDA 2003).

A água é um recurso que, por sua natureza, circula por diferentes compartimentos e, devido ao ciclo hidrológico, é constantemente reabastecida (OKI & KANAE 2006). Quando o abastecimento de água é farto, ela é considerada um recurso abundante e um bem livre (SETTI *et al.* 2001), i.e., que pode ser produzido pela sociedade tanto quanto necessário, com pouco ou nenhum esforço (ECONOMICS HELP 2016), e pelo qual não é necessário pagar. No entanto a água nem sempre está disponível onde e quando o ser humano precisa, e fatores como o clima, mudanças sazonais, enchentes e secas contribuem para condições locais extremas (ANA/CEBDS 2009). Adicionalmente, uma grande proporção da água doce renovável não está, de fato, acessível às pessoas, simplesmente por estarem longe demais das áreas densamente povoadas (POSTEL *et al.* 1996). Portanto, não é surpreendente que a escassez hídrica é uma realidade em muitas partes do mundo (VELDKAMP *et al.* 2017) e representa uma das maiores preocupações ambientais do século XXI, em que se estabelece um cenário de crise hídrica (SRINIVASAN *et al.* 2012).

Um aspecto adicional é o conceito de “tragédia do bem comum” (do inglês, *the tragedy of the commons*; HARDIN 1968), que se refere ao uso insustentável dos recursos naturais que são de propriedade coletiva e/ou gratuitos. Neste sistema, a melhor estratégia individual é usar o recurso o mais rápido e intensamente possível, visto que outra pessoa (ou qualquer outro usuário) vai fazê-lo, gerando um uso predatório e insustentável. A princípio, essa situação representa um uso autocentrado e imprudente, que não considera as externalidades negativas; porém, mais cedo ou mais tarde, elas se tornam “internalidade” aos próprios agentes que causaram a chamada tragédia.

Os recursos hídricos estão ameaçados em um grau e extensão maiores do que jamais registrado na história humana (UNESCO 1997). A humanidade pode estar se aproximando dos limites globais de uso de água doce (ROCKSTRÖM *et al.* 2009). O cenário atual revela escassez real ou iminente de água em muitas partes do mundo (**Figura 3**, WWAP 2015) por diversas razões. Há uma demanda crescente por água<sup>1</sup> (SETTI *et al.* 2001) devido ao crescimento exponencial da população humana e dos padrões de consumo, e às mudanças no estilo de vida e ao desenvolvimento econômico e industrial (UNESCO 1997, BOS *et al.* 2005). A poluição, a contaminação (URIARTE *et al.* 2011, BAKKER 2012) e as retiradas (HADDELAND *et al.* 2014) são fatores que aumentam a pressão sobre esse recurso. As atividades humanas criam e exacerbam diversos impactos nos ecossistemas, tais como poluição, assoreamento e extração excessiva de água dos ecossistemas aquáticos, e alterações no ciclo hídrico através do desmatamento e da urbanização (UNESCO 1997).

Também é esperado que as mudanças climáticas tenham impactos sobre os recursos hídricos (IPCC 2013). A distribuição de água no tempo e no espaço é irregular. Mesmo que as mudanças climáticas possam acelerar os ciclos da água e, assim, aumentar os recursos de água doce renováveis disponíveis, as mudanças nos padrões sazonais podem contrabalançar isso e, eventualmente, aumentar a probabilidade de eventos extremos (OKI & KANAE 2006). Além disso, a degradação dos ecossistemas tende a aumentar o escoamento superficial, a erosão, a sedimentação e a poluição. As mudanças de uso do solo podem afetar o tempo de permanência e o particionamento da precipitação, isto é, as proporções da precipitação que se dividem entre escoamento superficial, umidade do solo, evaporação e água subterrânea. Múltiplas atividades relacionadas à urbanização — como a canalização dos cursos d'água (que encurta seu comprimento e elimina suas curvas naturais), redução das áreas de várzea e drenagem das zonas úmidas — causam alterações críticas nos padrões de fluxos d'água, nutrientes, sedimentos e poluentes. Todos esses processos, além de afetarem a integridade dos ecossistemas, comprometem a qualidade e a quantidade de águas interiores.

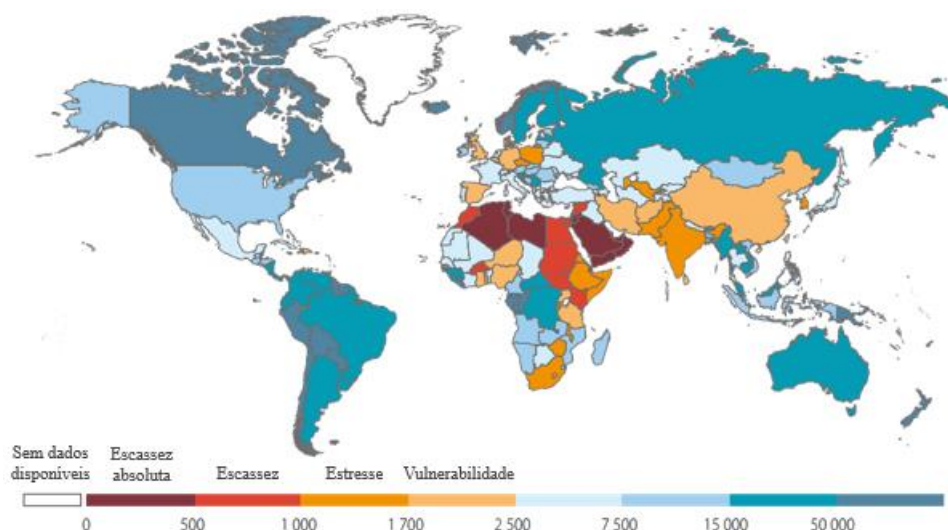
Os padrões atuais de uso da água são ineficientes e a possibilidade de reuso é negligenciada. Até 25% do uso global de água doce excede o suprimento acessível de longo prazo (MEA 2005) e transferências de água projetadas por obras de engenharia são

---

<sup>1</sup> Há dois tipos básicos de uso da água. O uso consuntivo ocorre quando a água é retirada do seu curso natural e somente uma parte retorna ao curso natural do rio (i.e., há perdas); o uso não consuntivo ocorre quando toda a água que é retirada volta para o curso de origem (SETTI *et al.*, 2001).

aplicadas para resolver os problemas relacionados ao uso não sustentável da água. No entanto, em alguns casos, tornam-se práticas ilícitas que afetam a sustentabilidade dos sistemas de águas interiores, alterando sua capacidade de fornecer serviços ecossistêmicos relacionados à água doce (BOS *et al.* 2005).

Devido à escassez crescente de água doce, emergem conflitos entre usos, nações e usuários (SETTI *et al.* 2001, THE MILLENNIUM PROJECT 2011). Atualmente, cerca de dois bilhões de pessoas vivem em áreas onde a água é escassa (BOS *et al.* 2006, OKI & KANAE 2006) e 650 milhões de pessoas vive sem água potável (WATERAID 2016). Dada sua escassez e utilidade, a água está cada vez mais sendo dotada de valor econômico e considerada um recurso finito e limitado que deve ser gerido como um bem econômico (SETTI *et al.* 2001).



**Figura 3** - Recursos hídricos renováveis totais *per capita* (m<sup>3</sup>). Fonte: Adaptado de WWAP (2015).

### **I.3.2. SITUAÇÃO HÍDRICA NO BRASIL**

O Brasil tem 14% da água doce superficial do mundo<sup>2</sup> (ANA/CEBDS 2009). Os brasileiros, no entanto, correspondem a somente 3% da população mundial<sup>3</sup>, e a disponibilidade total anual de água per capita é de 33.776 m<sup>3</sup>, quase 20 vezes o limiar de escassez de água de 1.700 m<sup>3</sup> por ano (IPEA/SPI 2010). No entanto, a distribuição da água é espacialmente heterogênea: embora 81% da água esteja na Amazônia, apenas 5%

<sup>2</sup> Essa porcentagem é de 18%, se considerarmos as contribuições de territórios estrangeiros (ANA/CEBDS 2009).

<sup>3</sup> A população é de ca. 7,7 bilhões de pessoas no mundo (WORLD POPULATION HISTORY 2019), e de quase 210 milhões no Brasil (IBGE 2018).



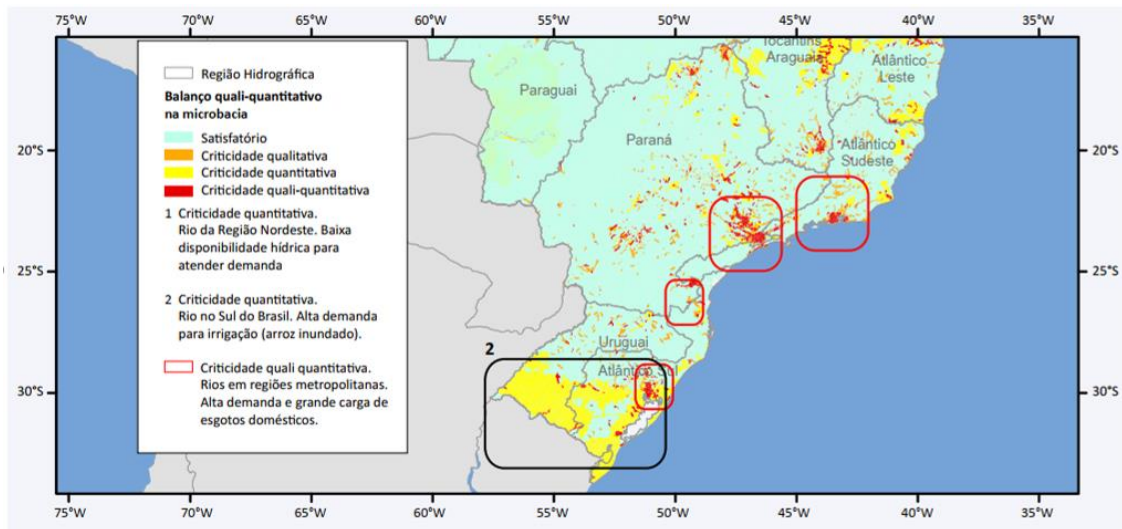
da população brasileira habita a região. Nessa região, a vazão média chega a 74.000 m<sup>3</sup>/s (ANA 2015a), enquanto no nordeste brasileiro é inferior a 100 m<sup>3</sup>/s. Assim, enquanto na Região Hidrográfica Amazônia a disponibilidade anual *per capita* é de mais de 500 mil m<sup>3</sup>, a vazão na Região Hidrográfica Nordeste é de 1.145m<sup>3</sup>, abaixo do limiar. A maior parte da população brasileira está concentrada na costa do Atlântico que, apesar de ter um clima tropical úmido, detém apenas 2,7% dos recursos hídricos porque as bacias são pequenas e os rios têm baixo fluxo médio (ANA 2010, 2015a).

Segundo a Agência Nacional de Águas, embora a maior parte da extensão dos rios esteja em boas condições, existem algumas seções classificadas como em situação “crítica” (ANA 2015a). Eles geralmente estão localizados em regiões metropolitanas devido à alta demanda por água e à descarga excessiva de efluentes em corpos d'água, predominantemente esgoto doméstico não tratado. A região sudeste compreende importantes trechos “críticos” (**Figura 4**) pertencentes aos rios federais e estaduais (ANA 2015b). Essa região tem a maior densidade urbana do país e inclui as duas cidades mais populosas e consumidoras de água do mundo: São Paulo e Rio de Janeiro. Esses trechos representam áreas de conflito devido ao abastecimento limitado e/ou disputas entre os usuários. Conseqüentemente, o abastecimento público de água está sendo ameaçado nas últimas décadas, e eventos extremos da seca podem agravar o problema.

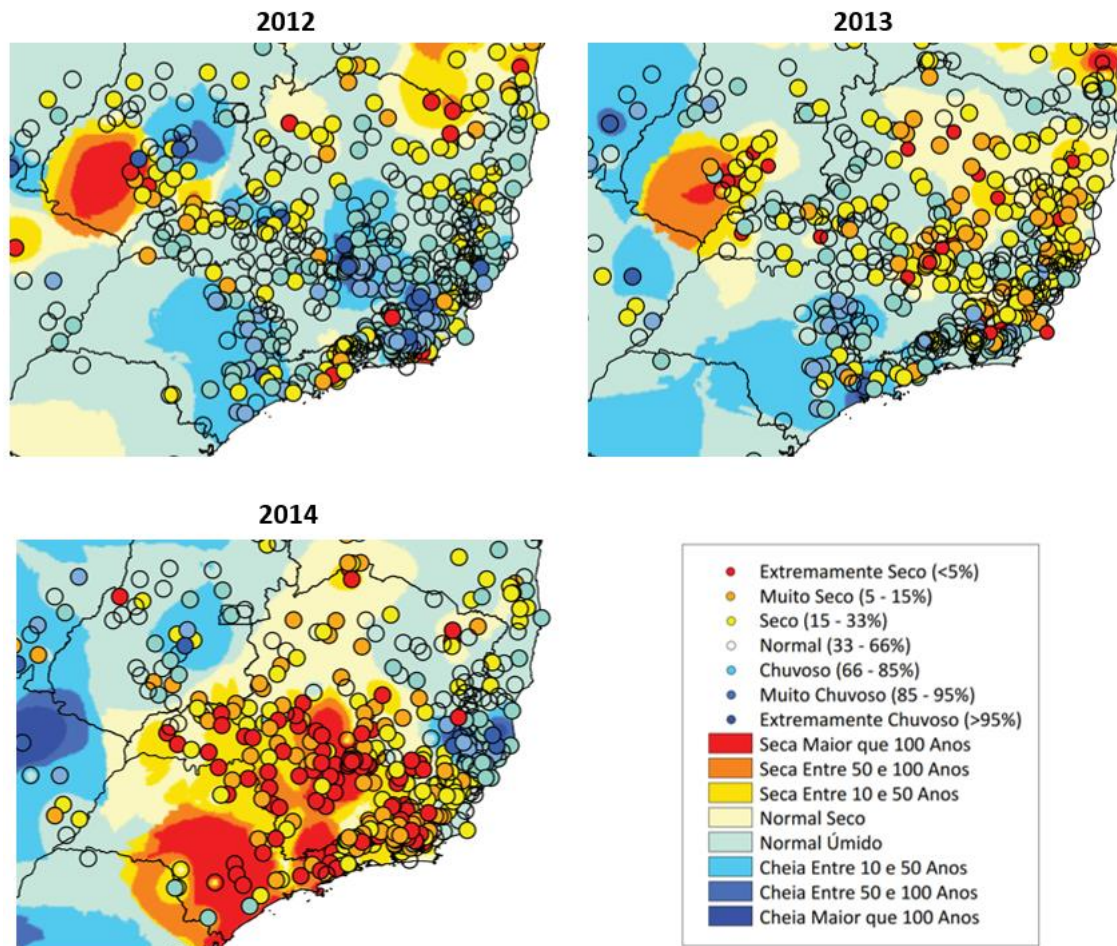
Desde outubro de 2013, a precipitação pluviométrica está bem abaixo dos níveis médios históricos na região sudeste, que vêm sofrendo uma diminuição gradual e intensa (ANA 2015b, **Figura 5**). Os níveis pluviométricos mensais vêm decrescendo em relação ao nível histórico mensal médio, com base em dados de monitoramento coletados desde 1930. De dezembro de 2013 a fevereiro de 2014, a precipitação foi reduzida em mais de 50% em cada um dos três meses em relação à média para o período 1961–2014 (PATTNAYAK *et al.* 2018). Assim, em 2014 foi deflagrada a seca severa no Sudeste, considerada não somente a pior desde 1930, como também classificada como um evento excepcional devido à probabilidade de sua ocorrência ser inferior a 1% (ANA 2015b, CERQUEIRA *et al.* 2015). Durante o evento de 2014/2015, foi necessário pela primeira vez recorrer às reservas ou “volume morto” (ou seja, a água que está localizada abaixo dos níveis operacionais) nos sistemas do Rio Paraíba do Sul e Cantareira, os dois maiores reservatórios de abastecimento urbano da região. As atividades que dependem do armazenamento de água, como a irrigação e a geração de energia hidrelétrica (a principal fonte de energia na matriz energética do país) também foram afetadas pela chamada “crise hídrica”. Assim, os desdobramentos desta crise prejudicam o bem-estar da população

quanto ao uso diário de água, além de aspectos econômicos da cidade. Fábricas tiveram suas atividades paralisadas (DEZEM 2014) e empresas deixaram de investir no estado de São Paulo (COSTA 2014, NICÁCIO 2015), ameaçando o crescimento do estado.

A população brasileira está enfrentando um aumento na demanda que não é acompanhado pelo aumento da oferta. As causas da crise hídrica são difíceis de detectar e não podem ser resumidas às chuvas (ANA 2015b). Outros fatores influenciam a disponibilidade de água de ambos os lados — tanto da oferta quanto da demanda. Muitas ações do governo dizem respeito à gestão da demanda, como descontos/sobretaxas para reduções/aumentos de consumo, aumento do preço da tarifa de água e campanhas educativas para o uso racional em diferentes setores (CERQUEIRA *et al.* 2015), entre outros. Do lado da oferta, a população pode se esforçar para evitar perdas nos sistemas de abastecimento de água, reutilizar a água, coletar água da chuva e reduzir a poluição dos corpos hídricos (CERQUEIRA *et al.* 2015). No entanto, essas medidas não parecem ter efeito e, de fato, o que se observa é um estado de escassez de água. Utilizar os recursos hídricos com consciência é uma premissa, mas, em última análise, o foco do gerenciamento de recursos hídricos deve estar na manutenção do fluxo hídrico e do ciclo hidrológico, no lugar de intervenções de engenharia (OKI & KANAE 2006). Um fator negligenciado que influencia a diminuição do abastecimento de água é a modificação da cobertura florestal e a consequente degradação do ecossistema.



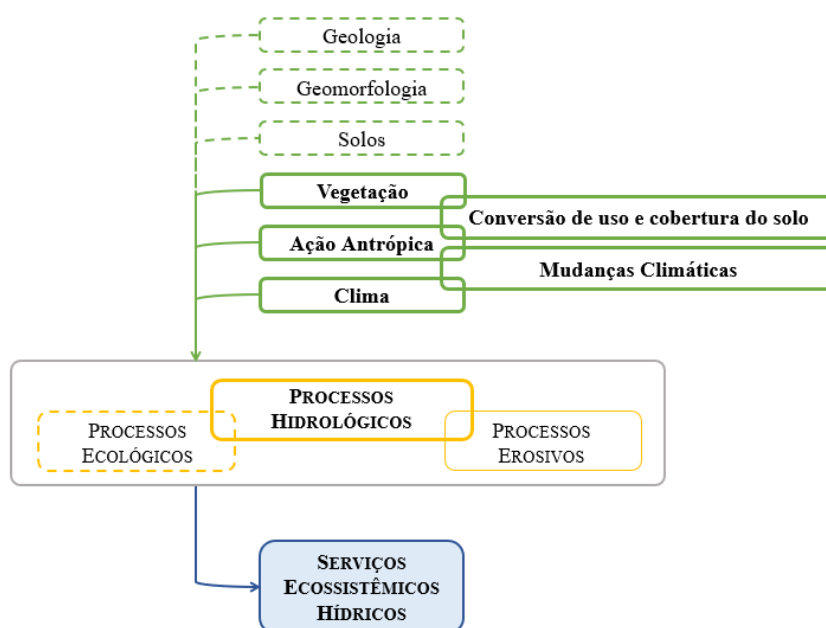
**Figura 4** - Balanço hídrico quali-quantitativo nas bacias hidrográficas brasileiras. Fonte: ANA (2015a).



**Figura 5** - Eventos de seca e enchente de 2012 a 2014. Os anos correspondem a anos hidrológicos, que vão de outubro do ano anterior a setembro do ano de referência. Fonte: ANA (2015b).

## I.4. MUDANÇAS GLOBAIS E RECURSOS HÍDRICOS

Em nível global, a cobertura do solo e as mudanças climáticas são dois grandes fatores de degradação dos recursos hídricos e, considerando-se que esses fatores são relativamente recentes, a hidrologia tradicional pode não ser suficiente para realizar a gestão sustentável dos recursos hídricos (CHEN *et al.* 2015). A **Figura 6** mostra os aspectos envolvidos na produção de serviços ecossistêmicos hídricos, destacando os abordados no presente estudo.



**Figura 6** – Sistema geo-hidroecológico (em amarelo) e seus fatores influentes (em verde) na geração de serviços ecossistêmicos hídricos (em azul), fator-alvo do presente estudo. Traços contínuos indicam os componentes abordados no presente estudo. Adaptado de NEGREIROS (2006).

### I.4.1. PERDAS DE FLORESTAS

As florestas têm um papel fundamental para a sociedade. Conforme descrito por CHANG (2013, p. 123, tradução livre):

As florestas existem na Terra há 350 milhões de anos; elas atingiram um pico entre 270 milhões e 220 milhões de anos atrás, durante o período geológico do Carbonífero [...]. Atualmente, as florestas cobrem cerca de 1/3 da superfície dos continentes. Elas são o tipo de comunidade vegetal mais distinto e fornecem muitos recursos e funções ambientais que excedem em muito os oferecidos por outros tipos de cobertura vegetal. Consequentemente, as florestas sempre tiveram um

papel vital na sobrevivência, desenvolvimento e crescimento da sociedade humana desde os tempos pré-históricos.

A interface entre água e cobertura do solo torna-se evidente se considerarmos os serviços ecossistêmicos de regulação, para os quais componentes como o solo e a atmosfera conectam o ciclo da água superficial de maneira complexa. Além disso, tem sido crescente a atenção no sentido de se entender da dinâmica biótica como um fator importante na circulação da água (CHEN *et al.* 2015)<sup>4</sup>.

A vegetação é um dos componentes mais importantes da biota, uma vez que seu *status* de conservação e sua conectividade determinam a manutenção dos serviços ecossistêmicos hídricos essenciais para a sobrevivência das populações humanas (MMA 2006). No entanto, as mudanças de uso e cobertura do solo pelos seres humanos podem levar a alterações significativas nos processos hidrológicos terrestres. Por exemplo, as conversões de cobertura vegetal natural para plantações aumentam o fluxo médio de uma bacia hidrográfica através da redução da evapotranspiração, e a conversão para áreas urbanas aumentam diversos parâmetros, como o volume de água, fluxos médio e máximo, erosão e acúmulo de sedimentos, além de causar a deterioração da qualidade da água (TUCCI 2007).

A Ecohidrologia é uma área recente da ciência que conecta os processos ecológicos e hidrológicos e, dessa maneira, considera a interação entre os recursos hídricos e ecossistemas, dos quais a cobertura vegetal é o principal componente, posto que tem um papel crucial no ciclo hidrológico (CHEN *et al.* 2015).

Por um lado, a água é fundamental para o crescimento da vegetação, e as variações temporais e espaciais da umidade do solo determinam a distribuição da vegetação (PORPORATO & RODRIGUEZ-ITURBE 2002). Por outro lado, enquanto subdisciplina da Hidrologia, a Ecohidrologia considera os processos ecológicos que ocorrem no ciclo hidrológico (RENNÓ & BORMA 2017). Ou seja, a vegetação é um importante compartimento do ciclo hidrológico, pois suas raízes absorvem água e as folhas transpiram (PORPORATO & RODRIGUEZ-ITURBE 2002). Além disso, a quantidade de água e sedimentos que atingem os corpos hídricos depende, entre outros fatores, da cobertura vegetal, e a vegetação ripária é um dos sistemas de amortização de água, sedimentos, nutrientes e contaminantes (RENNÓ & BORMA 2017). Por fim, a camada de serrapilheira melhora a rugosidade da superfície, aumenta a infiltração de água

---

<sup>4</sup> Conforme explicado acima, outros importantes fatores que regulam o fluxo d'água são as propriedades do solo e a permeabilidade dos tipos de uso do solo em áreas urbanas e industriais.

superficial, reduz os picos de fluxo e atrasa o escoamento superficial (NEARY *et al.* 2009, CHEN *et al.* 2015).

Os ecossistemas florestais estão associados aos maiores volumes de água doce no mundo (57% do escoamento superficial total), fornecendo suprimentos significativos de água renovável para as pessoas (MEA 2005). O dossel retém e redistribui a precipitação espacial e temporalmente, e as raízes promovem a infiltração de água no solo (COELHO-NETTO 1994). A vegetação ripária exerce as funções de retenção e filtragem de sedimentos, evitando o assoreamento dos rios. Ela tem um papel crucial no controle de eventos extremos, pois, devido à sua capacidade de armazenamento e retenção de água, aumenta a infiltração de água para a água subterrânea, atenuando as enchentes e os picos de fluxo (ALCÁNTARA-AYALA & GOUDIE 2010).

A taxa de fluxo de um manancial ou rio é o resultado da infiltração em toda a bacia hidrográfica (também conhecida como área de contribuição), e não somente nas áreas circundantes ou marginais. Assim, a área de toda a bacia requer a preservação do solo e sua cobertura vegetal, e a adoção de práticas que encorajam maior produção hídrica. Devido a essas características, a cobertura florestal é o principal aspecto que caracteriza e influencia o funcionamento das bacias hidrográficas (EGLER 2012) e, assim, a manutenção de grandes áreas de cobertura vegetal, a proteção da vegetação nativa remanescente e a recuperação de áreas desmatadas são práticas importantes (CERQUEIRA *et al.* 2015). Da mesma forma, entender a importância da preservação de porções específicas de vegetação, como a vegetação ripária, é essencial para garantir o fluxo d'água e, em última instância, diminuir o risco de eventos extremos futuros, como as secas na Região Sudeste do Brasil (NAZARENO & LAURANCE 2015). Essas práticas ganham notabilidade tendo em vista os níveis de desmatamento. Mais de metade da Região Sudeste do Brasil faz parte do domínio original do Bioma Mata Atlântica (IBGE/MMA 2004). Esse é o bioma mais ameaçado do país: os remanescentes florestais correspondem a ca. 28% de sua cobertura original (REZENDE *et al.* 2018).

A Ecohidrologia busca alcançar o uso sustentável da água e, conseqüentemente, reconciliar o potencial dos ecossistemas com os objetivos da sociedade (ZALEWSKI 2010). A Ecohidrologia foi desenvolvida dentro do arcabouço do Programa Hidrológico Internacional da UNESCO ligado à Gestão Integrada de Recursos Hídricos — GIRH (do inglês, *Integrated Water Resources Management* — IWRM; ZALEWSKI *et al.* 1997, ZALEWSKI 2010), que é uma nova proposta que reflete as necessidades de incorporar abordagens de diferentes disciplinas na gestão hídrica tradicional (SETTI *et al.* 2001,

CHEN *et al.* 2015). Dessa maneira — e seguindo as tendências recentes de gestão de bacias hidrográficas que apontam para uma abordagem ecossistêmica (EGLER 2012) — essa área da ciência tem como objetivo usar as propriedades dos ecossistemas como uma nova ferramenta de gestão para a GIRH com o objetivo de reverter a degradação e, em um sentido mais amplo, aumentar a oferta de serviços ecossistêmicos para a sociedade (ZALEWSKI 2000).

Apesar do título deste item ressaltar as perdas florestais em larga escala, diversas são as iniciativas e maneiras de proceder com o aumento de cobertura florestal. O reflorestamento é uma forma de promoção do restabelecimento da floresta através do plantio e/ou semeadura deliberada em solo que já era, anteriormente, classificado como floresta (FAO 2010). Ou seja, esse restabelecimento se dá após impactos, como incêndios ou desmatamento. Assim, o reflorestamento não afeta o tamanho da área total classificada originalmente (i.e., historicamente) como floresta em uma bacia hidrográfica ou um bioma, por exemplo. Essa definição se faz em oposição a “florestamento” ou “plantio de árvores” (do inglês, *afforestation*), que de acordo com a FAO (2010) é definida como o estabelecimento de florestas através do plantio e/ou semeadura em solo cuja cobertura não era, até então, classificada como floresta. Dessa maneira, *afforestation* implica o aumento da área florestada por meio da conversão de solo que não era originalmente coberto por floresta.

Já a restauração, conforme definida pela Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica (do inglês, *Society for Ecological Restoration*; SER 2004), é “uma atividade deliberada, que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema com respeito à sua saúde, integridade e sustentabilidade”. Ou seja, nota-se uma abordagem mais abrangente, pois, ao mencionar esses três últimos aspectos, faz relação com o restabelecimento de suas funções ecológicas. Ainda de acordo com a SER (2004), um ecossistema restaurado é autossustentável e, potencialmente, pode persistir indefinidamente sob as condições ambientais existentes, sendo resiliente a impactos sem que a intervenção humana seja necessária.

Existem dois tipos de restauração:

- Passiva – equivale à regeneração natural, que ocorre conforme o processo natural de sucessão ecológica (ou “crescimento secundário”).
- Ativa – a regeneração é promovida com intervenção humana, como semeadura e plantio de mudas.

#### I.4.2. MUDANÇAS CLIMÁTICAS

De acordo com evidências obtidas por meio de registros observacionais e projeções climáticas, outro fator que pode afetar direta e significativamente os recursos hídricos são as mudanças climáticas (BATES *et al.* 2008). Mudanças-chave no ciclo hidrológico em diferentes escalas estão associadas ao aumento da concentração de gases de efeito estufa na atmosfera e às mudanças no clima dele decorrentes (GOUDIE 2006). A água está envolvida em todos os compartimentos do sistema climático — atmosfera, hidrosfera, criosfera, superfície terrestre e biosfera — e, assim, pode ser impactada pelas mudanças climáticas por meio de variados mecanismos (BATES *et al.* 2008).

Uma das principais alterações decorrentes das mudanças climáticas no ciclo hidrológico são mudanças nos padrões de precipitação, tanto no que diz respeito à quantidade de água precipitada quanto à distribuição sazonal dos eventos de precipitação — sendo que este último inclui eventos extremos de secas e enchentes, assim como variabilidade interdecadal. Outra alteração possível é o aumento da evapotranspiração, levando à redução da umidade do solo e ao aumento do conteúdo de vapor d'água na atmosfera. Essa mesma redução de umidade do solo também pode acarretar mudanças no escoamento superficial (*runoff*).

Algumas das mudanças listadas acima também podem afetar a água subterrânea. A taxa de evapotranspiração varia consideravelmente, dependendo da temperatura e da umidade relativa, que influencia a quantidade de água disponível para reabastecer a água subterrânea (KONIKOW & KENDY 2005). Se a precipitação se tornar menos frequente, mas mais intensa, o escoamento superficial aumenta e a infiltração diminui e, se a isso se associar aumento da evapotranspiração e retirada de água para diferentes usos, como irrigação, a água subterrânea pode ser levada ao esgotamento (KONIKOW & KENDY 2005).

As projeções do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC 2007a), feitas por simulações de modelos climáticos, apontam para reduções da precipitação no século XXI em algumas regiões subtropicais e de latitudes inferiores, ao mesmo tempo em que incluem a possibilidade de ocorrência de eventos extremos em outras áreas. Temperaturas de água mais altas e mudanças em eventos extremos podem afetar a qualidade de água e exacerbar muitas formas de poluição hídrica. Mudanças na quantidade e qualidade da água devido às mudanças climáticas podem afetar a biodiversidade, a geração de energia, a disponibilidade de alimentos e a saúde, assim



como as práticas usuais de gestão hídrica. Apesar de as mudanças climáticas poderem ter efeitos locais e regionais positivos nos sistemas hídricos terrestres, pode-se esperar que os impactos negativos superem os benefícios (BATES *et al.* 2008).

Conforme declarado nos últimos relatórios do IPCC (CHRISTENSEN *et al.* 2013, MAGRIN *et al.* 2014), à medida que nos aproximarmos do ano 2100, a América do Sul irá encarar aumento da temperatura média de 4 °C (de 2 a 5 °C, RCP8.5<sup>5</sup>), especialmente no sudeste da Amazônia, e isso pode gerar aumento na frequência de dias e noites quentes, juntamente com diminuição da frequência de noites frescas. Projeta-se, também, que os padrões de precipitação vão variar geograficamente. Espera-se que a precipitação aumente em até 15% na porção tropical do continente (incluindo a região leste da Amazônia) durante a estação seca, i.e., de abril a setembro. As mesmas tendências são esperadas para a Região Nordeste do Brasil, com o agravante do aumento do número de dias secos consecutivos e da duração do período de seca. Por outro lado, é esperado um aumento dos eventos de precipitação forte em quase todo o continente, especialmente na Amazônia e porção sul do Brasil. Especificamente na Região Sudeste, serão observados aumentos da chuva (15-20%), incluindo aumentos em chuvas fortes e extremos de precipitação. Nesta região, a precipitação vai aumentar durante a estação chuvosa, i.e., de outubro a março. Assim, se essas tendências se confirmarem, no final do século XXI iremos testemunhar a desertificação do nordeste semiárido e a savanização da Amazônia, além de eventos extremos de enchentes devastadoras ao sul.

O efeito negativo das demandas crescentes por água — devido ao crescimento tanto populacional quanto de renda (e, conseqüentemente, do padrão de vida e, junto, do consumo *per capita*) — pode agravar as vulnerabilidades atualmente observadas em muitas regiões da América Latina, e os recursos hídricos provavelmente se tornarão mais escassos nessas regiões subtropicais, especialmente à medida que as mudanças climáticas se intensificarem (CLIMATE INSTITUTE 2007, BATES *et al.* 2008). Assim sendo, muitas bacias hidrográficas que já sofrem com estresse hídrico podem passar por condições ainda mais secas.

Outra maneira de as mudanças climáticas afetarem os recursos hídricos é através de sua interação com as florestas, a qual nem sempre é levada em consideração (BURT *et al.* 2015). A vegetação forma um tripé nessa relação entre a água e o clima. No que diz

---

<sup>5</sup> Os RCPs são as Trajetórias Representativas de Concentração (do inglês, *Representative Concentration Pathways*). Os números que acompanham a sigla (e.g., 2.6, 4.5 e 8.5) representam estimativas de emissões humanas de gases de efeito estufa, considerando-se todas as fontes, acumuladas no ano de 2100 (IPCC 2014b).

respeito à sua relação com o clima, ambos estabelecem uma interação bidirecional em grandes escalas geográficas: o clima é um dos fatores determinantes da existência e distribuição geográfica de florestas, ao mesmo tempo em que as florestas são parte do sistema climático (COSTA 2005, NOBRE 2014).

CHANG (2013) afirma que, no que diz respeito ao estado e às propriedades da atmosfera próximo à superfície da Terra, a vegetação tem um papel importante, pois, assim como a topografia, a água e o solo, ela caracteriza as condições da superfície terrestre. Este mesmo autor explica de que forma se dá a função climatológica das florestas (p. 136, tradução livre):

Essas condições [*da superfície da Terra*] modificam as trocas de água e energia entre a Terra e a atmosfera e afetam os padrões local e regional de circulação atmosférica. Isso é particularmente aplicável às florestas devido à sua altura, à densidade e à profundidade do dossel, e à cobertura proporcionada ao solo. A radiação solar é a maior fonte de energia que afeta o clima na Terra [*e sua*] incidência [...] sobre o dossel de uma floresta é maior do que em pastagens ou áreas de solo nu por causa da cor mais escura e maior rugosidade. Porém, somente uma fração da energia recebida é transmitida à superfície do solo. Por outro lado, no processo de transferência de calor, a emissão de radiação de ondas longas da superfície do solo de volta ao céu é reduzida devido ao efeito de blindagem do dossel e ao menor movimento do vento. Dessa maneira, as florestas podem fazer com que a radiação líquida<sup>6</sup> seja maior, e que a temperatura do ar e do solo sejam mais amenas no verão e mais mornas no inverno.

Mudanças na temperatura e precipitação podem acarretar mudanças na cobertura vegetal, um compartimento crucial do ciclo hidrológico e que já é alvo de desmatamento em nível global. Um caso particular são as florestas nebulares (do inglês, *cloud forests* ou *cloud affected forests*). Esse tipo de floresta é definido por STADTMÜLLER (1987) como “todas as florestas nos trópicos úmidos que se mantêm frequentemente cobertas por nuvens ou névoa e, assim, recebem mais umidade adicional do que chuva, através da captura e/ou condensação de gotas d’água (precipitação horizontal), o que influencia o regime hidrológico, entre outros parâmetros climáticos, edáficos e ecológicos”. Uma vez que sua ocorrência está fortemente ligada a aspectos geográficos e climáticos, esse tipo

---

<sup>6</sup> Isto é, radiação incidente menos a radiação que retorna (refletida).

de floresta é particularmente vulnerável ao aumento de temperaturas, de maneira que as mudanças climáticas têm forte potencial de afetá-las, mesmo com pequenos aumentos de temperatura.

A relação não linear entre florestas e o clima pode agravar os efeitos das mudanças climáticas antropogênicas sobre os recursos hídricos (BONAN 2008). Conseqüentemente, esses efeitos podem afetar o ciclo global da água através de mudanças não uniformes na precipitação, evaporação e umidade (BATES *et al.* 2008, IPCC 2013a), alterando o balanço hídrico e o escoamento superficial (*runoff*; NOBRE & MARENGO 2017). Ademais, o risco de incêndios também pode aumentar em muitas áreas (GOUDIE 2006, BATES *et al.* 2008). Assim, em última instância, esse cenário pode exacerbar as ameaças sobre a água.

No Brasil, a infraestrutura de recursos hídricos foi planejada com base em projeções de séries temporais estacionárias. A variabilidade climática (natural) e as mudanças climáticas (antropogênicas), entretanto, aumentam não somente a incerteza das projeções, como também a probabilidade de impactarem negativamente os recursos hídricos (TUCCI 2007).

### **I.4.3. O CASO DA CIDADE DE SÃO PAULO**

O estudo de caso deste trabalho foi feito nas bacias hidrográficas que abastecem a cidade de São Paulo, que é um bom exemplo de como os recursos hídricos podem ser afetados pelas mudanças globais, devido ao desmatamento e às influências tanto das mudanças quanto da variabilidade climática. São Paulo é a cidade mais populosa do Brasil (IBGE 2018) e uma das mais populosas do mundo (UN 2016; mais detalhes no **Capítulo III – Metodologia**). O estado de São Paulo perdeu 86% da cobertura florestal original (SOSMA/INPE 2018). A alta demanda por água, o excesso de lançamentos de efluentes (predominantemente esgoto doméstico sem tratamento) e os eventos de seca extrema comprometeram o suprimento de água nas últimas décadas (ANA 2015b). Na Região Metropolitana de São Paulo, a precipitação total vem aumentando desde 1961, o que aparentemente é explicado pelo aumento na frequência de dias chuvosos e muito chuvosos na região (NOBRE & MARENGO 2017). Ao mesmo tempo, a duração dos períodos secos também vem aumentando na região, isto é, os padrões de precipitação estão ficando mais irregulares, de maneira que eventos de chuva muito intensos se concentram em poucos dias, separados por longos períodos de clima

muito quente e seco (NOBRE & MARENGO 2017). Além disso, conforme apresentado na seção **I.3.2. Situação Hídrica no Brasil**, a Região Sudeste e, especificamente, a cidade de São Paulo, enfrentou o pior evento de seca desde a década de 30 (ANA 2015c), sendo necessário recorrer ao volume morto dos reservatórios de água do rio Paraíba do Sul e Cantareira, os dois maiores reservatórios de água de abastecimento urbano da região.

A precipitação em um determinado local é um fator que pode ser influenciado por processos que ocorrem a grandes distâncias. Por exemplo, a Floresta Amazônica contribui para a precipitação na Região Sudeste do Brasil. O vapor d'água atmosférico que abastece essa região a atinge, principalmente, nos meses de verão (de novembro a março; NOBRE 2014a). É nessa época que os chamados “rios voadores” emergem da Amazônia e atingem o Sudeste durante eventos em que a Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) ocorre. Assim, esses “rios de aéreos” trazem vapor d'água e precipitação essenciais às chuvas para toda a porção sul e sudeste do país, pois as frentes frias que vêm do sul do continente e chegam nessas regiões em outros períodos do ano são massas de ar com baixa umidade (NOBRE 2014b). Porém, no evento de seca no Sudeste do Brasil em 2013/2014, esse transporte de umidade da Amazônia para o Sudeste foi desviado para o Sul (PATtnAYAK *et al.* 2018).

Portanto, a cobertura florestal deficiente em São Paulo não pode ser apontada como a principal causa de seca no Sudeste. Porém, de acordo com NOBRE (2014b), se houvesse florestas nativas no Sudeste, o evento de seca não teria ocorrido em tais proporções. Ademais, aumentos da cobertura florestal poderiam não só tamponar os efeitos das anomalias meteorológicas observadas, como também aliviar os efeitos da seca, configurando-se, portanto, como uma opção tanto de mitigação quanto de adaptação.

Pesquisas recentes indicaram que o evento de seca de 2014/2015 não pode ser atribuído às mudanças climáticas (pois os padrões da temperatura da superfície do mar no Atlântico Sul e o estado atmosférico em grande escala a eles associado foram fatores importantes na ocorrência das anomalias de precipitação) e que o desmatamento da Amazônia e o aumento de gases de efeito estufa modificaram somente ligeiramente as anomalias na precipitação (PATtnAYAK *et al.* 2018). À época, já se considerava difícil fazer essa atribuição, pois a seca é um fenômeno de curto prazo, e as mudanças climáticas são um processo de longo prazo (MARENGO 2015). Ainda assim, a preocupação com as mudanças climáticas em nível global já era concreta (e crescente) e, se as temperaturas aumentarem, riscos hidrometeorológicos podem se tornar acentuados devido a mudanças no balanço entre precipitação e evaporação (OTTO *et al.* 2015). Ou seja, mesmo que as

causas individuais do fenômeno fossem processos naturais sobre os quais os seres humanos não têm controle, já era de conhecimento que o comportamento dos eventos extremos estava mudando (MARENGO 2015), de maneira que poderia exacerbar os efeitos de processos naturais. Conforme afirmam STAUDT *et al.* (2013), as mudanças climáticas trazem diversos estressores, como o aumento de secas e eventos extremos em determinadas regiões, e, além disso, as próprias mudanças climáticas podem afetar atributos de um determinado estressor ambiental, como o *timing*, a extensão espacial e a intensidade.

Alguns autores consideraram que o aumento da população e do consumo *per capita* associado ao aumento da renda são mais relevantes do que os fatores hidrometeorológicos para a crise hídrica observada em São Paulo (OTTO *et al.* 2015). Outros apontaram o uso ineficiente dos recursos hídricos, assim como a falta de investimento e de políticas públicas apropriadas ao setor (CERQUEIRA *et al.* 2015). Mais recentemente, NOBRE *et al.* (2016) ratificaram que o aumento populacional e o consumo de água aumentam a vulnerabilidade na região, e mesmo que as causas não sejam as mudanças climáticas, é mais provável que as temperaturas mais altas observadas durante o evento tenham afetado a gravidade da seca e exacerbado seus impactos na população.

O planejamento de recursos hídricos é baseado na projeção dos fatores que exercem influência sobre eles, e cujos dados, apesar de coletados no passado, são considerados estacionários dentro de um determinado intervalo de tempo no futuro. No entanto, alguns dados não são, de fato, estacionários devido a fatores (sejam naturais ou antrópicos, como modificações de uso e cobertura do solo) que trazem incertezas ou mesmo riscos ao planejamento (TUCCI 2007).

Além das interações das florestas com o clima e no tripé água-florestas-clima, é imprescindível mencionar sua contribuição na mitigação dos efeitos das mudanças climáticas. Um dos serviços ecossistêmicos mais apontados das florestas é seu papel na mitigação das mudanças climáticas através do sequestro e estoque de carbono (HALL & HOUSE 1994, FAO 2010, ELLISON *et al.* 2012). Além disso, representam um potencial de substituição de combustíveis fósseis por biomassa (HALL & HOUSE 1994, ELLISON *et al.* 2012). Por outro lado, espera-se que o desmatamento também impacte o clima. Segundo BATES *et al.* (2008), alguns estudos indicam que o desmatamento poderia

diminuir as temperaturas diurnas e aumentar a formação de nuvens na camada limite<sup>7</sup> devido ao aumento do albedo, da transpiração e das perdas de calor latente (apesar de esses resultados dependerem da conversão de uso e cobertura do solo).

## **I.5. LEGISLAÇÃO AMBIENTAL BRASILEIRA**

A Constituição Brasileira estabelece a proteção do meio ambiente, a prevenção de poluição e a preservação da fauna e da flora como uma responsabilidade compartilhada. Assim, todos os níveis de governo (municípios, estados, o Distrito Federal e o Governo Federal) são responsáveis por proteger e defender os recursos hídricos e seu suprimento. A Lei Suplementar nº 140 (BRASIL 2011) define padrões de cooperação entre entidades federais decorrentes da jurisdição ordinária em questões ambientais, em adição às ações administrativas de cada esfera.

O Brasil tem um arcabouço legal robusto no que se refere às florestas e à água. A Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH (lei nº 9.433; BRASIL 1997) visa assegurar a disponibilidade hídrica para as gerações atuais e futuras. Ela também defende o uso integrado e racional dos recursos hídricos, tendo em vista o desenvolvimento sustentável, e a prevenção e defesa contra eventos hidrológicos críticos (naturais ou induzidos pelos seres humanos). A PNRH (BRASIL 1997) reconhece que a água é um bem de domínio público, além de um recurso natural limitado, dotado de valor econômico, em alinhamento com o exposto na seção **I.4.1.** .

Em relação às questões administrativas e de gestão, a PNRH institui o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos – SNGRH. Um ponto notável da PNRH é o estabelecimento da bacia hidrográfica como unidade territorial de gestão dos recursos hídricos, ou seja, de implementação da PNRH e de operação do SNGRH. A Política também dá suporte ao estabelecimento de uma gestão descentralizada e participativa, que é responsabilidade do Conselho Nacional de Recursos Hídricos, da Agência Nacional de Águas – ANA, dos Conselhos de Recursos Hídricos dos Estados e do Distrito Federal, dos Comitês de Bacia Hidrográfica, entre outros organismos que integram o SNGRH.

A Política Nacional sobre Mudança do Clima – PNMC (lei nº 12.187; BRASIL 2009) recomenda os princípios de precaução, prevenção, participação dos cidadãos, desenvolvimento sustentável e responsabilidades comuns para reduzir os impactos da

---

<sup>7</sup> Do inglês, *boundary layer* ou *planetary boundary layer*, é a camada inferior da troposfera, que está em contato com a superfície da Terra (AMS 2019).

interferência antropogênica no sistema climático. O Bioma Mata Atlântica tem uma lei específica que inclui em seus objetivos salvaguardar o regime hídrico (BRASIL 2006). Uma lei digna de nota é a Lei de Proteção da Vegetação Nativa, também conhecida como Novo Código Florestal (lei nº 12.651; BRASIL 2012a), que regula a proteção das florestas e de qualquer forma de vegetação nativa, incluindo a preservação de recursos hídricos e a integridade do sistema climático. Ela também revoga o Código Florestal anterior (lei nº 4.771; BRASIL 1965).

Apesar de todo esse arcabouço legal, infelizmente há baixa aderência às regras estabelecidas por esses dispositivos legais (CERQUEIRA *et al.* 2015). Além disso, algumas mudanças feitas no antigo Código Florestal, de 1965, representaram um retrocesso em termos de preservação dos recursos hídricos. O Novo Código Florestal reduziu o tamanho das Áreas de Preservação Permanente (APPs) ao longo de rios, o que pode agravar crises de abastecimento de médio e longo prazos. De fato, apesar de ter mantido o mesmo conceito e a mesma medida (em metros), a nova lei estabelece que as APPs de cursos d'água são contadas desde a borda da calha do leito regular, e não a partir de nível máximo, o que traz uma mudança considerável. As várzeas, áreas onde a água transborda durante os períodos de cheia, são agora contadas como parte das APPs. Na prática, isso implica a redução de seu comprimento e, com ela, a da proteção dos cursos d'água. O Novo Código Florestal também excluiu as nascentes perenes e intermitentes como parte das APPs, o que resulta em menos proteção dos recursos hídricos associados a essas APPs.

O Código Florestal no Brasil também inclui as Reservas Legais (RLs), que são uma fração das propriedades rurais onde a cobertura vegetal não pode ser removida, mas que pode ser explorada em consonância com práticas de manejo florestal sustentável. O Novo Código Florestal determina que as APPs agora podem ser contabilizadas como parte da porcentagem reservada à RL, o que efetivamente reduz a quantidade total de vegetação que se exige que seja protegida dentro de propriedades rurais. Na esteira dessa redução, vem o prejuízo à proteção do solo, sua capacidade de infiltração e de proteção dos recursos hídricos. Além disso, as penalidades previstas para infrações anteriores a julho de 2008, incluindo a remoção irregular da vegetação em APPs e RLs, foram suspensas, eliminando a necessidade de recuperar essas áreas.

Apesar das modificações, o Novo Código Florestal ainda prevê importantes instrumentos econômicos que encorajam a manutenção da vegetação. Os proprietários de áreas florestais cuja proporção vá além do exigido em lei podem negociar esses títulos no

mercado financeiro. Esses títulos são conhecidos como Cotas de Reserva Ambiental – CRA e oferecem uma alternativa econômica para a preservação de milhões de hectares de vegetação nativa que poderiam, de outra forma, ser desmatados. Outro importante novo instrumento é o Cadastro Ambiental Rural – CAR, um registro eletrônico público nacional e obrigatório para todas as propriedades rurais. Este cadastro foi criado para integrar informações ambientais de propriedades rurais, incluindo imagens de sensoriamento remoto, criando um banco de dados para controle, monitoramento e combate à remoção de vegetação nativa, e para planejamento ambiental e econômico de áreas rurais. Por meio do CAR, o governo pode supervisionar e monitorar o progresso de cada propriedade rural em relação à preservação e restauração da floresta exigidas pela lei (apesar de representar outro ponto de baixa aderência). A lei também incentiva a regularização ambiental de propriedades rurais, por meio dos Programas de Regularização Ambiental – PRA, que devem ser implementados nos níveis federal e estadual. Através deste instrumento, o proprietário do imóvel pode ser convocado pelo órgão competente para assinar um termo de compromisso para o reflorestamento.

O Novo Código Florestal carece de regulamentação de alguns de seus instrumentos, como o pagamento por serviços ambientais. Este instrumento também contribuirá para a preservação ambiental e para a maior disponibilidade de água, reduzindo as causas e os efeitos de eventos futuros de crise hídrica. Não obstante, há um longo caminho a percorrer para que a lei seja cumprida e, portanto, considerada bem-sucedida.

## **I.6. OBJETIVOS**

### **I.6.1. OBJETIVO GERAL**

Considerando os altos níveis de desmatamento e as diversas iniciativas de restauração na Mata Atlântica, o objetivo deste trabalho é investigar a habilidade das florestas em melhorar os serviços ecossistêmicos hídricos e tamponar os impactos das mudanças climáticas na quantidade e qualidade de água nas bacias hidrográficas que abastecem a cidade de São Paulo.



## **I.6.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

A linha condutora do objetivo geral passa por cinco objetivos específicos e seus respectivos alvos, listados a seguir.

### **1. Avaliar modificações futuras nos serviços ecossistêmicos hídricos em função das mudanças de uso e cobertura do solo projetadas, de acordo com diferentes opções de políticas (intervenções) de gestão do uso do solo.**

**Meta:** elaborar mapas com dados espacializados dos serviços ecossistêmicos hídricos projetados para 2070, conforme cenários de desmatamento e reflorestamento.

### **2. Avaliar o efeito concomitante das mudanças de uso e cobertura do solo com as mudanças climáticas nos serviços ecossistêmicos hídricos.**

**Meta:** elaborar mapas com dados espacializados dos serviços ecossistêmicos hídricos em 2070 em cenários de desmatamento e reflorestamento, conforme a Meta 2, porém acoplando os efeitos das mudanças climáticas.

### **3. Discutir e propor soluções para tomada de decisão.**

**Meta:** baseando-se nos mapas e estatísticas produzidas de acordo com os objetivos anteriores, foram indicadas áreas críticas em que medidas de mitigação devem ser priorizadas, sugerindo-se ações apropriadas. Áreas não afetadas nas quais ações de conservação devem ser mantidas ou implementadas são designadas. Sempre que possível, as proposições e são relacionadas à criação de áreas protegidas, ao cumprimento da legislação e à restauração de áreas-chave.

## CAPÍTULO II – A RELAÇÃO ENTRE COBERTURA FLORESTAL E A QUANTIDADE E QUALIDADE DA ÁGUA

### II.1. FLORESTAS E QUANTIDADE DE ÁGUA

Atualmente há um grande debate quanto ao papel das florestas nos serviços ecossistêmicos hídricos, sobretudo acerca: (i) de seu papel hidrológico; de que forma a conversão de uso e cobertura do solo afeta os serviços ecossistêmicos hídricos; do efeito do desmatamento na quantidade de água disponível; da capacidade de o reflorestamento em recuperar os serviços ecossistêmicos de provisão de água e melhorar a produção de água superficial em uma bacia hidrográfica.

No âmbito do antigo debate sobre se as florestas aumentam ou não a quantidade de precipitação local, CHANG (2013), p. 136, diz que “Os mais conservadores defendem uma relação positiva entre a cobertura florestal e a quantidade de água, com base na maior precipitação em regiões florestais. Outros, baseados em princípios físicos, defendem que as florestas existem em função de chuvas abundantes, mas que não aumentam a quantidade de chuva na área.”

FILOSO *et al.* (2017) discutem que as florestas e o ciclo hidrológico estão ligados de maneira muito próxima, no sentido de que as florestas influenciam os fluxos hídricos, ao mesmo tempo em que dependem precisamente desses fluxos. A influência das florestas no ciclo hidrológico varia no espaço e no tempo, e o resultado é um sistema complexo e dinâmico.

Conforme apontado por CHANG (2013), a água continuamente muda seu estado em resposta a fatores físicos, como temperatura e pressão atmosférica, ou flui para novos locais devido à gravidade. Essas mudanças e movimentos ocorrem na atmosfera (precipitação), no solo (*runoff*) e na interface entre eles (evapotranspiração). Desse modo, esses são os três principais componentes do ciclo hidrológico, descritos brevemente abaixo.

## II.1.1. PRINCIPAIS PROCESSOS DO CICLO HIDROLÓGICO

### II.1.1.1. Evapotranspiração

A água é constantemente vaporizada para a atmosfera a partir de superfícies (CHANG 2013), e esse processo pode ocorrer de duas formas. A evaporação é um fenômeno puramente físico de mudança de estado físico da água, do líquido para o gasoso, e que ocorre sobre qualquer superfície terrestre. Já a transpiração é um fenômeno que também devolve a água para a atmosfera na forma gasosa (vapor d'água), porém se a superfície forem folhas ou cascas de troncos, e a água for conduzida pelas raízes, a vaporização denomina-se transpiração. Uma vez que a separação entre os dois fenômenos é difícil na prática, o termo “evapotranspiração” é mais comumente usado.

O volume de água que circula no ciclo hidrológico por esse processo pode chegar a cerca de 2/3 do volume precipitado em florestas tropicais (LEOPOLDO *et al.* 1995); por sua vez, no conjunto de evapotranspiração, a transpiração pode chegar a representar cerca de 85% do volume transformado em vapor em florestas tropicais (BACELLAR 2005).

A evapotranspiração é, portanto, o principal componente do ciclo hidrológico e sabe-se que influencia a disponibilidade regional de água; é um dos contribuintes de um dos principais parâmetros hídricos em ecossistemas terrestres: o balanço hídrico.

A taxa de evapotranspiração depende do porte da vegetação, de maneira que florestas têm maiores taxas do que vegetação de arbustos e herbáceas (BACELLAR 2005). Lembremos que, quando se fala de taxas de evaporação das florestas, isso se deve aos dois componentes desse fator:

- Evaporação – é maior em florestas porque este tipo de cobertura vegetal representa maior interceptação de água na superfície terrestre devido ao porte dos indivíduos arbóreos;
- Transpiração – devido ao uso fisiológico pelos indivíduos para nutrição, crescimento e manutenção.

A evapotranspiração depende, também, da taxa de crescimento de uma espécie vegetal, de maneira que quanto maior a taxa de crescimento maior a de evapotranspiração. Outro fator é a “identidade” da planta: algumas espécies têm maiores taxas intrínsecas de evapotranspiração do que outras. Os eucaliptos são exemplos de espécies que têm altas taxas por características intrínsecas e por terem crescimento rápido. O estágio sucessional

da floresta após um evento de perturbação também é um fator que influencia este componente: à medida que o tempo avança, a evapotranspiração total da floresta aumenta devido ao aumento do porte dos indivíduos arbóreos ao longo do tempo; porém, a *taxa* de evapotranspiração diminui, pois o crescimento se estabiliza. As espécies decíduas (i.e. que perdem suas folhas em determinada estação do ano) geralmente têm menor taxa de evapotranspiração do que as espécies não decíduas (ombrófilas; ELLISON *et al.* 2012), pois perdem sazonalmente suas “superfícies evaporativas”, as folhas.

#### **II.1.1.2. escoamento (*runoff*)**

O escoamento é uma porção da chuva que corre na superfície (escoamento superficial) ou no perfil do solo (escoamento de subsuperfície e escoamento subterrâneo) até atingir um curso d'água. Toda vez que a quantidade de chuva é maior que a capacidade de armazenamento da bacia hidrográfica, o escoamento é gerado (CHANG 2013). Na capacidade de armazenamento da bacia hidrográfica, incluem-se fatores como infiltração do solo (taxa e capacidade total), interceptação pelo dossel e pela serrapilheira, capacidade de armazenamento dos canais e a evapotranspiração, entre outros.

#### **II.1.1.3. Infiltração**

A infiltração se refere à entrada de água no solo e é resultado de um processo conjunto de capilaridade, gravidade e pressão do acúmulo de água na superfície (CHANG 2013). Além disso, é influenciada positivamente pela presença de espaços, como tocas de animais, túneis abertos pelas raízes, interstícios e macro e microporos. Quanto maior a saturação de água do solo, menor a taxa de infiltração.

#### **II.1.1.4. Interceptação, Atravessamento e Fluxo de Tronco**

A interceptação é o primeiro contato da água da chuva com a vegetação. Na copa das árvores, a água se acumula nas folhas, até a atingir sua capacidade de armazenamento. A partir desse ponto, a água extravasa esses locais de armazenamento, podendo pingar diretamente no solo (ou em outras camadas dos estratos inferiores), processo chamado de atravessamento, ou escorrer pelos troncos, ao que se denomina fluxo de tronco (COELHO-NETTO 1994).

## **II.1.2. “MAIS FLORESTA, MAIS ÁGUA”**

O senso comum associa as florestas tropicais a ambientes úmidos. Certamente, a presença de rios caudalosos, a perceptível alta umidade do ar, microclima ameno, maiores taxas de precipitação em regiões florestadas e a presença de organismos associados a ambientes úmidos, como musgos, contribuem para essa percepção. No entanto, o efeito das florestas na quantidade de água vai além dessa impressão, a começar pelo parâmetro hídrico avaliado. O efeito das florestas na precipitação, por exemplo, é considerado por muitos autores como controverso; mais especificamente os efeitos do desmatamento na precipitação, pois tanto resultados positivos quanto negativos são encontrados em diferentes estudos, dependendo das características da superfície terrestre e da vegetação (BATES *et al.* 2008). O item a seguir discute este ponto.

### **II.1.2.1. Princípios Físicos vs. Bióticos de Circulação Atmosférica de Umidade**

O ciclo hidrológico em escala global é bem conhecido: a água que evapora dos oceanos se acumula na forma de vapor d'água na atmosfera e esses “fluxos úmidos” precipitam nos continentes. Este é um processo geofísico. Por sua vez, toda a água na forma líquida presente nos continentes flui para os oceanos pela força da gravidade como escoamento superficial (*runoff*).

Porém, outros processos atuam compensando a inexorável tendência de os continentes perderem água para os oceanos. Primeiramente, as florestas são responsáveis tanto pelo acúmulo inicial de água nos continentes na escala de tempo geológica, quanto pela manutenção das reservas acumuladas de água nos períodos subsequentes (MAKARIEVA & GORSHKOV 2007). Adicionalmente, as florestas respondem por um importante mecanismo, a chamada bomba biótica, descrito em detalhes por MAKARIEVA & GORSHKOV (2007) e detalhado a seguir.

De acordo com o princípio dos movimentos atmosféricos de umidade, se os volumes de água evaporada (ou “fluxos evaporativos”) de duas áreas adjacentes são diferentes, os fluxos ascendentes (guiados pela força evaporativa<sup>8</sup>) também o serão. Essa desigualdade faz surgir entre essas áreas fluxos horizontais carregados de umidade, cujo movimento tem sentido da área com menor evaporação (ou menores “fluxos

---

<sup>8</sup> Força evaporativa é a força direcionada para cima (parte superior da atmosfera), produzida pela distribuição vertical de vapor d'água atmosférico, e que se associa à temperatura do ar. Ela causa a força ascendente das massas de ar, assim como a movimentação horizontal de ar das áreas com baixa evaporação para as com alta evaporação.

evaporativos”) para a área com maior evaporação. Como resultado, a precipitação reduz na área de menor evaporação e aumenta na área de maior evaporação, ou seja, na área que recebe esses fluxos horizontais. Note que: (i) o sentido dos fluxos horizontais é oposto ao gradiente de umidade<sup>9</sup> e, com isso, (ii) é possível que massas de ar úmido sejam levadas de áreas secas para áreas úmidas.

Dessa maneira, analisemos os fluxos entre oceano e continente (não necessariamente nesse sentido) em duas situações extremas: continentes desérticos e continentes florestados.

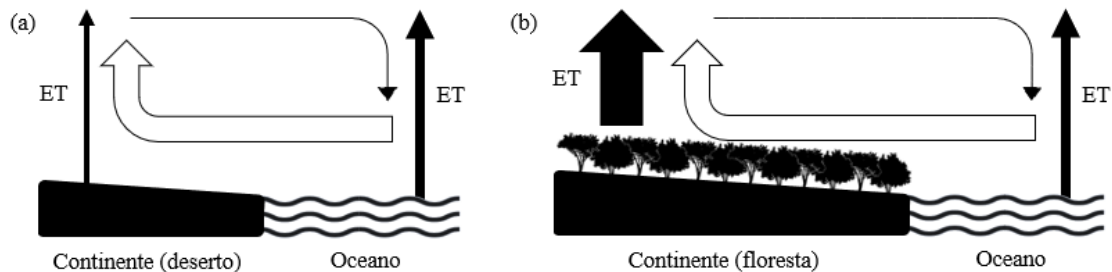
Em ambientes desérticos, há pouca água armazenada nos solos, e a vegetação é esparsa e com baixas taxas evaporativas. Assim, a evaporação continental é praticamente nula e os continentes exercem o papel das áreas de menor evaporação, conforme detalhado acima. Enquanto isso, nos oceanos, o volume de vapor d’água proveniente da evaporação é sempre expressivo. Assim, a força evaporativa é sempre maior em oceanos do que em desertos. Essa força determina o sentido continente  $\rightarrow$  oceano dos fluxos de ar úmido, pois faz o ar oceânico ascender e “suga” os fluxos de ar carregados de vapor d’água (ainda que pouco carregados) do deserto para o oceano, repondo as massas de ar que ascenderam sobre os oceanos (**Figura 7a**). Nessa situação de continente desértico, massas de ar movendo-se no sentido contrário (i.e., oceano  $\rightarrow$  continente) de fato ocorrem, porém nas camadas mais altas da atmosfera. Porém, essas camadas são pobres em umidade, de maneira que as massas de ar chegam secas aos continentes. Conclui-se que é exatamente a baixa evaporação dos desertos que os bloqueia de receber a umidade dos oceanos.

Já em continentes com cobertura florestal contínua, onde a evaporação pode ser muito maior do que nos oceanos, são gerados fluxos ascendentes intensos, os quais propiciam a entrada dos fluxos oceânicos carregados de umidade, estabelecendo-se, assim, o sentido oceano  $\rightarrow$  continente nas camadas atmosféricas mais baixas (**Figura 7b**). Quando os fluxos de ar que atingiram o continente ascendem, a umidade oceânica condensa e precipita sobre as florestas. Esses fluxos de ar que perderam umidade retornam para os oceanos na atmosfera superior. Notemos que essa explicação elucida e retifica um raciocínio comum de que é a força evaporativa continental (ou seja, são as altas taxas de evapotranspiração das florestas) que provoca as chuvas sobre esses ambientes. Na verdade, o processo é um pouco diferente: essa força evaporativa na

---

<sup>9</sup> Este sim é análogo a gradientes de concentração de solutos, cujo fluxo esperado é no sentido da maior concentração para a menor concentração.

verdade cria condições que permitem a entrada do vapor oceânico que proporciona altas taxas de precipitação (o que, inclusive, mantém a umidade alta ao longo do ano).



**Figura 7** - (a) Princípio físico e (b) princípio biótico (ou bomba biótica) de circulação atmosférica de umidade. Adaptado de MAKARIEVA & GORSHKOV (2007).

### II.1.2.2. Consequências para a Extensão das Florestas

Na ausência de controle biótico (ou seja, nos continentes sem cobertura florestal ou nos quais ela é baixa), a umidade declina exponencialmente à medida que os fluxos atmosféricos de massas de ar úmido adentram o continente. Nessa situação, o transporte de umidade dos oceanos para os continentes é capaz de manter a umidade necessária para o estabelecimento de florestas somente em estreitas faixas próximas ao litoral, da ordem de centenas de quilômetros de distância do corpo hídrico. As regiões mais afastadas da costa, que se situam além dessa estreita faixa (e que representam a maior proporção da área dos continentes), tendem a permanecer áridas, uma vez que não recebem os fluxos úmidos do oceano e, com isso, não “reabastecem” as perdas hídricas do escoamento superficial. Esse padrão é observado em locais como o norte da Austrália, o nordeste da China, o oeste da África e partes da Argentina e da América do Norte (MAKARIEVA & GORSHKOV 2007). Nestas regiões, onde o controle biótico do ciclo hidrológico é fraco ou ausente, observam-se ecossistemas de baixa produtividade, com baixo índice de área foliar, dossel aberto e/ou baixa cobertura vegetal (e.g. regiões semidesérticas, estepes, savanas e pradarias).

Por outro lado, nas áreas continentais cobertas por floresta, a umidade é igualmente alta tanto nas regiões mais afastadas do litoral quanto nas costeiras, por onde chegam os fluxos úmidos. Mecanismos puramente geofísicos (como os fluxos oceano → continente) não são capazes de explicar este padrão. Dessa maneira, torna-se necessário haver um mecanismo de transporte de umidade oceano → continente que seja controlado

pela biota. Esse padrão é observado nas bacias dos rios Amazonas (no Brasil, com 7,05 milhões de km<sup>2</sup>), Congo (África, 3,68 milhões de km<sup>2</sup>) e Yenisei (Rússia, 2,7 milhões de km<sup>2</sup>), onde se encontram os maiores remanescentes de florestas naturais do mundo (MAKARIEVA & GORSHKOV 2007).

Assim, a bomba biótica de umidade atmosférica aumenta a ordem de magnitude da penetração continental de massas de ar carregadas de umidade originárias dos oceanos de centenas para milhares de quilômetros. Compreende-se, agora, a caracterização da bomba biótica como um “fluxo ativo e reverso de umidade”: ativo, pois é regulado pela atividade biótica, e reverso, pois o sentido do fluxo é dos oceanos para os continentes, e não dos continentes para os oceanos.

Vale ressaltar que esse mecanismo tem algumas premissas: 1) a cobertura florestal deve ser grande, contínua e bem preservada, pois a força evaporativa das florestas (e, conseqüentemente, o fluxo de umidade oceano → continente) é proporcional ao número de árvores na floresta, ou seja, à área ocupada pela floresta; e 2) a cobertura florestal deve ter bordas extensas adjacentes a corpos hídricos de grande porte, como mares e oceanos.

### **II.1.2.3. Florestas como Produtoras de Água**

O senso comum enxerga as florestas como produtoras de água e, inclusive, diversos projetos em execução visam à produção de água através da promoção de ações de reflorestamento, ou seja, de conversão de outros tipos de cobertura vegetal para florestas. Muitos dos autores que defendem esse ponto de vista advogam que as altas taxas evapotranspirativas das florestas levam ao aumento da umidade atmosférica, aumentando a formação de nuvens e, com isso, promovendo o aumento da precipitação local. Esse *feedback* atmosférico positivo, em última instância, contribuiria para o aumento do balanço hídrico na bacia hidrográfica. Porém, antes de tudo, a *conversão* (i.e., desmatamento e reflorestamento) do uso e cobertura do solo confere uma situação diferente da abordada neste item, em termos de escala espaço-temporal. Primeiramente, há considerável diferença entre a escala de tempo em que as ações de conversão ocorrem, uma vez que o reflorestamento é um processo muito mais lento que o desmatamento devido ao tempo que as árvores levam para crescer e restabelecer suas funções ecológicas e os serviços ecossistêmicos associados. Ainda assim, a ordem de grandeza das escalas temporais de ambos os tipos de conversão é menor do que a escala de tempo geológica de existência das florestas.



As florestas nebulares (em inglês, denominadas *tropical montane cloud forests*) são um caso especial de cobertura florestal. Neste tipo de floresta, conforme explicado na seção **I.4.2. Mudanças Climáticas**, há uma contribuição significativa de água no *input* total do sistema através de outro processo: a precipitação horizontal, definida como a captura e/ou condensação de gotas d'água no dossel (STADTMÜLLER 1987). Uma vez que condensa, o vapor atmosférico atinge o solo da floresta através de gotejamento e/ou fluxo de tronco (BRUIJNZEEL 2004), podendo representar um aporte considerável de água no balanço hídrico (STADTMÜLLER 1987). Assim, conclui-se que (i) se a cobertura vegetal de uma área não é florestal, a entrada de *fog* não pode ser expressiva; e (ii) o desmatamento desse tipo de floresta contribui para a redução da entrada de água no sistema pela precipitação horizontal e, portanto, reduz a quantidade de água na bacia hidrográfica.

Outro parâmetro estudado no contexto do papel hidrológico das florestas é a regulação sazonal dos fluxos entre as estações seca e chuvosa. Em bacias com cobertura florestal, a capacidade de infiltração de água no solo geralmente é maior do que em bacias com cobertura herbácea, de maneira que durante a estação chuvosa a quantidade de escoamento superficial é menor. Durante a estação seca, com um maior volume de água no solo, o déficit hídrico na superfície é menor e, assim, a redução da precipitação tem menor impacto no sistema. MULLIGAN (2009) afirma que ecossistemas íntegros não protegem contra as enchentes mais destrutivas e que, para eventos “normais”, esses ecossistemas promovem maior fluxo de subsuperfície e, conseqüentemente, regimes de fluxos sazonalmente mais regulares quando comparados a coberturas vegetais menos íntegras e naturais (e.g., agricultura mal manejada). Assim, são mais prováveis os benefícios da regulação de fluxos sazonais oferecida por ecossistemas naturais do que em ambientes influenciados pelas atividades antrópicas, particularmente em ambientes altamente sazonais, onde os fluxos da estação seca representam uma restrição para o uso de água.

FILOSO *et al.* (2017) afirmam que a redução dos fluxos de pico, e a redução da magnitude e frequência de enchentes, são relativamente fáceis de se detectar, sendo considerados benefícios hidrológicos concretos da restauração florestal. Além disso, as autoras afirmam que esses benefícios, por sua vez, melhoram a integridade ecológica dos cursos d'água, especialmente em bacias hidrográficas em áreas bem desenvolvidas (i.e., urbanizadas). Para rios de pequeno porte, esse benefício é ainda mais relevante, pois são mais vulneráveis às mudanças de uso e cobertura do solo.

### II.1.3. “MAIS FLORESTA, MENOS ÁGUA”

A Hidrologia Florestal é um ramo da Hidrologia que argumenta que há uma relação inversa entre água e florestas: quanto maior a cobertura florestal, menor a quantidade de água na bacia hidrográfica. Conforme explicado por CHANG (2013), primeiramente, uma parcela da precipitação é retida no dossel devido à interceptação pela copa das árvores. O autor afirma que o efeito mais significativo das florestas na precipitação que chega à superfície da Terra é a interceptação pelo dossel, que reduz a quantidade de água que atinge o solo, pois fica retida e evapora antes mesmo de atingi-lo. Em segundo lugar, uma grande quantidade da água é devolvida à atmosfera pela transpiração através do sistema raízes-tronco-folhas. Por fim, o sistema radicular, a matéria orgânica do solo e a serrapilheira da superfície aumentam a infiltração e a capacidade de retenção de umidade do solo. A combinação desses três processos reduz o volume de *runoff* e aumenta seu tempo de ocorrência<sup>10</sup> (i.e., torna o processo mais lento), fazendo com que, por fim, a produção hídrica na bacia hidrográfica seja menor, comparada à de bacias com cobertura não florestal.

ELLISON *et al.* (2012), em uma revisão bibliográfica sobre o tema, apresentam um contraponto a essa linha de pensamento. Segundo os autores, o argumento de “mais florestas, menos água” tem como premissa a afirmação “As árvores *consomem* água”, de maneira que a evapotranspiração seria uma *perda* da bacia hidrográfica para a atmosfera. Assim, as florestas seriam competidoras com outros usos da água à jusante da bacia, como abastecimento humano e plantações, entre outros. Os autores denominam essa interpretação de “*demand-side thinking*” e defendem a alternativa “*supply-side school*”, segundo a qual os efeitos benéficos desse consumo seriam ignorados no *demand-side thinking*. Segundo essa escola de pensamento, a mesma evapotranspiração perdida para atmosfera na verdade a abastece com água na forma de vapor. Isso permite o transporte intercontinental de água, promove a formação de nuvens e a ocorrência de precipitação em todas as escalas, desde a local (porque aumenta a probabilidade de chuva nessa escala) até regional e global (porque regula o regime hídrico). Em última instância, o ciclo hidrológico (i.e., as taxas de circulação de água) é intensificado, aumentando a disponibilidade de recursos hídricos.

---

<sup>10</sup> Do inglês, *timing*, no sentido da ocorrência do evento um determinado intervalo de tempo. Por exemplo, questões de *timing* examinam se o aumento ou redução do volume de água ocorre em alguns meses ou ao longo de todo o ano (CHANG 2013).

Um argumento-chave em relação à revisão feita por ELLISON *et al.* (2012) é que o processo descrito não necessariamente contribui para o aumento da precipitação na mesma bacia hidrográfica (CHANG 2013), a não ser que a área ocupada tenha dimensões continentais (conforme apresentado no item **II.1.2.1. Princípios Físicos vs. Bióticos de Circulação Atmosférica de Umidade**). A circulação atmosférica faz com que a água que evapora em uma determinada bacia hidrográfica não necessariamente retorne para a mesma bacia na forma de precipitação, pois é transportada para outras regiões. E, particularmente em escalas geográficas menores, os padrões de precipitação em áreas florestadas podem ser explicados por outros fatores, como ocorrência de chuva orográfica e eventos cíclicos, como o El Niño, que causam alterações por meio de mecanismos outros que não a evapotranspiração, tornando esses padrões de precipitação altamente variáveis (BRUIJNZEEL 2004).

Geralmente, os estudos abordam a relação negativa entre cobertura florestal e água em situações de conversão de uso e cobertura do solo. Alguns estudos realizam comparações entre bacias hidrográficas florestadas e bacias com outro tipo de cobertura vegetal, como o estudo-referência de BOSCH & HEWLETT (1982), e outros realizam o acompanhamento de bacias que passaram pela conversão.

O desmatamento é o tipo de conversão mais frequente, visto que ocorre de maneira generalizada globalmente devido ao aumento populacional e às transformações dele decorrentes, como construção e expansão de rodovias, expansão de áreas urbanas e de agropecuária, entre outros. Assim, muitas vezes não é necessário que o tratamento (i.e., desmatamento) seja, de fato, conduzido pelos pesquisadores, facilitando os estudos. Em segundo lugar, o tempo que uma determinada área leva para ser desmatada é consideravelmente menor do que o tempo da conversão oposta — o reflorestamento — o que aumenta a viabilidade dos estudos.

Por outro lado, diversos estudos avaliam essa relação (mais floresta, menos água) através do outro tipo de conversão, o reflorestamento, sendo obtidos resultados de redução da quantidade de água com aumento da cobertura florestal (p. ex., FARLEY *et al.* 2005, FILOSO *et al.* 2017, HONDA & DURIGAN 2017). As florestas têm taxas de evapotranspiração relativamente altas em comparação com a maioria dos outros tipos de uso e cobertura do solo (CALDER 1998) e é por isso que, nesses ecossistemas, a produção de água geralmente diminui após a conversão de outras coberturas para florestas (FILOSO *et al.* 2017). Ou seja, a explicação dos resultados baseia-se no mesmo

mecanismo usado nos estudos de desmatamento: a evapotranspiração é o processo chave e seu aumento reduz a produção de água.

Do ponto de vista do novo tipo de uso e cobertura do solo após o desmatamento, são observadas alterações através de diversos processos, de acordo com o novo tipo de uso e cobertura. Assim, ocorre compactação do solo por uso de maquinário, sobrepastoreio, redução da atividade da macrofauna do solo e aumento da área ocupada por superfícies impermeáveis, como asfalto e residências. Essas alterações reduzem a infiltração da precipitação e favorecem o aumento do escoamento superficial, especialmente na época chuvosa, configurando situações de resposta rápida da bacia à precipitação. Ou seja, a chuva não reabastece o solo e a água subterrânea, ao mesmo tempo em que aumenta a probabilidade de eventos de enchente (BRUIJNZEEL 2004).

COSTA & PIRES (2010) encontraram que o desmatamento na Amazônia e no Cerrado fez com que a duração média da estação seca aumentasse um mês. Entretanto, cabe diferenciar dois processos diferentes a respeito do efeito do desmatamento: (i) no regime hídrico (precipitação) de uma região e (ii) nos parâmetros hídricos de quantidade de água em uma bacia hidrográfica, pois no primeiro caso a escala espacial determina o poder de influência do desmatamento na precipitação.

Os efeitos do desmatamento na quantidade de água são fortemente influenciados pelo tipo de uso e cobertura do solo que substitui a floresta, pois diferentes tipos de cobertura têm características diferentes, como taxa de evaporação e de crescimento. Além disso, outro fator importante na relação floresta e quantidade de água é a maneira como se procederá ao reflorestamento. Se a área desmatada for abandonada, ficando sujeita à sucessão ecológica (i.e., regeneração natural), o aumento da quantidade de água será mais acentuado nos primeiros anos, reduzindo com o passar do tempo. Se for feito plantio de mudas (restauração ativa), a escolha das espécies também determina os resultados hidrológicos (conforme abordado no item **II.1.1. Principais Processos do Ciclo Hidrológico**). No outro extremo, tipos de uso com grande extensão de áreas impermeáveis favorecem aumento no balanço hídrico na área, principalmente pelo aumento do escoamento superficial.

#### **II.1.4. ESCALA ESPACIAL**

O efeito da cobertura florestal na quantidade de água é dependente da escala. Em escalas regional e continental, a precipitação é afetada pela topografia (NESBITT &

ANDERS 2009), e mecanismos de *feedback* múltiplos e fortes ocorrem entre a floresta e outros compartimentos do ciclo hidrológico, afetando a circulação atmosférica e, dessa maneira, os padrões de precipitação (COSTA 2005, ELLISON *et al.* 2012). Esse padrão é explicado pelo processo da bomba biótica, descrito em detalhes no item **II.1.2.1. Princípios Físicos vs. Bióticos de Circulação Atmosférica de Umidade**, na qual a floresta Amazônica é um exemplo crucial. Ou seja, a relação negativa entre cobertura florestal e quantidade de água pode ser moderada ou mesmo revertida em escalas geográficas mais amplas.

Porém, na escala local, o fluxo d'água tende a aumentar após a remoção da floresta devido à redução na evapotranspiração feita pelas árvores (BRUIJNZEEL 2004, ELLISON *et al.* 2012, CHANG 2013). Como discutido anteriormente, muitos estudos mostram aumento no fluxo d'água após a remoção florestal, ou diminuição após reflorestamento (e.g., BOSCH & HEWLETT 1982, BRUIJNZEEL 1990, FILOSO *et al.* 2017). Assim, nessa escala, a remoção da água do solo para a atmosfera através da transpiração prevalece (BRUIJNZEEL 2004), e a probabilidade de que a conversão da floresta irá alterar a circulação atmosférica e os padrões de precipitação é baixa (COSTA 2005). Em última instância, é improvável que as mudanças de cobertura florestal afetem a chuva em uma mesma bacia hidrográfica porque a circulação atmosférica transporta o vapor d'água para longe, exceto em bacias muito extensas (HONDA & DURIGAN 2017).

Conforme apontado anteriormente, outro importante ponto de divergência entre os processos de desmatamento e reflorestamento é a escala temporal. A escala de tempo de desmatamento de uma área pode ser de um dia. Enquanto isso, a escala de reflorestamento é de anos, podendo chegar a décadas, não só a depender do tipo de floresta, como também considerando que as funções ecológicas do ecossistema (i.e., a recuperação da interação entre os componentes do sistema, tanto bióticos quanto abióticos) também devem ser recuperadas. Por isso, a meta-análise feita por FILOSO *et al.* (2017) indica que há uma influência potencial das escalas espacial e/ou temporal dos estudos nos resultados da expansão da cobertura florestal e dos projetos de restauração.

Ainda atrelada à escala temporal, a relação negativa entre cobertura florestal e produção de água não é linear. As taxas de evapotranspiração diminuem com a idade da floresta ao longo da sucessão ecológica (VAN DIJK & KEENAN 2007), de maneira que nos primeiros anos após o reflorestamento — ou seja, o período abrangido pela maioria dos estudos, que são curtos — a relação pode ser negativa, passando a ser positiva depois de anos, quando o “estado florestal” se estabelece, ou seja, as funções ecossistêmicas se

restabelecem, o porte máximo das árvores é atingido e o estado de clímax da sucessão ecológica é alcançado. Assim, o tempo desde que o reflorestamento foi implementado pode ter um papel importante para se determinar se, e quando, a restauração poderá aumentar a produção hídrica (FILOSO *et al.* 2017).

FILOSO *et al.* (2017), em uma revisão bibliográfica que investigou se a expansão da cobertura florestal pode melhorar a provisão de serviços ecossistêmicos hídricos, encontraram que essa relação é, em geral, negativa, mas que, quanto maior a escala temporal e espacial, menor a diminuição de produção hídrica entre a fase pré e a fase pós-restauração. Ou seja, apesar de não terem encontrado nenhum resultado positivo, de fato, a magnitude da redução de água com o reflorestamento diminui com o aumento da escala temporal de estudo. Essa pode ser, portanto, uma tendência temporal, corroborando com a ideia de que há uma diferença entre os padrões hídricos em florestas “estabelecidas” (ou seja, antigas, na escala de tempo de longo prazo) e em florestas em conversão (i.e., fruto de recuperação, reflorestamento, restauração ou outras ações que aumentem a cobertura).

No final das contas, as próprias autoras, apesar de pregarem que a cobertura florestal está inextricavelmente ligada positivamente à precipitação (e, conseqüentemente, ao aumento da quantidade de água em uma bacia hidrográfica), admitem que esse efeito benéfico é genérico (no sentido de ocorrer de maneira geral), sendo devido à intensificação do ciclo hidrológico e não ao aumento do retorno da água evapotranspirada, na forma líquida, na mesma bacia hidrográfica de onde ela saiu.

Dessa maneira, conforme os pontos apresentados neste item, as limitações da discussão do efeito do aumento da cobertura florestal podem ser resumidas a um fator principal: a escala — tanto temporal quanto espacial. Em suma, o uso do solo não somente anterior (histórico de uso) como também posterior à conversão influencia os resultados hidrológicos. Se, depois do desmatamento, a cobertura florestal se regenerar, inicialmente espera-se o aumento do balanço hídrico e posterior diminuição, e chances há de que o ecossistema restabelecido possa atingir um novo equilíbrio eco-hidrológico. Assim, é possível que os estudos que encontram uma relação negativa entre floresta e água, além de curtos demais, não explicitem o uso do solo posterior ao desmatamento. E, como a maior parte dos estudos é de curto prazo, pode haver um viés experimental, pois o padrão que emerge na literatura dominada por estudos curtos aponta para uma relação negativa.

## II.2. FLORESTAS E QUALIDADE DE ÁGUA

Se há controvérsia na relação entre floresta e quantidade de água, a relação entre floresta e qualidade da água é clara: as florestas oferecem água de melhor qualidade (MEA 2005, NEARY *et al.* 2009) do que outros tipos de uso do solo. Isso acontece seja devido à menor quantidade de aporte de poluentes, pela regulação da erosão do solo ou pela redução da carga de sedimentos (STOLTON & DUDLEY 2007). As características biológicas, químicas e físicas do solo florestal permitem que a água que dali escoar para os rios tenha alta qualidade (NEARY *et al.* 2009).

### II.2.1. NOVAMENTE, “MAIS FLORESTA, MAIS ÁGUA”

A primeira importante definição deste item é a respeito do conceito de disponibilidade de água em um novo contexto. No contexto da disponibilidade de água doce em nível global, que não é salgada e nem está nas geleiras, foi apresentado no item **I.3.1. A Crise Hídrica Global** e representa cerca de 0,5% do volume total do planeta. Porém, considerando-se esse percentual, a água disponível para uso pela população, especificamente para consumo, irrigação e pecuária, depende de diversos fatores que poderiam ser resumidos no acesso à água: seja porque está a curtas distâncias da população, seja porque está na forma líquida (e não “presa”, por exemplo, em geleiras), seja porque é potável (ANA 2017), não necessitando de tratamento. Assim, a disponibilidade de água não se trata de uma questão somente quantitativa. O balanço entre qualidade e quantidade de águas superficiais, como de rios e lagos, é um dos fatores que determinam sua disponibilidade para diversos usos, como abastecimento humano, recreação, produção de alimentos e industrial.

A qualidade da água superficial é condicionada por variáveis naturais relacionadas, como por exemplo, o regime de chuvas, escoamento superficial, geologia e cobertura vegetal, e por impactos antrópicos, como o lançamento de efluentes, provenientes de fontes pontuais e fontes difusas, e o manejo dos solos, entre outros (ANA 2017).

Em particular, conforme dito anteriormente, as florestas são o tipo de cobertura do solo que oferece a melhor qualidade de água. Uma das explicações para esse padrão está relacionada aos mesmos mecanismos que explicam a relação entre florestas e quantidade de água. O *runoff* carrega sedimentos e outros solutos para os rios. Assim, conforme explicado no item anterior, maiores coberturas florestais estão associadas à

maior infiltração, menores volumes de escoamento superficial e, com isso, menor erosão, menor volume de elementos carregados e, em última instância, menores sedimentação e assoreamento (MULLIGAN 2009). Além disso, o dossel e a serrapilheira atuam como uma proteção mais efetiva do impacto direto das gotas de chuva do que outros tipos de cobertura do solo, reduzindo o *splash* e selamento da superfície do solo, o que reduziria a infiltração e aumentaria o escoamento superficial (COELHO-NETTO 1994), acentuando o carreamento de elementos até os rios, comprometendo a qualidade da água.

No que diz respeito, portanto, à conversão de cobertura do solo, pode-se esperar que a restauração florestal aumente a qualidade de água (FILOSO *et al.* 2017). Além disso, a vegetação ciliar e a ripária agem como uma zona-tampão, filtrando contaminantes e evitando a erosão do solo (COELHO-NETTO 1994, ELLISON *et al.* 2012). Assim, essa faixa de vegetação reduz o transporte de nutrientes e sedimentos para rios e lagos, mitigando a piora da qualidade da água e o assoreamento de corpos hídricos.

A preservação da vegetação nativa em bacias hidrográficas florestadas está diretamente relacionada à manutenção dos serviços ecossistêmicos de purificação de água, sendo esse um de seus serviços mais tangíveis e valoráveis (POSTEL & THOMPSON 2005). Na literatura, a relação da cobertura florestal com a qualidade de água está mais bem estabelecida do que com a quantidade de água (p. ex. MULLIGAN 2009), de maneira que não somente a cobertura florestal apresenta melhores parâmetros de qualidade de água, como também o aumento da cobertura florestal melhora esses parâmetros.

Existem basicamente dois tipos de explicação para essa relação. A primeira explicação se relaciona à capacidade intrínseca de as florestas ativamente reterem sedimentos e contaminantes. Por outro lado, se uma área é coberta por florestas, exclui-se a possibilidade de outros tipos de uso, o que poderia envolver emissão de poluentes associados a áreas urbanas, e uso de contaminantes, como os petroquímicos, herbicidas, pesticidas, fertilizantes, entre outros, comuns em atividades agropecuárias (MULLIGAN 2009). Ou seja, em áreas protegidas e, especificamente, com cobertura florestal, usos do solo que implicam despejo ativo de contaminantes e poluentes são excluídos.

Assim, faz-se necessário diferenciar disponibilidade de água e quantidade de água. Disponibilidade de água deve ser interpretada não como sinônimo de alta quantidade de água. Água abundante, porém, de baixa qualidade, está na verdade indisponível para consumo imediato, uma vez que necessidade de tratamento prévio ao consumo. Assim, a disponibilidade pode ser interpretada como um balanço entre quantidade e qualidade.



Da mesma maneira que se espera que o reflorestamento melhore a qualidade da água, a conversão de florestas para outros usos, como plantações e pastagens, deve levar à degradação da qualidade dos recursos hídricos (NEARY *et al.* 2009).

## CAPÍTULO III – METODOLOGIA

### III.1. ÁREA DE ESTUDO

#### III.1.1. REGIÃO SUDESTE DO BRASIL

A Região Sudeste do Brasil compreende os estados do Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo. Essa é a região mais relevante do país em termos econômicos e, também, populacionais — abriga ca. 90 milhões de pessoas, o que equivale a cerca de 42% da população brasileira em somente 11% do território (IBGE 2018). Assim, a densidade populacional média é de 95 habitantes/Km<sup>2</sup>, bem acima da média nacional de 24 habitantes/Km<sup>2</sup> (IBGE 2018).

Devido à sua localização latitudinal, o Sudeste do Brasil é uma região de transição entre os climas quentes das latitudes baixas e os climas mesotérmicos do tipo temperado das latitudes médias (NIMER 1989). O clima é classificado como Tropical Brasil Central (IBGE 2002) e inclui regiões tropicais e temperadas, de acordo com Köppen-Geiger (PEEL *et al.* 2007).

A fitofisionomia predominante do Bioma Mata Atlântica é a floresta ombrófila, tanto densa quanto aberta, mas também se observam florestas sazonais e ecossistemas associados, como restingas manguezais e campos de altitude. É um bioma com alta biodiversidade e nível de endemismo (MYERS *et al.* 2000, JENKINS *et al.* 2015). No entanto, os sucessivos ciclos econômicos e a contínua expansão da população humana na região durante os últimos cinco séculos debilitaram severamente a integridade de seus ecossistemas naturais (SILVA & CASTELETTI 2005), levando a altos níveis de degradação e à perda de habitat, o que classifica a Mata Atlântica como um dos *hotspots* prioritários em nível global para a conservação da biodiversidade (MYERS *et al.* 2000). Originalmente, a Mata Atlântica cobria 100% dos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, 68% de São Paulo e 41% de Minas Gerais (IBGE/MMA 2004).

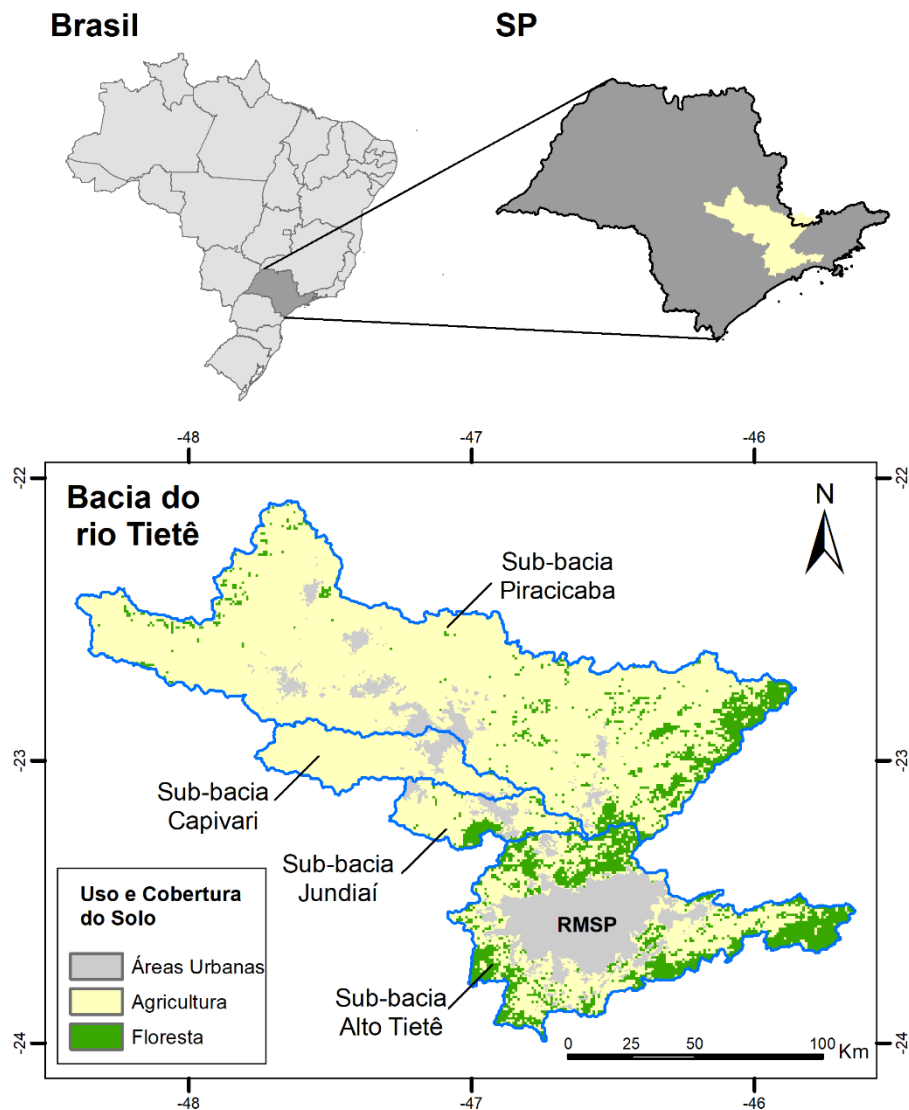
#### III.1.2. O ESTADO DE SÃO PAULO E A BACIA DO RIO TIETÊ

A área de estudo é a bacia hidrográfica Tietê (“bacia do rio Tietê”), localizada no estado de São Paulo, Região Sudeste do Brasil (**Figura 8**). São Paulo é o estado mais desenvolvido economicamente do país, responsável por 60% do Produto Interno Bruto

do Brasil (R\$ 1.985.359; SEADE 2018) e 22% da população humana (ca. 45 milhões de pessoas; IBGE 2018) em somente cerca de 3% do território brasileiro. A Região Metropolitana da Cidade de São Paulo (daqui em diante, referida como RMSP) está na bacia do rio Tietê e é a maior aglomeração urbana no hemisfério sul, e entre as maiores do mundo, com 21,6 milhões de habitantes (IBGE 2018). A bacia está na região hidrográfica Paraná (ANA 2015a), a área total é de ca. 21 mil Km<sup>2</sup>, com uma população humana de > 30 milhões de pessoas. É formada por quatro sub-bacias: Piracicaba (ca. 12.600 Km<sup>2</sup>), Capivari (ca. 1.600 Km<sup>2</sup>), Jundiá (ca. 1.100 Km<sup>2</sup>; essas três bacias costumam ser referidas como PCJ) e Alto Tietê (ca. 5.700 Km<sup>2</sup>; **Figura 8**). Parte da água da PCJ é desviada para a sub-bacia Alto Tietê através do Sistema Cantareira para abastecer de água mais de 9 milhões de pessoas na RMSP (TNC 2013). As áreas urbanas cobrem uma área de 2.850 Km<sup>2</sup> (ou 13% da área) e as áreas protegidas cobrem 10.900 Km<sup>2</sup> (somente cerca de 2% delas estão na categoria de Proteção Integral, de acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação; SNUC 2000). Importantes rios localizados em regiões metropolitanas, na bacia PCJ, Paraíba do Sul e Alto Tietê, apresentam trechos críticos em termos quali-quantitativos, conforme mencionado anteriormente no item **I.3. Panorama dos Recursos Hídricos**.

Originalmente, a maior parte da bacia do rio Tietê era coberta pelo Bioma Mata Atlântica, mas, devido às intensas atividades humanas, a região encontra-se nos dias atuais extremamente impactada. A Fundação SOS Mata Atlântica, em parceria com o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, estima que restem somente 12,4% da cobertura original no bioma inteiro e, para o estado de São Paulo, 13,7% (SOSMA/INPE 2018). A bacia do Alto Tietê tem um índice de urbanização de 99% (SSRH 2017), e diversos trechos de rios dentro da bacia do rio Tietê são considerados em condições críticas devido à grande demanda e alta carga de esgoto doméstico (ANA 2015b).

Os principais beneficiários dos serviços ecossistêmicos hídricos na bacia do rio Tietê são as mais de 21 milhões de pessoas que habitam a RMSP. O crescimento populacional projetado em meados do século XXI para a região levanta preocupações sobre a falta de acesso à água potável e a proliferação de vetores, levando ao aumento da incidência de doenças infecciosas e ao agravamento de questões de saúde pública (NOBRE *et al.* 2010).



**Figura 8** - Área de estudo. A bacia hidrográfica do rio Tietê localiza-se no estado de São Paulo (SP), Região Sudeste do Brasil. A bacia é composta por quatro sub-bacias (linha azul) que abastecem a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Fonte: mapa criado com dados de LEHNER & GRILL (2013) e IBGE (2014, 2016).

## III.2. ANÁLISES

### III.2.1. WATERWORLD POLICY SUPPORT SYSTEM

Para avaliar os efeitos das mudanças globais (conversão de uso e cobertura do solo e mudanças climáticas) nos serviços ecossistêmicos hídricos, foi utilizado o *software* WaterWorld Policy Support System v2.92 (daqui em diante, denominado WaterWorld; MULLIGAN 2013, 2015). A seguir, apresentam-se algumas de suas características gerais (MULLIGAN 2013, DYKES et al. 2015):

- Acesso online – esse programa é um sistema *online* (do inglês, *web-based software*<sup>11</sup>), acessado por meio de navegador de internet;
- Espacialmente explícito – os resultados são espacializados, ou seja, seus *outputs*, são mapas;
- Fisicamente baseado – o modelo busca representar os processos físicos observados no mundo real e seus parâmetros podem ser medidos em campo;
- Autoparametrizado (*self-parameterising*) – o modelo roda os cenários utilizando bases de dados fornecidas globalmente para todas as variáveis de mudanças globais (*input* do modelo) necessárias para que o usuário modele seus cenários (para este estudo, dados de clima e de uso e cobertura do solo). Ou seja, o programa representa um modelo hidrológico aplicável a qualquer lugar do globo terrestre.

O WaterWorld é um programa de suporte a políticas públicas e, portanto, tem como objetivo compreender os sistemas hidrológicos e os impactos humanos sobre eles. Como tal, é uma plataforma para testar a implementação de políticas e intervenções relacionadas ao uso e cobertura do solo e às mudanças climáticas, se seus efeitos nos recursos hídricos. O WaterWorld combina bases de dados com modelos espaciais para processos biofísicos e permite análises de variações no tempo.

### **III.2.1.1. Autoparametrização do Modelo – Bases de Dados Globais**

O WaterWorld (MULLIGAN 2015) utiliza múltiplas bases de dados, estando a maioria disponível *online*. O programa é um modelo autoparametrizado, i.e., roda os conjuntos de dados existentes fornecidos globalmente (DYKES *et al.* 2015). Uma das principais bases de dados contidas no WaterWorld é o SimTerra (MULLIGAN 2013), uma base completa que atualmente contém 413 variáveis ambientais. A maior parte dos dados é processada e produzida pela equipe do Policy Support Systems (PSS 2016), mas parte é reprocessada de outras fontes. Ele disponibiliza dados sobre a direção do vento na camada limite da atmosfera, áreas cultivadas, barragens, ganhos e perdas de cobertura florestal, elevação, lagos, direção de drenagem local, pastagens comuns e pastagens manejadas, frequência de nuvens, áreas urbanas, estradas, umidade relativa, temperatura do ar, velocidade do vento, cobertura do solo (herbácea, arbórea, solo nu), faixa de

---

<sup>11</sup> Ou seja, opera *online*, sem a necessidade de instalação no computador.

temperatura diária, precipitação média mensal, áreas protegidas e áreas úmidas (incluindo lagos, rios e reservatórios), entre outros.

A linha de base padrão do WaterWorld é modelada baseada em uma série temporal mensal de 1950 a 2000. Em escala global, há diversas bases de dados disponíveis. Bases de dados hidrológicos georreferenciados são fornecidas pelo HydroSHEDS (USGS 2016a), incluindo redes fluviais, limites de bacias hidrográficas, direção de drenagem e acúmulo de fluxos. Informações sobre solo estão disponíveis a partir do ISRIC World Soil Information (ISRIC 2016).

Dados de uso e cobertura do solo estão disponíveis a partir do Global Land Cover 2000 (GLC 2016). O Global Land Cover Facility (GLCF 2016) fornece dados de sensoriamento remoto por satélite e produtos sobre mudança de uso e cobertura do solo, incluindo áreas protegidas e águas interiores. O Conservation GeoPortal (CGP 2016) inclui uso do solo e áreas protegidas. A organização não governamental World Wildlife Fund (WWF 2016) compila dados sobre água doce e ecorregiões terrestres. O Natural World oferece mapas (vetorial e *raster*) sobre rodovias, rios, limites de cidades e fronteiras entre países, entre outros.

Quanto aos dados sobre clima, a base de dados WorldClim consiste em um conjunto de camadas sobre o clima global que pode ser usado para mapeamento e modelagem espacial (HIJMANS *et al.* 2004, 2005, WORLDCLIM 2016). Os dados climáticos fornecidos incluem temperatura máxima, mínima e média, e precipitação total em quatro resoluções espaciais (10', 5', 2.5' e 30''), além do mesmo conjunto de dados para cenários futuros de mudanças climáticas baseado no último Relatório do IPCC (CMIP5; TAYLOR *et al.* 2012). O CliMond fornece dados sobre clima e ferramentas de modelagem, sendo que o primeiro inclui superfícies interpoladas em 10' e 30' para cenários climáticos históricos e futuros, disponíveis como dados climáticos mensais (CLIMOND 2016). Dados sobre cenários atuais e futuros são fornecidos pelo Consortium for Spatial Information (processos de evapotranspiração e déficit de precipitação, elevação digital e balanço hídrico do solo; CGIAR-CSI 2016); dados passados, atuais e futuros são fornecidos pelo IPCC (2016) em uma resolução espacial de 50 km.

Imagens da superfície terrestre são fornecidas por: CLASS (NOAH 2016), LandSat (LANDSAT 2016, USGS 2016b), REVERB (NASA 2016a), GloVis (USGS 2016c), Earth Explorer (USGS 2016d), SPOT Images (AIRBUS DEFENSE & SPACE 2016), incluindo vegetação (SVP 2016), RapidEye (RAPIDEYE 2016), Digital Globe Images de alta resolução (DGI 2016), Envisat (ENVISAT 2016), GLOBCOVER (2016),

e AVHRR (USGS 2016e). Bases de dados sobre topografia podem ser acessadas através do Earth Resources Observation and Science (EROS 2016), incluindo Hidro1K – Elevation Derivative Database (resolução de 1 Km). A NASA (2016b) fornece Modelos de Elevação Digital (SRTM) e imagens de satélite (índice de vegetação MODIS). Por fim, para áreas protegidas, é utilizada a base do World Database on Protected Areas – WDPA (2016).

### III.2.2. MÉTODO DE MODELAGEM DE CENÁRIOS

#### III.2.2.1. Modelagem de Mudanças Globais

##### Mudança de Uso e Cobertura do Solo

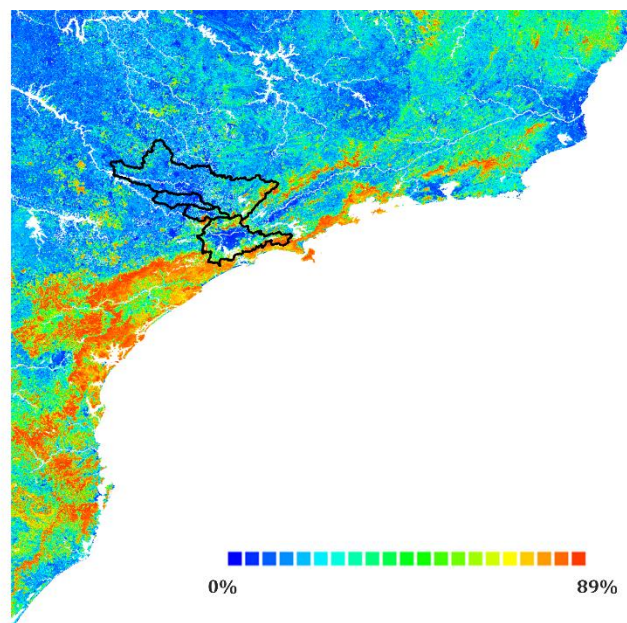
Para proceder com a análise do efeito das mudanças globais nos serviços ecossistêmicos hídricos no WaterWorld, a primeira etapa é gerar as informações espaciais (camadas de dados geoespaciais) do cenário atual (linha de base; **Figura 11**, em azul). A segunda etapa é modelar os cenários futuros com a forçante de conversão de uso e cobertura do solo. Por fim, na terceira etapa, são gerados os mapas com os resultados da influência das mudanças globais nos recursos hídricos, ou seja, os resultados hídricos, ou seja, cada parâmetro hidrológico (*output*) é mostrado em um mapa diferente. No caso de duas forçantes analisadas conjuntamente, como feito neste estudo (conversão de uso e cobertura do solo e mudanças climáticas), a linha de base incorpora os dados climáticos e, na segunda etapa, os dois tipos de cenários futuros são modelados e, em seguida, são acoplados para, então, serem obtidos os resultados hidrológicos correspondentes (**Figura 11**, em laranja).

No WaterWorld, os parâmetros básicos sobre uso e cobertura do solo se relacionam a três tipos funcionais de cobertura do solo baseados em suas propriedades estruturais, quais sejam: arbórea, herbácea e solo nu (TOWNSHEND 2011). Esses tipos de cobertura determinam as propriedades estruturais da vegetação que controlam a evapotranspiração (um dos principais processos do ciclo hidrológico, conforme mostrado no item **II.1.1. Principais Processos do Ciclo Hidrológico**) e as entradas de neblina (as quais impactam a quantidade de água) no sistema hidrológico estudado, representado pela bacia hidrográfica.



**Figura 9** – Etapas da modelagem no WaterWorld.

Dessa maneira, cada tipo de cobertura de solo é uma camada de dados geoespaciais que representa um *input* do modelo, e cada pixel tem uma porcentagem de cobertura. Por exemplo, a **Figura 10** mostra uma camada de cobertura florestal. Os *pixels* com cores frias (do azul ao verde) têm baixas porcentagens de cobertura vegetal, enquanto *pixels* com cores quentes têm altas coberturas (a cobertura máxima de um pixel no recorte espacial mostrado na **Figura 10** é de 89%). Com o *input* de todas as camadas, cada *pixel* será a combinação desses três tipos funcionais de cobertura do solo.



**Figura 10** - Exemplo de camada com dados geoespaciais de cobertura florestal no ambiente do o WaterWorld. A borda de cor preta indica a localização da bacia do rio Tietê com as divisões de suas sub-bacias.



Além da cobertura do solo, o WaterWorld classifica diversos tipos de uso do solo (e.g., pastagem, plantações, áreas urbanas e áreas protegidas) que impactam a entrada de contaminantes no sistema hidrológico e, assim, a qualidade da água (ver MULLIGAN 2013). A cada tipo de uso do solo é atribuída uma intensidade de uso. Por exemplo, práticas agrícolas têm intensidade de uso do solo menor do que mineração e maior do que áreas protegidas.

Para os cenários de desmatamento, o WaterWorld utiliza o modelo de uso do solo QUICKLUC (v2.1), uma ferramenta acoplada que projeta a magnitude de desmatamento no futuro baseado em taxas de desmatamento anuais atuais ou “taxas de referência” (2000-2012), de acordo com a base de dados do Global Forest Change – GFC (HANSEN *et al.* 2013). As taxas anuais atuais são calculadas para cada área administrativa regional definida pela FAO (2014), aumentando a acurácia da medida. Uma vez definidas as taxas, o programa define a distribuição espacial dos *pixels* sujeitos às regras de desmatamento. A partir do modelo espacial de desmatamento continuado (MULLIGAN 2015a), o QUICKLUC (v2.1) projeta novas áreas de desmatamento no futuro a partir de regras baseadas em distância (MULLIGAN 2015b), que são aplicadas em relação às chamadas “fronteiras de desmatamento”, ou seja, elementos na paisagem que representam locais a partir dos quais é mais provável o desmatamento se expandir, como áreas agrícolas, áreas já desmatadas e áreas em que inclinação do terreno é menor (MULLIGAN & BURKE 2005). Em seguida, aplica-se o nível de desmatamento desejado em cada *pixel* elegível às regras de desmatamento: desde 1 até 100%, este último equivalente ao corte raso. Por fim, deve-se definir a conversão de uso e cobertura do solo, ou seja, qual tipo de uso e cobertura do solo deverá substituir a cobertura anterior.

Já para a modelagem dos cenários de reflorestamento, primeiramente se definem regras de exclusão, ou seja, áreas em que as regras de reflorestamento não serão aplicadas, baseado em uma série de categorias – áreas urbanas, áreas protegidas, áreas com uma determinada inclinação topográfica, entre outras. Em seguida, é definido o nível de reflorestamento das áreas sujeitas às regras. Este nível é dado em porcentagem: de 1% a 100%.

### Mudanças Climáticas

No WaterWorld, as mudanças climáticas são representadas por duas forçantes: temperatura e precipitação. Foram usados dados climáticos disponíveis no programa (conforme apresentado no item **III.2.1.1. Autoparametrização do Modelo – Bases de**

**Dados Globais**); por exemplo, é oferecida uma série de Modelos de Circulação Geral *downscaled* para regiões do globo. GCMs são ferramentas que projetam as respostas de longo prazo do sistema climático global ao aumento das concentrações de gases de efeito estufa na análise climática (IPCC 2013b). Eles consistem em modelos que representam os processos físicos em diferentes compartimentos do globo, como a atmosfera, o oceano, a criosfera e a superfície dos continentes. Os diferentes GCMs diferem quanto ao modo que determinados processos e mecanismos de *feedback* são modelados, e quanto ao modo que as parametrizações são realizadas, de maneira que apresentam diferentes previsões e performances.

As tendências ilustrativas mostradas no item **III.2.2.1. Modelagem de Conversão de Uso e Cobertura do Solo** guardam analogia com os RCPs (do inglês, *representative concentration pathways*; VAN VUUREN *et al.* 2011) apresentados do IPCC (2013a), conforme a **Tabela 1**. Assim, na tendência de Continuidade não se esperariam reduções nas concentrações de gases de efeito estufa; na de Desenvolvimento, se esperaria um aumento; e na de Sustentabilidade, uma diminuição.

**Tabela 1** - Caracterização das tendências ilustrativas conforme os RCPs e suas respectivas mudanças projetadas na temperatura média global do ar da superfície (°C) em dois períodos do século XXI, com base no período de referência de 1986–2005. Fonte: IPCC (2013a).

Tendência	Cenário do IPCC	2046-2065		2081-2100	
		Temperatura Média (°C)	Faixa Provável (°C)	Temperatura Média (°C)	Faixa Provável (°C)
Continuidade	RCP4.5	1,4	0,9 - 2,0	1,8	1,1 - 2,6
Desenvolvimento	RCP8.5	2,0	1,4 - 2,6	3,7	2,6 - 4,8
Sustentabilidade	RCP2.6	1,0	0,4 - 1,6	1,0	0,3 - 1,7

### III.2.2.2. Modelagem Hidrológica

Para a terceira etapa (ver **Figura 11**), foram considerados seis parâmetros como pertinentes para analisar as respostas às duas forçantes de mudanças globais: três de quantidade de água — balanço hídrico, estresse hídrico e escoamento superficial (*runoff*) — e três de qualidade de água — poluição por contaminantes<sup>12</sup>, poluição por esgoto<sup>13</sup> (MULLIGAN 2009) e erosão (**Tabela 2**).

<sup>12</sup> Nome original no WaterWorld: *human footprint on water quality*.

<sup>13</sup> Nome original no WaterWorld: *human footprint on water quality [diarrheal disease]*.

**Tabela 2** - Parâmetros hídricos analisados em função das mudanças de uso e cobertura do solo na bacia do rio Tietê, São Paulo.

Parâmetro	Descrição	Unidade de Medida
<b>Quantidade</b>		
Balanço Hídrico <sup>1,2,3</sup>	Balanço hídrico anual total = precipitação + neblina – evapotranspiração real <sup>*,3</sup> (da vegetação, do solo e de superfícies hídricas), i.e., água disponível como um recurso na superfície terrestre	mm/ano
Estresse Hídrico <sup>4</sup>	Estresse hídrico anual médio = razão uso (demanda) / disponibilidade de água (suprimento), onde suprimento é o balanço hídrico simulado (i.e., depois do uso evaporativo da água), por pessoa, e demanda é calculada pela população multiplicada pelo uso doméstico e industrial <i>per capita</i>	% da demanda não disponível ou contaminada
Escoamento Superficial <sup>2</sup>	Escoamento superficial anual total = acúmulo do balanço hídrico a jusante, i.e., uma medida do fluxo de água superficial	Km <sup>3</sup>
<b>Qualidade</b>		
Poluição por Contaminantes <sup>4,5</sup>	É calculada como a proporção do escoamento superficial total que está acumulado a jusante e que seja proveniente de áreas a montante cujo uso do solo seja potencialmente contaminante (e.g. plantações)	% de contaminação
Poluição por Esgoto <sup>6</sup>	Calculado de maneira similar à da Poluição por Contaminantes, mas as áreas-fonte incluem somente terras que sejam fontes potenciais de vetores de doença diarreica, i.e., com populações humanas e gado, ignorando-se outros tipos de uso do solo potencialmente poluidores	% de contaminação
Erosão <sup>2</sup>	Erosão líquida total anual do solo, i.e., erosão bruta menos a deposição	mm/ano

**Legenda:** evapotranspiração real – determinada pela energia disponível e pela cobertura vegetal e suas propriedades. Fontes: <sup>1</sup> – Mulligan et al. (2011), <sup>2</sup> – Mulligan (2013), <sup>3</sup> – Mulligan (2019), <sup>4</sup> – van Soesbergen & Mulligan (2014), <sup>5</sup> – Mulligan (2009), <sup>6</sup> – Herrera et al. (2017).

A maior parte das equações utilizadas no WaterWorld foi compilada pelo modelo FIESTA, o qual foi, então, modificado para o modelo AguaAndes (MULLIGAN *et al.* 2010a, b), modelo desenvolvido para aplicação na região dos Andes, América do Sul. Por fim, o AguaAndes foi conectado às bases de dados globais para gerar o WaterWorld. A descrição detalhada da modelagem da interação entre a vegetação e as mudanças globais com os recursos hídricos (e, portanto, dos resultados do presente estudo) pode ser consultada em MULLIGAN & BURKE (2005) e BRUIJNZEEL *et al.* 2011. A seguir, apresenta-se o cálculo resumido de cada parâmetro.

### (A) Balanço Hídrico

O principal parâmetro hidrológico do programa é o balanço hídrico e seu cálculo está descrito em MULLIGAN & BURKE (2005). Este parâmetro é calculado pela soma entre precipitação desviada pelo vento<sup>14</sup> e neblina (do inglês, *fog*), subtraída da evapotranspiração, conforme a equação abaixo:

$$(A.1) \text{WB} = \text{WdR} + \text{FI} - \text{AET}$$

onde:

WB – balanço hídrico (do inglês, *water balance*)

WdR – precipitação desviada pelo vento (*wind-driven rainfall*)

FI – interceptação de neblina (*fog interception*)

AET – evapotranspiração real (*actual evapotranspiration*)

Premissa: as perdas para o dossel, o solo e a água subterrânea são muito menos significativas que os fluxos de chuva e evapotranspiração.

Por sua vez, a precipitação desviada pelo vento (WdR) é a precipitação corrigida pelo vento à altura da vegetação (Wv). A correção é dada pela equação:

$$(A.2) \text{Wv} = \text{Wc} * \text{F}$$

onde:

Wv – velocidade do vento à altura da vegetação (*wind speed at the vegetation height*)

Wc – velocidade do vento corrigida pela exposição (*exposure corrected wind speed*), em m/s

F – medições do perfil do vento

A velocidade do vento corrigida pela exposição (Wc) é dada pela equação:

$$(A.2.1) \text{Wc} = \text{Wm}/\text{EWSR}_{\text{AWS}}$$

onde:

---

<sup>14</sup> Para o cálculo desse parâmetro, o modelo incorpora a velocidade do vento em cada célula da grade. Assim, é possível determinar a proporção da chuva que cai como precipitação vertical direta e a proporção que é desviada pelo vento (do inglês, *wind-driven rainfall*) — que cai com um determinado ângulo em relação ao terreno — e, dessa maneira, tem maior incidência nas encostas de barlavento (voltadas para o vento) do que nas de sota-vento (opostas ao vento).

$W_m$  – velocidade medida do vento (*measured wind speed*), em metros por segundo (m/s)

$EWSR_{AWS}$  – razão entre exposição e velocidade do vento (*exposure wind speed ratio*) no local da estação meteorológica automática (*automatic weather station – AWS*)

Para as medições do perfil do vento (F), são tomadas como base as coberturas do solo de acordo com a altura da vegetação (AltVeg), de maneira que, para pastagens de florestas, temos as seguintes relações:

$$(A.2.2) F_{PASTAGENS} = 0,1428 * \ln (AltVeg) + 0,878$$

$$F_{FLORESTAS} = 0,7898 * \exp^{*(0,1004 * AltVeg)}$$

(A.3) a interceptação de neblina (FI) é dada pela equação:

$$FI = \text{Fluxo de ar} * LWC * \text{Eficiência de Interceptação} * \text{Área Exposta}$$

onde:

Fluxo de ar – fluxo de ar que passa por uma superfície interceptadora

LWC – conteúdo de água na forma líquida (*liquid water content*) do ar em movimento

Eficiência de Interceptação – a capacidade da vegetação em capturar partículas de água

Área Exposta – área da vegetação exposta aos fluxos de ar, e onde estes podem tocar ou se depositar

## (B) Estresse Hídrico

O estresse hídrico (EH) é definido como uma razão entre uso e disponibilidade:

$$EH = \text{uso}/\text{disponibilidade} \text{ ou } EH = \text{demanda}/\text{suprimento}$$

O índice calcula (i) o suprimento de água como o balanço hídrico simulado (ou seja, depois do uso evaporativo da água), e (ii) a demanda como a população multiplicada pela demanda doméstica e industrial per capita, em metros cúbicos por ano ou litros por dia, de acordo com a região. O suprimento e a demanda são calculados para cada mês. A demanda agrícola é incorporada no balanço hídrico, já que este parâmetro inclui a evapotranspiração real a partir do uso e cobertura atuais do solo, ou seja, inclui os efeitos da irrigação). No final, o índice para estresse hídrico é a porcentagem da demanda não

agrícola não fornecida nos meses nos quais o suprimento é menor que a demanda ponderada ao longo do ano, ou seja, para todos os meses do ano. Assim, este é um índice cumulativo de estresse hídrico para cada mês e não assume estoques ou excessos em um determinado mês que possa compensar a falta de suprimento no mês seguinte (por exemplo, através de reservatórios ou estoques subterrâneos). Assim, esse parâmetro é uma medida de estresse hídrico climático e hidrológico, sazonalmente e anualmente, na ausência de medidas de gestão hídrica de infraestrutura, como barragens e aquíferos.

#### (C) Escoamento superficial (*runoff*)

O modelo assume que balanços hídricos positivos se acumulam a jusante na forma de fluxos (*runoff*), de maneira que alterações neste parâmetro causam impactos locais e a jusante. O escoamento superficial é calculado pela função “accuflux” do *software* PCRASTER:

$$(C.1) \text{Runoff} = \text{accuflux}(\text{Idd.map}, \max(0, \text{Budget})); \# \text{mm/hr}$$

$$\text{FogIntmmMinEvap} =$$

$$= \text{FogIntmm} - ((\text{FogIntmm} / (\max(\text{Precmmh} + \text{FogIntmm}, 0.000000001))) * \text{ActEvap})$$

onde:

Budget – balanço hídrico

FogIntmmMin – entrada de neblina (*Fog*), em milímetros (mm)

FogIntmmMinEvap – entrada de neblina (*Fog*), em milímetros (mm), subtraída da evapotranspiração (*Evap*)

Precmmh – precipitação (*Prec*) convertida em milímetros (mm) por hora (h)

A precipitação convertida em milímetros por hora é dada pela seguinte equação:

$$(C.2) \text{Precmmh} = \text{Prec} / (24 * 30)$$

onde:

Prec – precipitação

#### (D) Poluição por Contaminação

O cálculo da poluição por contaminação está descrito em MULLIGAN (2009). Primeiramente, em uma determinada bacia hidrológica, as áreas são classificadas em duas categorias: sem influência humana (áreas protegidas) e com influência humana (e.g.,

plantações, pastagens, mineração, entre outros). Para analisar o impacto a jusante das áreas *sem* influência humana, a precipitação anual total (media de longo prazo) é multiplicada por um valor binário, representando o *status* de proteção em cada pixel, e somada ao longo da rede de fluxo (rede hidrográfica), desde a nascente até a foz dos rios. Isso gera o RfC. Além disso, a precipitação em toda a área da bacia também é calculada e somada ao longo da rede hidrográfica para gerar o RfA. Com isso, temos:

$$\text{PercFlow} = (\text{RfC}/\text{RfA}) * 100$$

onde:

PercFlow – porcentagem do fluxo (*percentage flow*) em um dado *pixel* que caiu na forma de precipitação em uma área protegida a montante.

Assim, esta é a medida das influências potenciais a montante na qualidade da água. Esta medida é considerada melhor para denotar a influência de uma área em um fluxo a jusante do que o simples cálculo da área ocupada, uma vez que o que é relevante para o fluxo a jusante é a área ocupada ponderada pela precipitação.

Utilizando-se a média deste valor em todos os *pixels* dentro das áreas urbanas, obtêm-se as proporções médias da água que chega a uma área urbana e que é originária de precipitação em uma área protegida a montante. A combinação desta informação com estimativas da população urbana permite estimar a influência ponderada da população ou a magnitude “beneficiada” para essa água.

Para as áreas *com* influência humana, é necessário calcular o impacto a jusante das atividades humanas. Assim, todos os dados de entrada (*input*) são convertidos para a resolução espacial de 1 Km<sup>2</sup> e, para cada *pixel*, a precipitação anual total é multiplicada por um valor escalar que representa a proporção do *pixel* que corresponde a usos do solo poluentes (P) e esse valor é, então, somado ao longo da rede hidrográfica para gerar o RfC. As proporções dos *pixels* foram calculadas da seguinte forma:

Atividades Fontes de Poluição Pontual = (Minas + Óleo & Gás + Rodovias \* 0,1 + Áreas Urbanas)

Áreas agrícolas não protegidas = (Pastagens + Plantações) \* (1 – Áreas Protegidas)

P = máx (1,0, Atividades Fontes de Poluição Pontual, Áreas Agrícolas Não Protegidas)

Os tipos de uso do solo “Rodovias”, “Áreas Urbanas” e “Áreas Protegidas” são variáveis binárias (i.e., 1 ou 0). Assume-se que este tipo de variável ocupa toda a área do *pixel*, à exceção de “Rodovias”, que, quando presentes, ocupam 10% da área do *pixel*.

(E) Poluição por Esgoto

O cálculo da poluição por esgoto é o mesmo a Poluição por Contaminantes, no qual são consideradas como áreas *com* influência humana as fontes de vetores de doença diarreica, ou seja, as áreas-fonte de contaminação por fezes de gado e humanos.

(F) Erosão

Por fim, a erosão líquida anual, cujo cálculo é descrito em dado pela equação:

$$(F) E = kQmSn * e^{-0,07} * Vc$$

Onde:

E – erosão, em milímetros por mês (mm/mês)

K – erosividade do solo (2,0)

Q – escoamento superficial, milímetros por mês (mm/mês)

m – m de Manning (1,66)

S – tangente da inclinação do terreno

n – constante da inclinação do terreno (2,0)

Vc – cobertura vegetal (%)

A capacidade de transporte se dá de acordo com a força do curso d’água:

$$(F.1) Tc = f(Q, \text{inclinação})$$

Onde:

Tc – capacidade de transporte de sedimentos (*Transport capacity*).

O transporte de sedimentos se dá por:

$$(F.2) (S) = \min(\text{sedimento originado a montante} + \text{erosão local}, Tc)$$

Por fim, a deposição de sedimentos (ou seja, a deposição de sedimentos transportados) ocorre quando  $S > Tc$ .

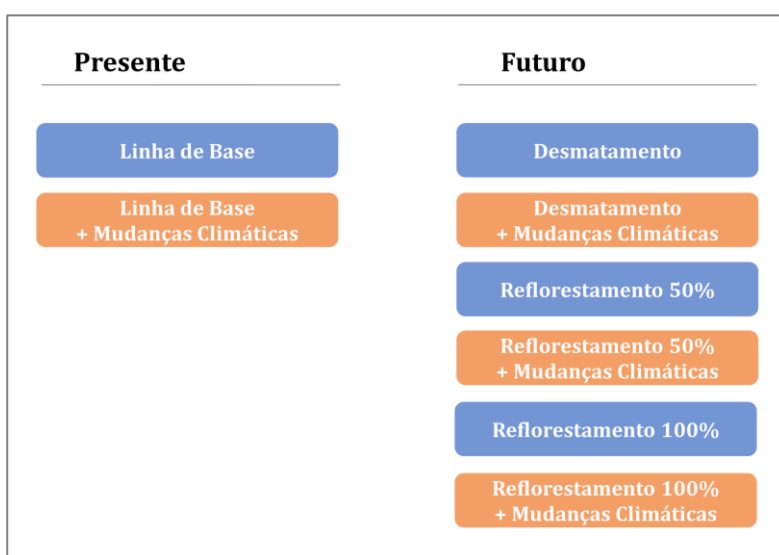


### III.2.3. PREMISSAS DA MODELAGEM DE CENÁRIOS

A modelagem dos cenários é feita com base em uma série de premissas determinadas pelo usuário. Neste estudo, o ponto de partida para esta modelagem foi a escolha das tendências futuras, inspirada em três tendências ilustrativas comumente encontradas na literatura (e.g., RASKIN *et al.* 2002, NELSON *et al.* 2009):

- Continuidade (ou *business as usual*) – as forças e valores dominantes atualmente moldam o futuro, de maneira que as políticas atuais e as tendências continuam essencialmente iguais;
- Desenvolvimento – políticas de proteção ambiental são afrouxadas, de maneira que as forças de mercado prevalecem e atuam livremente;
- Sustentabilidade – prevalência de maiores esforços no sentido de proteção e restauração dos ecossistemas, e mitigação das mudanças climáticas.

Assim, foram modelados três cenários futuros — um de desmatamento e dois de reflorestamento — em um total de quatro cenários: um atual e três futuros (**Figura 11**, em azul). Em seguida, foi modelada uma versão adicional de cada um destes quatro cenários em que foram acopladas as mudanças climáticas, de maneira que se obtiveram oito cenários (**Figura 11**, em laranja). Os itens a seguir detalham as etapas da modelagem no WaterWorld. Ao final da modelagem de cenários, cada um dos oito cenários equivale a uma camada de dados geoespaciais.



**Figura 11** - Cenários de mudanças globais – mudanças de uso e cobertura do solo (desmatamento e reflorestamento) e de mudanças climáticas.

Toda a modelagem de cenários foi feita com resolução espacial de 1 Km<sup>2</sup> dentro da extensão da bacia do rio Tietê e os parâmetros hídricos foram calculados como taxas anuais; o corte temporal do estudo foi de 60 anos: o ano inicial de referência (i.e., a linha de base) é o ano de 2010 e o ano-alvo é 2070. A análise feita foi estática comparativa, pois foram comparados dois estados em equilíbrio, ou seja, antes e depois das mudanças em questão, e não dinâmica, pois não foram estudados os processos de mudança.

### **III.2.3.1. Premissas dos Cenários de Conversão de Uso e Cobertura do Solo**

Para o cenário de desmatamento, baseou-se na tendência de Continuidade, que equivale a manter as taxas de desmatamento atuais constantes. Isso significa dizer que, apesar de a taxa de desmatamento estar, atualmente, decrescente na Mata Atlântica — de acordo com as análises feitas pela SOSMA/INPE (2019) nos últimos 30 anos —, ainda assim o desmatamento continuará, ainda que a taxas baixas, em descumprimento às leis ambientais.

O cenário de reflorestamento seguiu a tendência de Sustentabilidade, em que se espera um aumento das ações de reflorestamento e restauração florestal, em obediência às leis ambientais.

#### Cenários de Desmatamento

A modelagem de desmatamento seguiu as seguintes premissas:

1. Definição de taxas de referência – A taxa atual de desmatamento foi multiplicada por 1, de maneira a representar a tendência *business as usual*. Quanto à projeção do desmatamento, uma vez definida a taxa anual, optou-se por mantê-la constante por todo o corte temporal do estudo (ou seja, por todo o período de 60 anos entre a linha de base e o futuro, de 2010 até 2070);
2. Projeção do padrão espacial de desmatamento (QUICKLUC 2.0) – Uma vez que as rodovias são gatilhos relevantes do desmatamento (IBISCH *et al.* 2016), foi inserida a malha rodoviária como fronteira de desmatamento, o que equivale a aumenta a probabilidade de desmatamento com a proximidade de rodovias e estradas tendo como base a malha rodoviária existente (FAO 2014) e a malha planejada para a região (MULLIGAN 2012);
3. Definição do nível de desmatamento – Uma vez enquadrados nas regras, os *pixels* elegíveis ao desmatamento foram sujeitos ao desmatamento total (100%

de conversão; *clear-cut deforestation*), seguindo o padrão histórico de mudança de uso do solo na Mata Atlântica (RIBEIRO *et al.* 2009);

4. Definição da conversão de uso do solo – Uma vez aplicado o desmatamento, assumiu-se que todos os *pixels* desmatados seriam convertidos em agricultura<sup>15</sup> (i.e., cultivos ou pastagens), de maneira que a regra foi configurada para o “tipo mais comum localmente de agricultura”, também conforme o padrão histórico de conversão do bioma.

### Cenários de Reflorestamento

A modelagem de reflorestamento seguiu as etapas descritas abaixo:

- Análise dos remanescentes – Foi analisado o percentual de remanescentes florestais atual (i.e., na linha de base) na bacia do rio Tietê
- Exclusão das regras de reflorestamento – após a análise dos remanescentes, foram excluídas das regras de reflorestamento as áreas que não são adequadas a esse tipo de conversão, quais sejam:
  - áreas já florestadas: as que atualmente têm 75% ou mais de cobertura florestal por *pixel*;
  - áreas protegidas: enquadradas na categoria de “Proteção Integral” no Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC (BRASIL 2000). Essas áreas protegidas preservam os maiores percentuais de cobertura florestal e, conseqüentemente, coincidem com as áreas florestadas;
  - áreas urbanas.
- Definição do nível de reflorestamento – As áreas remanescentes foram sujeitas a dois cenários de reflorestamento:
  - cenário de 50% de reflorestamento;
  - cenário de 100% de reflorestamento.

O cenário de 50% de reflorestamento foi considerado um alvo ambicioso, porém atingível, enquanto o cenário de 100% de reflorestamento é obviamente inatingível, sendo usado apenas para estimar o potencial máximo de influência da cobertura florestal nos serviços ecossistêmicos hídricos e de tamponamento dos efeitos das mudanças climáticas.

---

<sup>15</sup> Neste documento, a palavra agricultura é usada para se referir a práticas de produção tanto de vegetais quanto de animais (DICIONÁRIO AULETE ONLINE 2019). O termo “terras agrícolas” poderá se referir somente a plantações, ou a plantações e pecuária, de acordo com a indicação em cada uso.

### III.2.3.2. Premissas dos Cenários de Mudanças Climáticas

Optou-se por utilizar a média dos 17 Modelos de Circulação Geral *downscaled* (também conhecidos como Modelos Climáticos Globais; HIJMANS *et al.* 2005) do *Coupled Model Intercomparison Project Phase 5* (CMIP5; TAYLOR *et al.* 2012), disponíveis no WaterWorld.

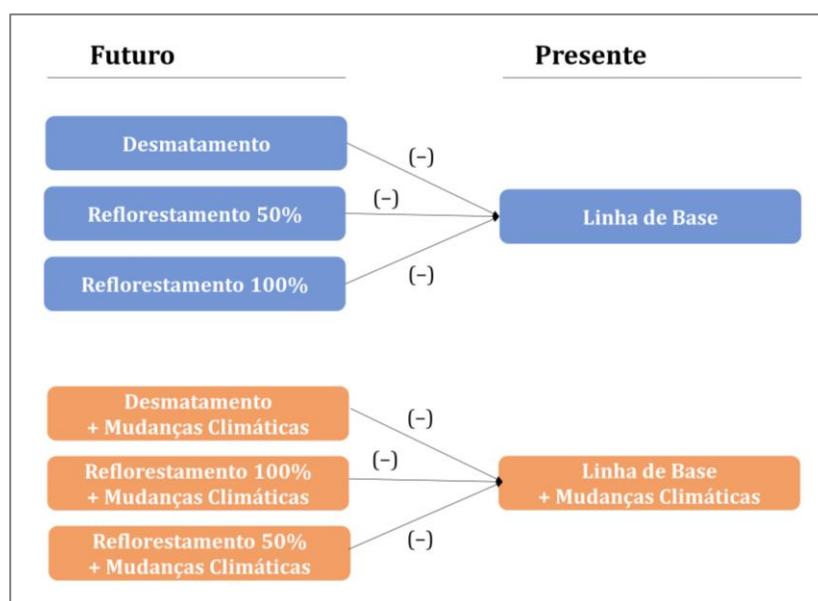
A tendência escolhida neste estudo para todos os cenários com mudanças climáticas foi a de desenvolvimento, equivalente ao RCP8.5 (**Tabela 1**, RIAHI *et al.* 2011), uma vez que ela estima as tendências futuras de emissões de CO<sub>2</sub> como similares aos padrões observados atualmente (PETERS *et al.* 2012) e, dado o contexto político global atual, não há indícios de que uma mudança substancial iminente nos padrões atuais de produção e consumo ocorrerá.

Análises das sinergias entre ambos os fatores (mudanças climáticas e conversão de uso e cobertura do solo) são relevantes e precisam de investigações adicionais na literatura (BATES *et al.* 2008). Dessa maneira, optou-se por acoplar esse fator aos cenários de conversão, de modo a analisar os dois fatores concomitantemente, ou seja, de maneira que os resultados hidrológicos (i.e., serviços ecossistêmicos hídricos) incorporem os efeitos tanto do clima (i.e., chuva e temperatura do ar) quanto do uso e cobertura do solo (i.e., desmatamento e reflorestamento). Imagens da interface do programa WaterWorld para a modelagem de cenários de mudanças climáticas são apresentadas no **Anexo II**.

Os cenários foram desenvolvidos para avaliar o potencial da cobertura florestal de melhorar os serviços ecossistêmicos hídricos e tamponar os efeitos das mudanças climáticas que são projetadas para a região. Cenários sem mudanças climáticas não são realistas, uma vez que as mudanças climáticas já estão ocorrendo (IPCC 2013a), porém, foram modelados para avaliar se as florestas poderiam tamponar os efeitos das mudanças climáticas nos serviços ecossistêmicos hídricos. De maneira similar, o cenário 100% reflorestamento não é realista em uma bacia urbanizada, com mais de 21 milhões de habitantes somente na RMSP, mas foram modelados para avaliar o potencial máximo das florestas em tamponar os impactos negativos das mudanças climáticas nos serviços ecossistêmicos hídricos. Essencialmente, se no cenário de 100% reflorestamento não houver melhorias em um parâmetro hidrológico de interesse, o reflorestamento pode ser descartado como estratégia de gestão para aquele parâmetro em particular.

### III.2.3.3. Geração dos Resultados Espacialmente Explícitos – Mapas

As análises hidrológicas foram geradas como resultados espacialmente explícitos para cada cenário e serviço ecossistêmico hídrico, ou seja, mapas obtidos a partir das duas forçantes escolhidas neste estudo (conversão de uso do solo e mudanças climáticas). Estes mapas foram exportados do ambiente *online* do WaterWorld em arquivos nas extensões .shp (*shapefile*) e .asc (ASCII) editáveis em ambiente SIG, no *software* ArcGIS 10.5. Para a apresentação dos resultados deste trabalho, de maneira a facilitar a análise da variação futura dos parâmetros hidrológicos, no lugar de parear os mapas “presente vs futuro” para cada variável e para cada cenário, foi feita a subtração, *pixel a pixel*, entre os mapas dos resultados dos parâmetros hídricos dos três cenários futuros e o mapa dos parâmetros hídricos da linha de base (**Figura 12**). Assim, para cada variável, foram gerados seis “mapas de mudanças” (*change maps*) — três de cenários de mudanças de uso e cobertura do solo e três acoplados às mudanças climáticas, em um total de 36 mapas para as seis variáveis (**Tabela 3**).



**Figura 12** - Esquema representativo, para cada parâmetro hidrológico, da obtenção dos “mapas das mudanças”. As setas com o símbolo (-) denotam a subtração entre cada um dos seis mapas de parâmetros hídricos de cenários futuro e o mapa da linha de base correspondente. Em azul – três subtrações de cenários de mudança de uso e cobertura do solo; em laranja – três subtrações de cenários de mudanças de uso e cobertura do solo acoplados às mudanças climáticas.

**Tabela 3** - Resumo dos cenários modelados e do total de mapas gerados. Os números nas células são os quantitativos de mapas gerados por tipo (quantidade e qualidade) de parâmetro hidrológico, ou seja, cada célula equivale ao esquema da Figura 12.

	<b>Desmatamento</b>	<b>50% de Reflorestamento</b>	<b>100% de Reflorestamento</b>	<b>Total</b>
<b>Sem Mudanças Climáticas</b>	- 3 Quantidade	- 3 Quantidade	- 3 Quantidade	18
	- 3 Qualidade	- 3 Qualidade	- 3 Qualidade	
<b>Com Mudanças Climáticas</b>	- 3 Quantidade	- 3 Quantidade	- 3 Quantidade	18
	- 3 Qualidade	- 3 Qualidade	- 3 Qualidade	
<b>Total</b>	12	12	12	36

Essa subtração permite rápida visualização e detecção das tendências positivas e negativas (aumento e diminuição no futuro, respectivamente) no espaço e no tempo. Ou seja, em um determinado pixel do mapa da mudança, se o valor for positivo, significa que o valor futuro é maior que o valor presente (subtração gera valor positivo), ou seja, o parâmetro em questão aumentou de valor. Por outro lado, se o valor for negativo, significa que o valor futuro é menor que o valor presente (subtração gera valor negativo), ou seja, o parâmetro em questão diminuiu de valor. Ressalta-se que o aumento ou diminuição do valor de um determinado parâmetro hidrológico não necessariamente equivale, respectivamente, a uma melhoria ou piora.

#### **III.2.3.4. Análises Estatísticas**

Para testar estatisticamente as diferenças dos parâmetros hidrológicos entre a linha de base e os cenários hidrológicos futuros, foram amostrados 500 pontos distribuídos aleatoriamente na bacia do rio Tietê (0,02 pontos/Km<sup>2</sup>), excluindo áreas urbanas e áreas protegidas, onde é improvável que o desmatamento e o reflorestamento aconteçam. Em seguida, os resultados foram comparados usando o teste de Kruskal-Wallis e o teste não paramétrico de Dunn *a posteriori*. O nível de significância considerado foi de 0,05. Todas as análises estatísticas foram feitas no *software* R (R CORE TEAM 2017).

#### **III.2.4. LIMITAÇÕES DO MODELO UTILIZADO**

O modelo utilizado no presente estudo tem algumas limitações. Ele não considera para a Mata Atlântica a possibilidade de aumento da precipitação em função do aumento da cobertura florestal, uma vez que a escala espacial deste bioma não permitiria que a conversão, mesmo que vasta, fosse capaz de afetar as taxas de precipitação —

positivamente, no caso do reflorestamento, e negativamente, no caso do desmatamento (M. MULLIGAN, comunicação pessoal).

Em termos de compartimentos, o modelo considera somente águas superficiais, não incorporando a recuperação da capacidade de infiltração do solo, a capacidade de armazenamento de água do solo, nem parâmetros relativos à água subterrânea. Por fim, o modelo não levou em consideração a expansão das áreas urbanas.

Quanto às mudanças climáticas, apesar de o presente estudo ter modelado cenários que as incorporaram, foram analisadas somente no que tange ao aumento da precipitação e da temperatura — esta, por sua vez, influenciando nas taxas de evapotranspiração. Assim, o modelo não considera outras interações possíveis entre a cobertura florestal e as mudanças climáticas, como a resposta fisiológica das plantas ao aumento da concentração de carbono na atmosfera e da temperatura, ou o estresse causado aos ecossistemas e suas funções eco-hidrológicas (STAUDT *et al.* 2013). Essa resposta fisiológica consiste em reduzir a transpiração e aumentar a eficiência de uso de água, o que poderia causar aumento do balanço hídrico (KEENAN *et al.* 2013).

Outro ponto relevante é que o reflorestamento é um processo complexo e de longo prazo. Ao se escolher o ano do cenário futuro, determina-se o momento em que o percentual de cobertura florestal escolhido. Assim, o WaterWorld não considera explicitamente eventuais *timelags* entre o reflorestamento (mudança estrutural na cobertura vegetal em função da conversão) e seus efeitos nos recursos hídricos. Porém, o foco deste estudo é o potencial dos cenários em melhorar os serviços ecossistêmicos hídricos, e não o tempo decorrido para tal. Ademais, foi necessário estabelecer o ano-alvo do cenário futuro para incorporar os dados climáticos.

Por fim, o potencial de a restauração florestal gerar esses benefícios está condicionado ao uso pretérito do solo (FILOSO *et al.* 2017), conforme apontado no item **II.1.3. “Mais Floresta, Menos Água”**. Por exemplo, o reflorestamento diminui o *runoff* e leva à diminuição da disponibilidade de água, especialmente em áreas que estiveram sem cobertura florestal por muito tempo. Este fator não é considerado no WaterWorld.

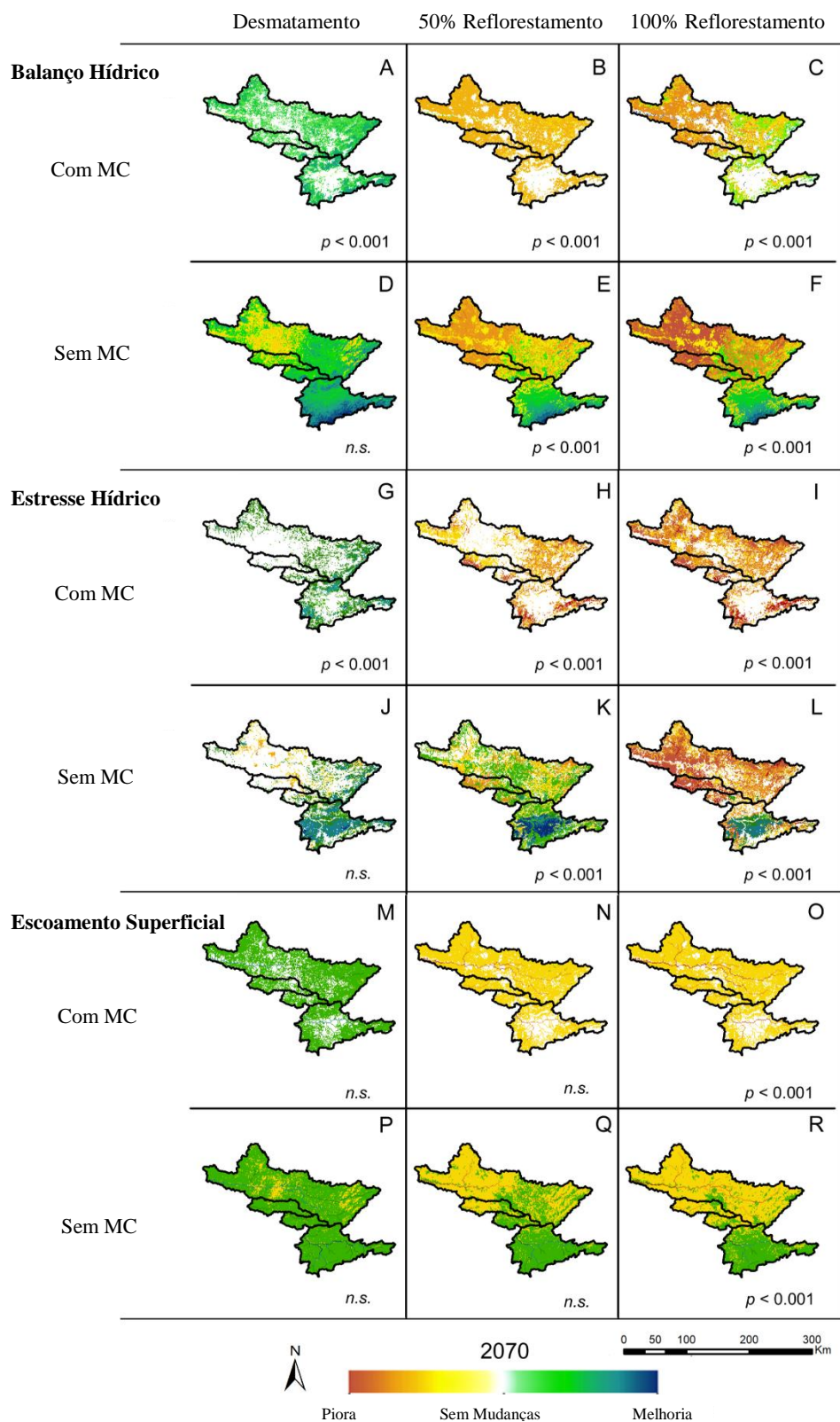
## CAPÍTULO IV – RESULTADOS

### IV.1. QUANTIDADE DE ÁGUA

O WaterWorld projetou mudanças na quantidade de água em 2070 na bacia do rio Tietê (**Figura 13, Tabela 4**). De maneira geral, os cenários de desmatamento tendem a melhorar a quantidade de água. Uma vez que a modelagem de desmatamento converte as florestas em “agricultura”, o aumento projetado na quantidade de água pode ser explicado pela redução da evapotranspiração — tanto devido à remoção das árvores (SCHLESINGER & JASECHKO 2014), que têm maior taxa de evapotranspiração, quanto à conversão para uma cobertura vegetal de porte herbáceo, com menores taxas de transpiração (VAN SOESBERGEN & MULLIGAN 2014). Esta redução, por sua vez, leva ao aumento da precipitação que atinge o solo, denominada precipitação efetiva (BACELLAR 2005) ou precipitação terminal (NEGREIROS 2006). No entanto, este resultado não foi estatisticamente significativo para a maioria dos parâmetros analisados, exceto para balanço hídrico e estresse hídrico em cenários sem mudanças climáticas (**Figura 13, Tabela 5**). Ressalta-se que, neste estudo, assumiu-se que cenários sem mudanças climáticas não são realistas, já que as mudanças climáticas já estão transcorrendo, conforme apontado anteriormente (IPCC 2013a).

Por outro lado, os cenários de reflorestamento, de maneira geral, pioraram a quantidade da água em toda a bacia do rio Tietê, com resultados estatisticamente significativos em todos os casos (i.e., parâmetros e cenários), com exceção do escoamento superficial em cenários com 50% de reflorestamento. A melhoria na quantidade de água na porção sul da bacia, particularmente em áreas urbanas, foi mais pronunciada em cenários com mudanças climáticas, os quais são mais realistas. Novamente, todos os resultados foram estatisticamente significativos, com exceção do escoamento superficial em cenários com 50% de reflorestamento (**Figura 13, Tabela 6**). Acredita-se que o mecanismo que explica o fato de a quantidade de água diminuir com o reflorestamento seja a alteração do balanço entre precipitação, evapotranspiração e escoamento superficial no sistema em questão.





**Figura 13** - Mudanças projetadas nos parâmetros de quantidade de água em 2070 na bacia do rio Tietê em diferentes cenários de cobertura florestal e mudanças climáticas. Parâmetros: balanço hídrico (mm/ano) (A – F); estresse hídrico (% indisponível) (G – L); escoamento superficial (*runoff*; Km<sup>3</sup>) (M – R). Cenários de cobertura florestal: desmatamento, 50% de reflorestamento e 100% de reflorestamento. Cenários de mudanças climáticas: com e sem mudanças climáticas (MC). No canto direito inferior de cada mapa, estão os valores *p* do teste não paramétrico de Dunn *a posteriori* (n.s. – não significativo) para a comparação entre a linha de base de 2010 e o projeção para 2070.

**Tabela 4** - Estatísticas básicas de parâmetros de quantidade de água para o ano de 2070 na bacia do rio Tietê em diferentes cenários de cobertura florestal e mudanças climáticas. Parâmetros: poluição por contaminantes (% contaminação); poluição por esgoto [doença diarreica] (% contaminação); Erosão – erosão líquida do solo. Cenários de cobertura florestal: desmatamento, 50% reflorestamento, e 100% reflorestamento. Cenários de mudança climática: com mudança climática e sem mudança climática. Valores nas células: média (desvio padrão; valor mínimo–valor máximo).

Cenário	Balanco Hídrico (mm/ano)	Estresse Hídrico (%)	Escoamento Superficial (Km <sup>3</sup> )
<b>Linha de Base</b>	502,4 (134,67; 102,6–1327,3)	32,53 (11,08; 0,00–39,58)	54,42 (0,41; 0,04–4.277)
<b>Desmatamento</b>	528,1 (138,01; 102,6–1351,9)	31,94 (10,98; 0,00–37,5)	55,19 (0,41; 0,04–4.340)
<b>Desmatamento com MC</b>	502,8 (152,56; 86,0–1363,1)	32,66 (11,18; 0,00–37,5)	55,8 (0,42; 0,04–4.393)
<b>50% Reflorestamento</b>	401,5 (136,42; 102,6–1271,4)	33,47 (11,18; 0,00–41,67)	52,48 (0,39; 0,04–4.121)
<b>50% Reflorestamento com MC</b>	359,6 (153,04; 86,0–1275,7)	34,81 (11,71; 0,00–45,83)	53 (0,39; 0,04–4.170)
<b>100% Reflorestamento</b>	310,68 (144,8; 88,59–1226,28)	35,7 (12,03; 0,00–45,83)	51,02 (0,38; 0,04–4.012)
<b>100% Reflorestamento com MC</b>	261,36 (164,48; 69,05– 1.227,46)	36,84 (12,54; 0,00–45,83)	51,77 (0,39; 0,04–4.082)

**Tabela 5** - Testes estatísticos pareados (nível de significância = 0,05) entre cada cenário e a linha de base para parâmetros de quantidade de água em 2070 na bacia do rio Tietê, São Paulo, Brasil.

	Balanco Hídrico	Estresse Hídrico	Escoamento Superficial
<b>Teste de Kruskal-Wallis</b>	H = 2106,7 gl = 10 p < 2,2e <sup>-16</sup>	H = 1000,7 gl = 10 p < 2,2e <sup>-16</sup>	H = 92,134 gl = 10 p = 2,019e <sup>-15</sup>
<b>Teste de Dunn a posteriori</b>			
<b>Cenários</b>			
Desmatamento sem MC	5,6e <sup>-04</sup> **	0,0381 *	1
Desmatamento com MC	1	0,893	1
50% Reflorestamento sem MC	4,44e <sup>-38</sup> **	3,95e <sup>-05</sup> **	0,361
50% Reflorestamento com MC	8,3e <sup>-66</sup> **	1,14e <sup>-35</sup> **	0,386
100% Reflorestamento sem MC	2,73e <sup>-97</sup> **	1,5e <sup>-49</sup> **	1,44e <sup>-04</sup> **
100% Reflorestamento com MC	3,01e <sup>-138</sup> **	8,37e <sup>-66</sup> **	7,29e <sup>-04</sup> **

**Legenda:** Cenários: “com MC” – com mudança climática, “sem MC” – sem mudanças climáticas; H – resultado do teste de Kruskal-Wallis; gl – graus de liberdade; p: \* – p < 0,05, \*\* – p < 0,001; os números mostrados nas células para o teste de Dunn *a posteriori* são os valores de p.

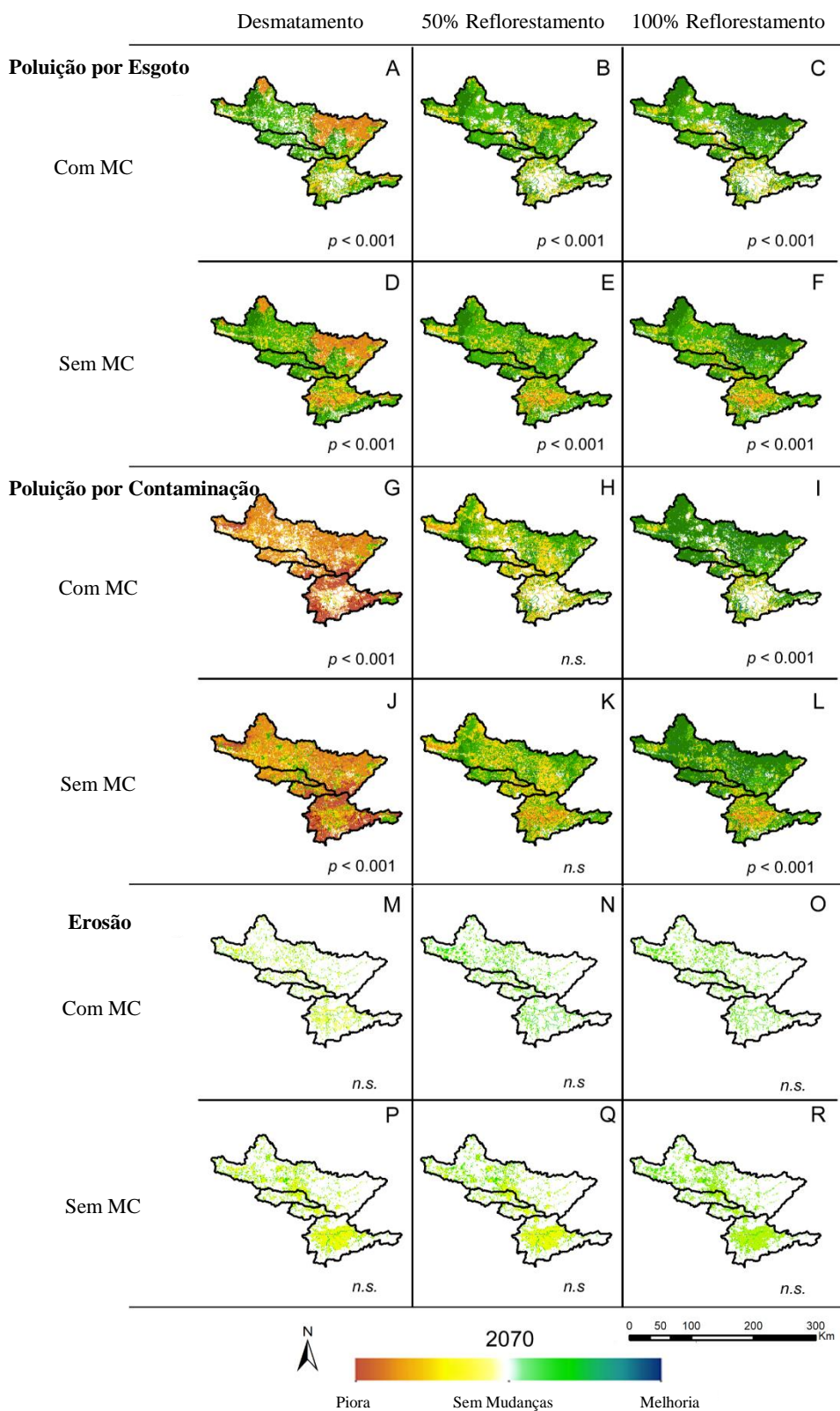
Novamente, o principal impacto das mudanças climáticas projetadas pelo modelo para 2070 ocorreu nas áreas urbanas, onde não houve nenhuma mudança na quantidade de água em cenários sem mudanças climáticas (*pixels* sem cores na **Figura 13** indicam ausência de mudança entre a linha de base e o cenário em questão). Curiosamente, a quantidade de água melhora, em vez de piorar, em cenários com as mudanças climáticas na região sul da bacia, onde está a maior região metropolitana da área de estudo (**Figura 13**; vide **Figura 8** para RMSP). Essa melhoria é resultado das mudanças hidrológicas em toda a bacia, e não somente nas áreas urbanas. Espera-se que as mudanças na precipitação média anual na região sul da bacia do rio Tietê em 2070, comparadas à linha de base, sejam maiores do que as mudanças na região norte, baseando-se no algoritmo utilizado no WaterWorld. Como consequência, o estresse hídrico na região diminui, uma vez que é relacionado negativamente com o balanço hídrico.

Fora da RMSP, observaram-se tendências opostas entre os cenários de reflorestamento com mudanças climáticas para estresse hídrico: por um lado, houve melhora desse parâmetro (diminuição) no cenário de 50% de reflorestamento com mudanças climáticas; por outro, houve piora (aumento do estresse hídrico) no cenário de 100% de reflorestamento com mudanças climáticas. As mudanças climáticas têm o potencial de compensar as perdas de quantidade de água que se devem às mudanças de uso e cobertura de terra sozinhas porque as mudanças climáticas levam ao aumento da precipitação na bacia, de maneira geral, em comparação com a linha de base.

De acordo com o modelo, o escoamento superficial e o balanço hídrico aumentariam na porção sul da bacia em cenários com mudanças climáticas (apesar de não ser significativo para desmatamento e 50% de reflorestamento; **Figura 13**).

## IV.2. QUALIDADE DA ÁGUA

Assim como para mudanças na quantidade de água, a modelagem do WaterWorld projetou mudanças na qualidade da água na bacia do rio Tietê em 2070, com maior intensidade para os parâmetros de poluição por contaminantes e poluição por esgoto, e baixa intensidade para erosão do solo (**Figura 14**; **Tabela 6**). Conforme esperado, o cenário de desmatamento piorou a qualidade da água para todos os parâmetros, enquanto os cenários de reflorestamento os melhoraram (**Figura 14**).



**Figura 14** - Mudanças projetadas nos parâmetros de qualidade de água em 2070 na bacia do rio Tietê em diferentes cenários de cobertura florestal e mudanças climáticas. Parâmetros: poluição por contaminantes (% de contaminação) (A – F); poluição por esgoto (% de contaminação) (G – L); erosão (erosão anual líquida; mm/ano) (M – R). Cenários de cobertura florestal: desmatamento, 50% de reflorestamento e 100% de reflorestamento. Cenários de mudanças climáticas: com e sem mudanças climáticas (MC). No canto direito inferior de cada mapa, estão os valores  $p$  do teste não paramétrico de Dunn *a posteriori* (*n.s.* – não significativo) para a comparação entre a linha de base de 2010 e o projeção para 2070 nos diferentes cenários.

**Tabela 6** - Estatísticas básicas de parâmetros de qualidade de água para o ano de 2070 na bacia do rio Tietê em diferentes cenários de cobertura florestal e mudanças climáticas. Parâmetros: poluição por contaminantes (% contaminação); poluição por esgoto [doença diarreica] (% contaminação); Erosão – erosão líquida do solo. Cenários de cobertura florestal: desmatamento, 50% reflorestamento, e 100% reflorestamento. Cenários de mudança climática: com mudança climática e sem mudança climática. Valores nas células: média (desvio padrão; valor mínimo–valor máximo).

Cenário	Poluição por Contaminantes (%)	Poluição por Esgoto (%)	Erosão* (mm/ano)
<b>Linha de Base</b>	1,58 (3,24; 0,00–34,52)	3,3 (3,72; 0,00–4,84)	0,45 (9,8; -0,04–219,1)
<b>Desmatamento</b>	1,61 (3,78; 0,00–35,72)	6,16 (4,10; 0,00–6,55)	0,457 (9,99; -0,04–223,34)
<b>Desmatamento com MC</b>	1,49 (3,68; 0,00–34,14)	6,01 (4,05; 0,00–5,05)	0,47 (10,29; 0,04–230,14)
<b>50% Reflorestamento</b>	0,85 (2,91; 0,00–31,67)	3,17 (3,58; 0,00–3,21)	0,44 (9,53; -0,04–213,01)
<b>50% Reflorestamento com MC</b>	0,9 (2,97; 0,00–32,3)	3,19 (3,6; 0,00–33,26)	0,45 (9,86; 0,04–220,53)
<b>100% Reflorestamento</b>	0,65 (2,12; 0,00–26,85)	1,32 (3,35; 0,00–9,76)	-3,015e <sup>-05</sup> (0,0007; -1,5e-02–2,34e <sup>-04</sup> )
<b>100% Reflorestamento com MC</b>	0,6 (2,16; 0,00–28,82)	1,28 (3,36; 0,00–0,31)	-3,07e-05 (0,0006; -1,53e-02–2,46e <sup>-04</sup> )

**Legenda:** (\*) Erosão – erosão líquida, calculada como a subtração entre a erosão bruta do solo e a deposição. Uma vez que a deposição pode ser maior que a erosão bruta, algumas células podem ter valores negativos; MC – mudanças climáticas.

Os parâmetros de poluição por contaminantes e poluição por esgoto apresentaram resultados estatisticamente significativos para todos os cenários, à exceção de poluição por contaminantes nos dois cenários de 50% de reflorestamento (**Figura 14, Tabela 7**). Comparando-se as áreas não urbanas da bacia do rio Tietê (especialmente nas sub-bacias Piracicaba, Capivari e Jundiaí) entre os cenários sem e com mudanças climáticas, o padrão de melhoria da qualidade da água se mantém (cores frias). Porém, se a mesma comparação for feita para áreas urbanas nota-se alteração de regiões sem cores para cores quentes nas áreas urbanas. Quanto à erosão, nenhum dos resultados foi estatisticamente significativo. Entretanto, na medida em que o padrão de cores permite inferir, há uma tendência de piora com o desmatamento e de melhora com o reflorestamento (**Figura 14, M-R**). As áreas urbanas, notavelmente a RMSP, se beneficiariam da redução da erosão causada pelo reflorestamento somente em cenários com altas taxas.

**Tabela 7** - Testes estatísticos pareados (nível de significância = 0,05) entre cada cenário e a linha de base para parâmetros de qualidade da água em 2070 na bacia do rio Tietê, São Paulo, Brasil.

	<b>Poluição por Contaminantes</b>	<b>Poluição por Esgoto</b>	<b>Erosão</b>
<b>Teste de Kruskal-Wallis</b>	H = 2.106,1 gl = 10 p < 2,2e <sup>-16</sup>	H = 318,85 gl = 10 p < 2,2e <sup>-16</sup>	H = 21,069 gl = 10 p = 0,02062
<b>Teste de Dunn <i>a posteriori</i></b>			
<b>Cenários</b>			
Desmatamento sem MC	3,02e <sup>-53</sup> **	9,14e <sup>-11</sup> **	1
Desmatamento com MC	8,92e <sup>-48</sup> **	3,35e <sup>-14</sup> **	1
50% Reflorestamento sem MC	1	6,69e <sup>-29</sup> **	1
50% Reflorestamento com MC	1	6,04e <sup>-26</sup> **	1
100% Reflorestamento sem MC	5,15e <sup>-27</sup> **	2,81e <sup>-40</sup> **	0,41
100% Reflorestamento com MC	2,49e <sup>-28</sup> **	4,27e <sup>-44</sup> **	0,4

**Legenda:** Cenários: “com MC” – com mudança climática, “sem MC” – sem mudança climática; H – resultado do teste de Kruskal-Wallis; gl – graus de liberdade; p: \* – p < 0,05, \*\* – p < 0,001; os números mostrados nas células para o teste de Dunn *a posteriori* são os valores de p.

## V – DISCUSSÃO

Os resultados encontrados para qualidade da água seguiram o padrão bem estabelecido na literatura de melhora geral da qualidade da água com o reflorestamento e piora geral com o desmatamento. Já os resultados de quantidade de água, de maneira geral, seguiram o padrão descrito na literatura para escalas locais: aumento com desmatamento e diminuição com reflorestamento. Ainda assim, os padrões espaciais para quantidade de água mostraram maior heterogeneidade espacial do que os padrões para qualidade de água, principalmente nos cenários com mudanças climáticas.

Considerando-se os parâmetros de quantidade da água, o aumento do escoamento superficial e do balanço hídrico na porção sul da bacia em cenários com mudanças climáticas representa mais água disponível para os reservatórios da região. Isso é relevante para o abastecimento e a geração de energia hidrelétrica, considerando-se as preocupações trazidas pela severa crise hídrica de 2014/2015 na RMSP (ANA 2015c). Contudo, ressalta-se que foram usadas somente as médias anuais, e não dados mensais, de maneira que a sazonalidade não foi considerada (ver item **V.1. Limitações dos Estudos sobre a Relação Água-Floresta**). A sazonalidade na precipitação implica que o aumento na quantidade de água pode não ser constante ao longo do ano, e essa distribuição irregular (ou seja, concentração de precipitação em curtos períodos espaçados por longos intervalos) pode ser acentuada pelas mudanças climáticas. Se essa tendência se confirmar, poderá agravar os padrões já observados nos últimos anos. Ou seja, conforme discutido no item **I.4.2. Mudanças Climáticas**, os padrões de precipitação na região se tornaram mais irregulares nas últimas décadas, com eventos de chuva muito intensa concentrados em poucos dias, os quais são separados por longos períodos secos e quentes (NOBRE & MARENGO 2017). Levando-se em conta esse padrão, recomendam-se investimentos complementares às estratégias de gestão baseadas nos ecossistemas, no sentido de se melhorar a captura de água em reservatórios para garantir o suprimento de água ao longo de todo o ano. Ao mesmo tempo, a irregularidade das chuvas também contribui para os picos de fluxos, aumentando a probabilidade de ocorrência de enchentes (as quais não foram modeladas neste estudo). De fato, no estado de São Paulo, a RMSP foi a região mais afetada por esse tipo de evento entre os anos de 1991 e 2012 (CEPED 2013), e onde os resultados deste estudo previu um aumento de quantidade de água em cenários de reflorestamento com mudanças climáticas.

O reflorestamento, no entanto, pode tamponar os picos de fluxos, pois promove a melhoria das condições do solo e, com isso, a capacidade de infiltração do solo na estação chuvosa. Isso, por sua vez, melhora a confiança nos fluxos durante a estação seca e, possivelmente, outros períodos anômalos, aliviando o estresse hídrico. Dessa maneira, o aumento projetado na quantidade de água no sul da bacia do rio Tietê em cenários de reflorestamento pode beneficiar a população da RMSP, contanto que as florestas também sejam capazes de tamponar possíveis aumentos na ocorrência de enchentes, o que é algo que não foi explicitamente modelado no presente estudo.

É importante pontuar a importância do conceito de disponibilidade. O aumento na quantidade de água não necessariamente se traduz em um aumento na disponibilidade de água para consumo pela população, uma vez que água com baixa qualidade está, na verdade, indisponível para consumo, a menos que passe por tratamento prévio. Os oito sistemas de abastecimento da RMSP, por exemplo, não podem fornecer mais do que metade da demanda de água desta região devido à baixa qualidade da água estocada nos reservatórios (PREFEITURA DE SANTO ANDRÉ 2014). Assim, o aumento da disponibilidade de água representa o maior benefício do reflorestamento enquanto estratégia de melhoria dos serviços ecossistêmicos hídricos na região. O reflorestamento tem o potencial de aumentar a disponibilidade de água através do aumento da qualidade da água na maior parte da bacia (**Figura 14**), compensando os efeitos da diminuição generalizada de água nas áreas em que as regras de reflorestamento se aplicaram. A segurança hídrica está ligada à disponibilidade de água diretamente acessada para consumo humano, além da produção agrícola e suporte à vida selvagem (água azul; FILOSO *et al.* 2017). Está, também, ligada à água retida na camada não saturada do solo e na copa das árvores (água verde), que, apesar de não ser diretamente acessada pela população humana para consumo, é responsável pela produção agrícola (FILOSO *et al.* 2017), a qual, por sua vez, responde por cerca de 60% do suprimento global de alimentos (OBUOBIE *et al.* 2005).

Os resultados obtidos em estudos em escalas extremas (i.e., grandes e pequenas) revelam padrões mais claros da relação água-floresta. Dessa maneira, um dos pontos mais bem estabelecidos, concernente à escala global, é que, à medida que a paisagem terrestre é alterada pelo aumento da urbanização e da produção agropecuária, o transporte transcontinental e a reciclagem potencial de precipitação contínua e intensa vão diminuir (ELLISON *et al.* 2012). Nessa escala, as florestas têm um papel importante na reciclagem de água e intensificação do ciclo hidrológico (ELLISON *et al.* 2012) e no transporte de



água dos oceanos para o continente (bomba biótica, conforme apresentado no item **II.1.2.1. Princípios Físicos vs. Bióticos de Circulação Atmosférica de Umidade**). Apesar de a água ser abundante globalmente, a proporção de água doce é extremamente reduzida (conforme apresentado no item **I.3. Panorama dos Recursos Hídricos**) e sua distribuição pelos continentes é irregular. Assim, as florestas, através do fenômeno da bomba biótica, exercem um papel fundamental na penetração de vapor d'água nos continentes a partir dos oceanos através da bomba biótica e, em última instância, na entrega de serviços ecossistêmicos hídricos à população que vive nas regiões continentais mais afastadas da costa.

Comparações entre diferentes escalas espaciais não foram abordadas neste estudo. Contudo, os resultados ajudam a esclarecer os padrões que podem ser esperados em uma escala que, apesar de menor, exige grandes esforços de restauração e abriga uma parte significativa da população do Brasil. Nesse contexto, é importante ressaltar que os riscos e o real impacto dessas alterações dependem, entre outros fatores, da exposição da população afetada (CARDONA *et al.* 2012), de maneira que, neste caso, quanto maior a população, maior a exposição.

Quanto à qualidade da água, a poluição por esgoto, um parâmetro-chave de qualidade de água, é um subconjunto da poluição por contaminantes que corresponde a vetores da doença diarreica (proveniente de seres humanos e da pecuária), os quais têm implicações potenciais para a doença diarreica na infância em países em desenvolvimento (HERRERA *et al.* 2017). Considerando-se o uso do solo do tipo agricultura, devido ao predomínio atual (i.e., na linha de base) de lavouras em relação à pecuária na bacia de estudo, o modelo converte as florestas em plantações nos cenários de desmatamento. Além disso, o modelo manteve a população da bacia constante. Como resultado, os cenários de desmatamento não previram um aumento da contaminação humana e pelo gado na maioria das áreas da bacia do rio Tietê (**Figura 14**). Uma exceção notável foi a porção leste da sub-bacia Piracicaba (que corresponde à área laranja na **Figura 14a**). Essa extensa área corresponde majoritariamente a áreas protegidas — a oeste: Área de proteção Ambiental (APA) Piracicaba Juqueri Mirim – Área I; a leste: APA Campinas, APA Fernão Dias e APA Piracicaba Juqueri Mirim – Área II. Apesar de serem protegidas pela lei nº 9.985 (BRASIL 2000), essa área da bacia é atualmente um mosaico de florestas e pecuária. Assim, em cenários de desmatamento, de acordo com o modelo utilizado, essas áreas seriam convertidas em pastagens, e não em lavouras, o que explica os aumentos projetados na poluição por esgoto.

A poluição por contaminantes, por outro lado, considera os aportes das plantações (como pesticidas, herbicidas e fertilizantes; MULLIGAN 2009) e, dessa maneira, em cenários de desmatamento há um aumento generalizado de poluição por contaminantes em toda a bacia (**Figura 14**). Esse padrão foi mais conspícuo para o parâmetro de poluição por contaminantes. De fato, as terras agrícolas de plantações representam a maior fonte de poluição hídrica difusa (ANA 2015b), geralmente implicando a queda da qualidade da água para abaixo dos níveis-padrão para consumo humano (HONDA & DURIGAN 2017). Novamente, esse é um resultado que corrobora um padrão geral encontrado na literatura.

O principal impacto das mudanças climáticas nos parâmetros hídricos de qualidade de água analisados na bacia do rio Tietê foi observado em áreas urbanas. Em cenários sem mudanças climáticas, as áreas urbanas não apresentam, no geral, nenhuma mudança na qualidade de água (*pixels* sem cores nos mapas da **Figura 14** indicam ausência de mudança da linha de base para o cenário em questão), enquanto em cenários com mudanças climáticas as áreas urbanas apresentam uma diminuição da qualidade de água (**Figura 14**, ver **Figura 8** para a RMSPP). Na construção dos cenários (ver item **III.2.2. Método de Modelagem de Cenários**), as áreas urbanas não são elegíveis ao reflorestamento, uma vez que essas áreas já estão vastamente desmatadas e, também, porque altas taxas de reflorestamento não são esperadas em uma região com alta aglomeração populacional. Assim, as áreas urbanas não podem se beneficiar do reflorestamento enquanto estratégia de gestão de bacias hidrográficas. Outro ponto importante é que, basicamente, as mudanças climáticas reduzem o potencial do reflorestamento (ocorrido em outras porções da bacia) de melhorar a qualidade da água em áreas urbanas.

A diminuição da qualidade da água devido à conversão de florestas em agricultura também pode ser causada pelo aumento da erosão e, conseqüentemente, da perda de solo (NOVOTNY 1999). Comparando-se diferentes tipos de cobertura florestal, as terras agrícolas (plantações e pecuária) tendem a apresentar as maiores taxas de erosão, e as florestas estão entre os tipos de cobertura com as menores taxas (GARCÍA-RUIZ *et al.* 2015). Dessa maneira, esse processo poderia comprometer o papel de importantes rios da bacia (como Tietê, Pinheiros e Tamanduateí) para o abastecimento da região metropolitana mais populosa do Brasil. Neste estudo, apesar de as cores indicarem uma tendência do reflorestamento de reduzir a erosão do solo e a do desmatamento, de aumentá-la, o WaterWorld não foi sensível aos efeitos da conversão do uso e cobertura

do solo à erosão para os cenários modelados, e as mudanças nesse parâmetro não foram significativas (**Figura 14**). Considerando-se que, no Brasil, as práticas-padrão na agricultura negligenciam a conservação do solo (MARTINELLI *et al.* 2010, MERTEN & MINELLA 2013), práticas agrícolas sustentáveis são uma diretriz alternativa para desacelerar os processos erosivos e de assoreamento na bacia do rio Tietê.

A degradação de habitats afeta a oferta de serviços ecossistêmicos hídricos, pondo em risco a saúde humana através da redução da qualidade da água potável. Isso tende a afetar, em particular, a população mais pobre, além de reduzir a produtividade das lavouras e a geração de energia hidrelétrica, especialmente na estação seca (POSTEL & THOMPSON 2005). Em países com população crescente, como o Brasil, enfrenta-se o desafio de atender a necessidade de suprimento de água e, para isso, bacias hidrográficas saudáveis (bem preservadas) têm valor crescente (POSTEL & THOMPSON 2005).

Assim, a gestão de bacias hidrográficas para melhorar o abastecimento de água para a população da bacia do rio Tietê deve investir não somente na chamada infraestrutura cinza para ampliar a captação e para aumentar a eficiência do sistema de abastecimento. Deve-se investir em infraestrutura verde para garantir a oferta e a qualidade da água, como proposto pelo Movimento Água para São Paulo (TNC 2013). As ações de investimento em infraestrutura verde envolvem não somente a restauração florestal, mas também a articulação entre diferentes atores e partes interessadas (como instituições governamentais, agentes privados, organizações não governamentais e a população civil) e fortalecimentos institucional (diferentes órgãos nas diferentes da esfera municipal à federal e comitês de bacia hidrográfica). A restauração de ecossistemas florestais traz múltiplos benefícios, como os relativos aos aspectos físicos dos ecossistemas, e.g., aumento da capacidade de infiltração do solo, redução dos picos de fluxo e frequência de enchentes, provisão de água verde, controle de erosão do solo, regulação de transporte de sedimentos e nutrientes nos rios.

Outro aspecto evidenciado pelos resultados encontrados foi o efeito recíproco entre mudanças climáticas e cobertura o solo. Inicialmente, na descrição do modelo utilizado neste estudo, afirmou-se que não foram modeladas interações possíveis entre a cobertura florestal e as mudanças climáticas, conforme mencionado no item **III.2.4. Limitações do Modelo Utilizado**. Porém, nos resultados para reflorestamento, a inserção das mudanças climáticas reverteu a tendência de redução do estresse hídrico nos cenários intermediários de reflorestamento (50%). Em cenários com maior porcentagem de reflorestamento, a incorporação das mudanças climáticas não é capaz de reverter o padrão

de redução do estresse hídrico de maneira geral (somente para a Região Metropolitana de São Paulo).

O WaterWorld é uma ferramenta que, apesar das limitações apresentadas, permitiu fazer uma análise dos possíveis efeitos da gestão da bacia hidrográfica nos recursos hídricos na área de estudo em escala de paisagem. Primeiramente, foi possível juntar dois estressores e analisar concomitantemente seus efeitos nos recursos hídricos. Além disso, detectaram-se as porções que se beneficiarão e as que se prejudicarão com as alterações na quantidade e qualidade de água, de acordo com os cenários modelados. O modelo tem um refinado algoritmo que incorpora diversos fatores que influenciam nos parâmetros hídricos de *output*, desde fatores em macroescala, como a precipitação anual, até a inclinação do relevo e direção do vento. Por fim, essa ferramenta permite o refinamento das análises, como outros recortes espaciais e premissas de cenários, conforme será discutido no tópico **VI.1. Próximos Passos**.

#### **V.1. LIMITAÇÕES DOS ESTUDOS SOBRE A RELAÇÃO ÁGUA-FLORESTA**

Algumas das grandes limitações na investigação do papel hidrológico das florestas são apontadas na revisão de FILOSO *et al.* (2017). As autoras apontam que poucos estudos focam especificamente na restauração florestal, e menos estudos ainda o fazem com espécies nativas. Raros também são os estudos em escalas espaciais e temporais largas. Por fim, poucos estudos são realizados nos trópicos e sub-trópicos. Assim, os resultados nem sempre podem ser extrapolados para estudos feitos em outros locais e/ou com outros métodos. E, em última instância, uma vez que os processos hidrológicos são diferentes entre áreas com florestas antigas e áreas em processo de reflorestamento, há grandes chances de o restabelecimento dos serviços ecossistêmicos não ser obtido na escala de vida humana, o que dificulta a tomada de decisão.

Como apontado em ELLISON *et al.* (2012), a compreensão equivocada sobre a influência das florestas nos recursos hídricos pode ter impactos de longo prazo nos custos e na estrutura das políticas relacionadas não somente a esses recursos, como também às florestas. Em última instância, podem afetar o crescimento florestal e a expansão dos ecossistemas. O aquecimento global intensifica ainda mais a relevância das questões relacionadas aos serviços ecossistêmicos oferecidos pelas florestas e o suprimento de água.

Outras limitações não consideradas em muitos estudos são: histórico de uso do solo, as condições eco-hidrológicas atuais, o clima de mesoescala, as espécies arbóreas

utilizadas no reflorestamento, o tipo de floresta, a forma de manejo e o método de reflorestamento e restauração (FILOSO *et al.* 2017). Por exemplo, se o histórico de uso do solo anterior ao reflorestamento tiver sido longo e/ou intenso— que é o caso de boa parte das áreas-alvo de iniciativas com esse objetivo na Mata Atlântica — o sistema pode ter atingido um estado de irreversibilidade, tornando-se incapaz de recuperação espontânea e ficando, assim, aprisionado em um estado degradado. Tratando-se de uma irreversibilidade biológica, esta situação está associada aos conceitos de resistência e resiliência do sistema; tratando-se de irreversibilidade física, como condições do solo, é possível que tentar reflorestar a área sem a adoção de outras medidas de manejo não surta efeito.

A principal limitação apontada por PONETTE-GONZÁLEZ *et al.* (2014) em estudos sobre este tema é usar a cobertura do solo como um substituto (*proxy*) dos serviços ecossistêmicos hídricos, no lugar de serem feitas coletas de dados em campo. E, ainda que haja a preocupação com essa coleta, surgem outras limitações, como de orçamento — falta de investimentos que permitam a obtenção dos dados; de logística — falta de infraestrutura para a instalação de equipamentos de monitoramento, por exemplo em áreas remotas e/ou de difícil acesso; de planejamento — os equipamentos de medição não necessariamente estão instalados em locais que estão passando por processos de alteração de uso e cobertura do solo; ou de *timing* — as oportunidades de monitoramento frequentemente são concomitantes à intervenção, resultando em falta de dados prévios e que permitam comparações entre o cenário anterior e posterior à intervenção.

A multiplicidade de parâmetros e cenários estudados na literatura também torna difícil a comparação entre estudos e a generalização de resultados obtidos. Quanto à quantidade de água, mencionam-se nas publicações quantidade de água, produção de água (*water yield*), fluxos — de base (*base flow*), vazão de rios (*streamflow*), fluxos de pico (*peak flow*), distribuição sazonal de fluxos (*seasonal distribution of flows*) — balanço hídrico (*water balance*) e disponibilidade hídrica (*water availability*). Em relação aos cenários: as áreas florestadas podem ser plantadas ou nativas; o reflorestamento pode ser ativo ou passivo; o desmatamento pode ser seletivo ou corte raso; e áreas desmatadas podem ser confundidas com áreas degradadas. O reflorestamento pode ser realizado em áreas degradadas (i.e., com histórico de uso intenso de solo); por outro lado, após o desmatamento, diferentes usos geram diferentes resultados — abandono (i.e., restauração natural), outro uso do solo (pastagem, plantações, expansão de cidades, instalações industriais) ou reflorestamento planejado (i.e., restauração ativa). No caso de estudos que

comparam bacias hidrográficas (bacias pareadas ou *paired catchment*), uma série de limitações foi apresentada por COSTA (2005): as bacias comparadas apresentam diferentes tamanhos, coberturas e usos do solo, além de históricos de uso também divergentes.

É importante destacar que o solo tem um papel fundamental no ciclo hidrológico enquanto compartimento desse ciclo. Esse compartimento não é levado em consideração no modelo utilizado neste estudo. Oportunamente, ressalta-se que, em áreas sem cobertura florestal, caso o solo seja mantido em boas condições, mantendo-se suas características favoráveis à infiltração de acordo com medidas apropriadas de manejo e conservação, então os efeitos do desmatamento na produção hídrica são menos drásticos (BRUIJNZEEL 2004).

Uma grande limitação dos estudos de reflorestamento é a escala espacial em que deve ser realizado. As pesquisas que apoiam o raciocínio de que a restauração florestal aumenta a produção hídrica argumentam que isso ocorre pelo aumento da precipitação através de *feedbacks* atmosféricos, começando pelo aumento da evapotranspiração e, conseqüentemente, da umidade atmosférica (ELLISON *et al.* 2012). Porém, como esse processo ocorre somente em grandes escalas espaciais, as oportunidades de execução dessas alterações de cobertura do solo se escasseiam. A questão da escala encontra obstáculos também nos custos envolvidos na obtenção e plantio de mudas.

Além dos custos, o estabelecimento de extensas e contínuas áreas para realizar o reflorestamento implica disponibilidade de áreas que podem ser alvo. Ou seja, a escolha das áreas para reflorestamento esbarra em questões fundiárias, pois boa parte das terras são propriedades particulares, além de envolver conflitos com outros tipos de uso, especialmente pastagens. Por fim, extensas escalas espaciais, por sua vez, implicam aumento da escala temporal dos estudos, uma vez que o reflorestamento é um processo de longo prazo.

Alguns estudos são bem-sucedidos em averiguar a relação florestas-água em bacias hidrográficas de grande escala espacial. BRUIJNZEEL (2004) aponta algumas dificuldades em estudos em bacias hidrográficas grandes. O padrão de relação negativa entre a cobertura florestal e a quantidade de água é difícil de se discernir, pois a variedade de tipos de uso do solo é maior, assim como os estágios sucessionais da vegetação e histórico de uso do solo. Além disso, quanto maior a escala geográfica, maior a possibilidade de abranger áreas que apresentam forte variabilidade quanto à retirada de

água para abastecimento humano para diferentes usos e em esferas (i.e., municipal, estadual e federal) mais diversas.

Ainda que suplantar esses obstáculos seja possível, testar a hipótese da relação positiva entre águas e florestas pode não evidenciar propriamente a relação causal defendida, além de poder ser confundida com intensificação do ciclo hidrológico (HUNTINGTON 2006). Esta intensificação, diferente do aumento de produção de água, aumenta a disponibilidade de água para a biota (especialmente, plantas), mas não necessariamente resulta em maior oferta de serviços ecossistêmicos hídricos, ou seja, maior produção hídrica e, conseqüentemente, maior volume de água acessível para usos humanos, como consumo, irrigação e geração de energia hidrelétrica.

Outro ponto importante levantado na literatura é que os projetos de reflorestamento devem levar em consideração as conseqüências não hidrológicas do reflorestamento (ou seja, as conseqüências em outros serviços ecossistêmicos), sobretudo em locais cuja cobertura vegetal não é originalmente florestal. (i.e., em que o reflorestamento é uma medida de *afforestation*). Segundo HATJE (2016), os ecossistemas florestais são prioridades de conservação. Além disso, no caso do Brasil, as primeiras iniciativas de restauração ocorreram há cerca de 150 anos e, possivelmente, por ser pioneiro, o bioma acabou influenciando as práticas de restauração em outros biomas de cobertura vegetal não florestal, incidindo na chamada “Ditadura da Floresta”. Essa prática pode ser prejudicial, exatamente pelo porte das espécies vegetais de porte não arbóreo, como o tipo de raiz, as taxas de crescimento e evaporação, ou seja, o uso da água.

Particularmente, no presente estudo, optou-se por utilizar bases de dados globais, o que, se por um lado permitem comparações com estudos feitos em outros lugares no mundo, por outro lado representa redução da acurácia dos resultados e afastamento da realidade local e da área de estudo. Um exemplo de perda de acurácia é a detecção de variação intra-anual: para a área de estudo, o modelo não foi capaz de detectar sazonalidade e, assim, foi necessário utilizar médias anuais para os cenários futuros. Ademais, a validação de dados é uma etapa importantes e que não foi realizada. Entretanto, o WaterWorld foi validado de maneira satisfatória em regiões semelhantes (e.g., MULLIGAN & BURKE 2005, VAN SOESBERGEN & MULLIGAN 2016, VAN SOESBERGEN & MULLIGAN 2018).

## V.2. POLÍTICAS PÚBLICAS

Reflorestar a bacia do rio Tietê não está além da capacidade do país, e encontra apoio na legislação ambiental vigente e em inúmeros acordos internacionais. O Brasil tem metas bem definidas no Acordo de Paris, sob a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima (*United Nation's Climate Change Convention*; UN 2015). Entre essas metas, está a restauração e o reflorestamento de 12 milhões de hectares de florestas até 2030. O país tem essa mesma meta no Desafio de Bonn, uma força-tarefa global. O Brasil também é signatário do Plano Estratégico das Nações Unidas para as Florestas (*United Nations Strategic Plan for Forests*; UN 2017), que tem como objetivo aumentar a área coberta por florestas em 3% no mundo inteiro até 2030, além das Metas de Aichi, que visam uma redução de 50% na taxa de perdas de habitats naturais, incluindo as florestas, até 2020 (CDB 2016).

Esses acordos internacionais encontram respaldo na legislação ambiental brasileira. No arcabouço legal brasileiro, a recuperação de áreas degradadas encontra apoio na Política Nacional de Meio Ambiente (lei nº. 6.938; BRASIL 1981, MMA 2016b), no Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC (lei nº. 9.985; BRASIL 2000) e na própria Constituição Federal (BRASIL 1988). Quanto a leis específicas (conforme apresentado no item **I.5. Legislação Ambiental Brasileira**), a Lei de Proteção à Vegetação Nativa, por exemplo, exige que os proprietários de terras protejam a vegetação nativa em Áreas de Proteção Permanente (APPs) e Reservas Legais (RLs; lei nº 12.651; BRASIL 2012a). As APPs foram estabelecidas para preservar os serviços ecossistêmicos (e.g. florestas ao longo de rios em prol da qualidade das águas e em encostas inclinadas em prol da estabilidade do solo), enquanto as Reservas Legais o foram para preservar um quantitativo mínimo de cobertura florestal, que corresponde a uma porcentagem da propriedade rural de acordo com o bioma (20% da propriedade com mais de dois módulos rurais para a Mata Atlântica). O país também tem um Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PLANAVEG; BRASIL 2017), que prevê o reflorestamento de vastas áreas do território nacional com objetivos múltiplos, que incluem a conservação dos recursos hídricos e solos, adaptação e mitigação das mudanças climáticas, além da conservação e da recuperação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos.

Somente o cumprimento da lei vigente (lei nº 12.651) em relação ao débito de APPs de rios (mata ciliar) requer o reflorestamento de 5,2 milhões de hectares de Mata



Atlântica antes de 2038, o que representaria um aumento de ca. 12% para até 35% da cobertura de vegetação nativa do bioma (REZENDE *et al.* 2018). Os compromissos de reflorestamento do Brasil também encontram apoio em inúmeras iniciativas nacionais, como o PACTO MATA ATLÂNTICA (2009), que articula instituições públicas e privadas, a área de negócios, a comunidade científica e os proprietários de terras em torno do objetivo comum de restaurar 15 milhões de hectares de florestas até 2050.

Recentemente, a cidade de São Paulo passou por uma grave crise hídrica que destacou a urgência da tomada de decisões no que concerne à segurança hídrica. Os resultados deste trabalho ressaltam a importância do reflorestamento na bacia do rio Tietê, fora da RMSP, para melhorar a disponibilidade de água para a própria RMSP. Apesar do reflorestamento em grande escala nas áreas urbanas, especialmente na RMSP, não ser exequível, a prefeitura da cidade criou parques lineares como parte das estratégias de mitigação (NOBRE *et al.* 2010). Junto das áreas verdes na cidade de São Paulo, esses parques ajudam a melhorar a permeabilidade do solo, reduzindo a incidência de enchentes e protegendo os cursos hídricos canalizados (NOBRE *et al.* 2010). Um projeto governamental está aumentando a cobertura de vegetação ripária em quase quatro milhões de metros cúbicos no rio Tietê para aumentar a capacidade de retenção de água durante os períodos de cheia. No Parque Estadual Cantareira, onde emergem nascentes cruciais para o abastecimento de água, o desmatamento foi zerado e o reflorestamento começou a acontecer (SOSMA/INPE 2018). Ademais, o Plano Estadual de Recursos Hídricos – PERH 2016-2019 (SSRH 2017) inclui em seu Plano de Ação do Programa de Duração Continuada ações de reflorestamento para a proteção dos corpos d'água, como o plantio de árvores em 132,59 hectares no Parque Estadual Cantareira, no município de São Paulo, como medida compensatória de reflorestamento referente ao Rodoanel. Além deste planejamento, os comitês de bacia hidrográfica da região estudada neste trabalho estão engajados no diálogo e melhoria da infraestrutura verde, com o apoio de ONGs como a The Nature Conservancy através do Movimento Água para São Paulo – MApSP.

No entanto, de acordo com os resultados obtidos, o reflorestamento da bacia do rio Tietê não vai ser suficiente para restaurar ou melhorar todos os parâmetros hidrológicos incluídos neste estudo. Nós projetamos, por exemplo, que a erosão do solo vai aumentar no futuro, mesmo se 100% da bacia for reflorestada. Nesse caso, práticas sustentáveis na agricultura são primordiais para desacelerar a erosão e o assoreamento na região. Uma interessante estratégia de manejo é o plantio direto na palha (*straw mulching*), que é encorajado pelo Plano ABC (BRASIL 2012b), lançado no ano de 2010

pelo Governo Federal brasileiro, concedendo benefícios e créditos aos agricultores que querem adotar técnicas de agricultura sustentável. O plantio direto na palha é uma prática agrícola recomendada, pois melhora a eficiência de uso da água (YAN *et al.* 2017).

Conforme exposto pela Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica (SER 2004), a restauração significa, além da recuperação dos serviços ecossistêmicos almejados nos projetos, o comprometimento de terras e recursos por longo (e certamente indeterminável) prazo. Assim, exige um meticuloso planejamento. Primeiramente, quanto aos aspectos técnicos da restauração, conforme mencionado no item **I.4.1. Perdas de Florestas**, pois deve-se escolher cautelosamente o tipo de restauração, as espécies a serem usadas (no caso da restauração ativa), o delineamento espacial da distribuição da área a ser restaurada (seja de plantio ou de delimitação das áreas-alvo de restauração passiva), entre outros. Em segundo lugar, há de se incluir no planejamento as estratégias de tomada de decisão, posto que decisões coletivas têm maior probabilidade de serem acatadas e executadas do que aquelas tomadas unilateralmente.

Apesar de este estudo incluir alguns resultados aparentemente positivos do desmatamento, não é viável analisá-los isoladamente. Definitivamente, o desmatamento é uma real e ubíqua ameaça à oferta de serviços ecossistêmicos devido ao seu impacto na evapotranspiração, na degradação, nas perdas do solo e na redução da sua capacidade de retenção de água, e na perda de biomassa que sequestra e estoca carbono, mitigando os efeitos das mudanças climáticas (ELLISON *et al.* 2012). Além disso, a perda de florestas representa perdas acentuadas de biodiversidade.

Em paralelo com as medidas na interface com a cobertura florestal, medidas diretamente ligadas ao uso eficiente da água devem ser promovidas. Por exemplo, a Water Footprint Network é uma rede global entre empresas, organizações e indivíduos que tem como missão fazer a transição para um uso da água sustentável, justo e eficiente. Em seu manual, publicado em 2009, os autores explicam que a pegada hídrica de um produto é o volume de água doce usado para produzi-lo, medido ao longo de toda a cadeia produtiva (HOEKSTRA *et al.* 2009). Ou seja, é um conceito que não considera somente o uso de água diretamente pelo consumidor em suas atividades e uso diários, mas também o uso indireto. O movimento The Water We Eat aborda a representatividade da água virtual no consumo diário dos cidadãos, e incentiva e orienta práticas de como mudar o estilo de consumo (THE WATER WE EAT 2019).

As inúmeras iniciativas e acordos de reflorestamento estão lenta, mas firmemente, melhorando a cobertura florestal na Mata Atlântica brasileira. O desmatamento no bioma,

incluindo no estado de São Paulo, está próximo de zero, e a cobertura florestal total está timidamente aumentando devido à recuperação natural e a iniciativas de reflorestamento (e.g. REZENDE *et al.* 2015, SILVA *et al.* 2016). A estimativa mais recente revela que, no lugar de 12,4% de RIBEIRO *et al.* (2009), a cobertura de remanescentes florestais hoje é de 28% (ou 32 milhões de hectares de vegetação nativa), o que resgata o bioma do estigma de um *hotspot* para um *hopespot* (REZENDE *et al.* 2018). Restaurar florestas na bacia do rio Tietê pode não somente melhorar a segurança hídrica, como também outros serviços ecossistêmicos que dependem da água, como segurança alimentar, saúde humana e saneamento. Além disso, o reflorestamento afeta positivamente muitos outros serviços ecossistêmicos que não estão diretamente ligados à água, como biodiversidade, clima (desde a microescala até a escala global), qualidade do ar e serviços culturais (MEA 2005). Nós esperamos que este estudo possa estimular os tomadores de decisão a entender que o reflorestamento da bacia hidrográfica do Tietê é uma estratégia-chave na gestão de recursos hídricos para a região e para o bem-estar de milhões de pessoas que habitam a região.

## CAPÍTULO VI – CONCLUSÕES

Os resultados deste trabalho para a bacia do rio Tietê em São Paulo corroboram a tendência geral de melhoria da qualidade da água com o aumento da cobertura florestal em substituição à cobertura agrícola devido à redução os *inputs* de cultivos e criação de gado. De acordo com a modelagem, os efeitos projetados das mudanças climáticas influenciarão principalmente as áreas urbanas, reduzindo o potencial das florestas de melhorar a qualidade da água nessas áreas, ao passo que contribui com a sua capacidade de melhorar a quantidade de água. Além disso, o reflorestamento da bacia do rio Tietê, fora da RMSP, pode melhorar a disponibilidade de água em aglomerações urbanas. No entanto, o reflorestamento enquanto estratégia de gestão deve ser mantido, pois, apesar de não ser suficiente para restaurar ou melhorar todos os serviços ecossistêmicos incluídos neste estudo e em toda a área da bacia, está associado a estratégias dentro da agenda ambiental, como a formulação de políticas públicas adequadas e a adoção de melhores práticas agrícolas. Os resultados encontrados podem contribuir com decisões relacionadas à gestão de recursos hídricos em outras cidades de regiões tropicais e subtropicais que estão enfrentando restrições hídricas.

Além dos benefícios-alvo abordados neste estudo (i.e., quantidade e qualidade de água), muitos outros co-benefícios são obtidos com a restauração florestal. Assim, é imprescindível melhorarmos o entendimento sobre quando e onde a restauração pode levar à recuperação da produção hídrica para embasar a tomada de decisão. Assim, os benefícios são potencializados e resultados não esperados podem ser evitados (FILOSO *et al.* 2017). No Brasil, algumas oportunidades de reflorestamento são o compromisso em restaurar áreas através de acordos e legislação — neste segundo caso, especificamente o atendimento à legislação relativa às Reservas Legais em propriedades rurais; a criação de RPPNs, cujo *status* de área protegida é permanente, ou seja, não pode ser revertido; e a regeneração de áreas protegidas que, mesmo protegidas por lei (SNUC 2000), muitas vezes não apresentem cobertura florestal íntegra (SNUC 2000).

ELLISON *et al.* (2012) apontam que pensar nos serviços ecossistêmicos hidrológicos das florestas somente em termos do consumo local é limitado, frente à contribuição que elas têm para o ciclo hidrológico global. Contudo, os projetos de reflorestamento são postos em prática em escalas menores, pois são aquelas nas quais tais iniciativas são viáveis. Então, como devem ocorrer as tomadas de decisão sobre as ações de reflorestamento? Primeiramente, deve-se definir criteriosamente os objetivos da

medida tomada. Ao mesmo tempo, deve-se conhecer as características da área em que a medida de reflorestamento será implementada, como clima e tipo de solo, assim como seu histórico de uso. Nessas escalas, não se pode esperar resultados semelhantes aos esperados em grandes escalas — os resultados podem, de fato, ser opostos aos planejados (HONDA & DURIGAN 2017). Considerando que os projetos são pensados em escala local (escala da maioria dos estudos), e em escala de tempo curta (escala que viabiliza a execução dos projetos), muitos dos efeitos benéficos das mudanças de uso e cobertura do solo associadas à ampliação da cobertura florestal podem não ser observadas no curto ou mesmo no médio prazo.

Em um mundo que enfrenta mudanças globais, o ciclo da água é um processo ecológico chave que deve ser recuperado (ZALEWSKI 2010), e a degradação ambiental exacerba os efeitos negativos das mudanças climáticas (IPCC 2014a). Assim, restaurar as florestas perdidas, limitar o desmatamento e reduzir a degradação florestal são importantes estratégias para mitigar os efeitos das mudanças climáticas, e deveriam ser prioridade na agenda ambiental dos países em desenvolvimento, como é o caso do Brasil. De outra forma, eventos hidrológicos extremos podem ocorrer com maior frequência (NAZARENO & LAURANCE 2015), comprometendo seriamente os serviços ecossistêmicos relacionados à disponibilidade de água doce. O presente estudo mostra que é possível melhorar a qualidade da água, e até mesmo a quantidade, através do reflorestamento. Esta prática traz, além desses benefícios aqui abordados, outros co-benefícios socioambientais.

## **VI.1. PRÓXIMOS PASSOS**

No presente estudo, o serviço ecossistêmico alvo é um recurso natural que, por sua natureza e relevância para a sociedade, está na interface entre inúmeros temas e discussões, relativos às Ciências da Natureza (como Ecologia e Geografia), Ciências Sociais, Ciências Econômicas e discussões que envolvem Políticas Públicas. Assim, vislumbram-se alguns desdobramentos em etapas futuras deste estudo.

Uma das frentes de trabalho possíveis é o refinamento das análises para a bacia do rio Tietê com o *software* WaterWorld. Esse refinamento, primeiramente, se dará pela utilização de dados provenientes de bases nacionais, e não globais, de cobertura do solo e da rede hidrográfica da bacia do rio Tietê, fornecidas por instituições como o Ministério do Meio Ambiente – MMA, o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE e a

Agência Nacional de Águas – ANA. Outro refinamento das análises será de ordem espacial, com a redução da escala geográfica de um quilômetro quadrado para um hectare. Serão analisados e apresentados, também, os resultados por sub-bacia. Este detalhamento permitirá incorporar as especificidades da bacia do rio Tietê. Ademais, o uso do WaterWorld, acoplado ao uso do WEAP – Water Evaluation And Planning system, permitirá incorporar dados da transposição de água da PCJ (conjunto das sub-bacias Piracicaba, Capivari e Jundiá) para a sub-bacia Alto Tietê.

Esse refinamento, por sua vez, permitirá incluir novos elementos espaciais nas análises. Um deles é o papel da mata ciliar no fornecimento de serviços ecossistêmicos hídricos. Outro elemento são as áreas protegidas, que poderão ser analisadas, por exemplo, quanto à real integridade de sua cobertura vegetal. Em relação a elas, poder-se-á simular a projeção da expansão de suas áreas. Por fim, o *compliance* ao Código Florestal poderá ser simulado quanto, por exemplo, à liquidação do débito de Áreas de Preservação Permanente.

Outra frente de trabalho que configurará maior refinamento será adotar premissas de modelagem de cenários mais próximas da legislação e das práticas adotadas na região. De fato, há regiões em que o desmatamento já é considerado virtualmente zerado ou próximo disso. Por sua vez, o reflorestamento é uma tendência de conversão de uso do solo não só factível como, de fato, as iniciativas estão aumentando e se consolidando; ademais, a Mata Atlântica tem alto potencial de restauração florestal. Todavia, as taxas de reflorestamento para o Bioma Mata Atlântica estão distantes das taxas simuladas neste trabalho. Assim, a aproximação das premissas da modelagem de cenários com a realidade do bioma e da bacia hidrográfica estudada trará mais respaldo para os resultados, tornando a discussão mais próxima da realidade e a aplicação dos resultados, mais viável. Essa aproximação será feita não somente com a adaptação das bases de dados de *input* no WaterWorld, como também das premissas para a construção dos cenários, incorporando a história da política local.

Outra frente de trabalho é a investigação das mudanças climáticas. Serão modelados cenários exclusivamente com este estressor (e não somente acoplado à conversão de uso e cobertura do solo) com o intuito de definir com maior clareza qual a influência isolada nos recursos hídricos de cada um dos dois estressores abordados neste estudo. As premissas da modelagem de cenários quanto a esta forçante poderão ser refinadas a partir das tendências atualizadas de emissões de gases de efeito estufa das nações, de acordo com o posicionamento do Brasil nas conferências anuais sobre clima,

como as Conferências das Partes da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima. Poderão ser, então, escolhidas novas opções de RCPs e/ou Modelos de Circulação Geral (GCMs) que sejam mais ajustados a possíveis novas tendências de práticas adotadas no país.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIRBUS DEFENSE & SPACE, 2016, **SPOT Images**. Disponível em: <http://www.astrium-geo.com>. Acesso em: 31 mar. 2016.
- ALCÁNTARA-AYALA, I., GOUDIE, A. S., 2010, **Geomorphological hazards and disaster prevention**. Cambridge: University Press. 291 p.
- AMS – American Meteorological Society, 2019, **Glossary of Meteorology**. Disponível em: <http://glossary.ametsoc.org/>. Acesso em: 02 fev. 2019.
- ANA/CEBDS – Agência Nacional de Águas/Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável, 2009, **Fatos e Tendências: Água**. Brasília, 31 p.
- ANA – Agência Nacional de Águas, 2010, **Atlas Brasil – Abastecimento Urbano de Água. Panorama Nacional – Volume 1**. Engecorps/Cobrape: Brasília, 69 p.
- \_\_\_\_\_, 2015a, **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: Informe 2014**. Brasília, 103 p.
- \_\_\_\_\_, 2015b, **Encarte Especial sobre a Crise Hídrica**. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: Informe 2014. Brasília, 30 p.
- \_\_\_\_\_, 2015c, **Regiões Hidrográficas do Brasil: Edição Especial**. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil. Brasília, 162 p.
- \_\_\_\_\_, 2015d, **Balço das Águas**. Publicação Anual da Agência Nacional de Águas nº 4. Brasília, 25 p.
- \_\_\_\_\_, 2016a, **Sistema de Informações Hidrológicas**. Disponível: <http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/informacoeshidrologicas/redehidro.aspx>. Acesso em: 30 mar. 2016.
- \_\_\_\_\_, 2016b, **Bacias Hidrográficas**. Disponível em: <http://www2.ana.gov.br/Paginas/portais/bacias/default.aspx>. Acesso em: 04 abr. 2016.
- \_\_\_\_\_, 2017, **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2017 – Relatório Pleno**. Brasília: ANA, 169 p.
- BACELLAR, L.A.P., 2005, “O papel das florestas no regime hidrológico de bacias hidrográficas.” **Geo.br**, v. 1, pp. 1-39.
- BAKKER, R., 2012, Water security: Research challenges and opportunities. **Science**, v. (80-), n. 337 (6097): pp. 914-915. <https://doi.org/10.1126/science.1226337>
- BALVANERA, P., URIARTE, M., ALMEIDA-LEÑERO, L. *et al.*, 2012, “Ecosystem services research in Latin America: The state of the art.” **Ecosystem Services**, v. 2, pp. 56-70. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.09.006>



- BATES, B. C., KUNDZEWICZ Z. W., WU, S. *et al.* (eds.), 2008, **Climate Change and Water**. IPCC Technical Paper VI. IPCC Secretariat: Geneva, 210 p.
- BEGON, M., TOWNSEND, C., HARPER, J., 2006, **Ecology: From Individuals to Ecosystems**. 4 ed. Malden: Blackwell Publishing Ltd., 772 p.
- BONAN, G.B., 2008, “Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests.” **Science**, v. (80-), n. 320: pp. 1444-1449. <https://doi.org/10.1126/science.1155121>
- BOSCH, J.M., HEWLETT, J.D., 1982, “A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration.” **J. Hydrol.**, v. 55, n. 1, pp. 3-23. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(82\)90117-2](https://doi.org/10.1016/0022-1694(82)90117-2)
- BRASIL, 1965, Lei Ordinária Federal nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. **Institui o Código Florestal Brasileiro**. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, pp. 9529, 16 set. 1965.
- \_\_\_\_\_, 1981, Lei Ordinária Federal nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. **Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente**. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, pp. 16509, 2 set. 1981.
- \_\_\_\_\_, 1988, **Constituição da República Federativa do Brasil**, de 5 de outubro de 1988. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, 05/10/1988, pp. 1 do anexo.
- \_\_\_\_\_, 1997, Lei Ordinária Federal nº 9.433, de 8 de jan. de 1997. **Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos**. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, pp. 470, 9 jan. 1997.
- \_\_\_\_\_, 2000, Lei Ordinária Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000. **Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza**. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, pp. 1, 19 jul. 2000.
- \_\_\_\_\_, 2006, Lei Ordinária Federal nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006, **Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica**. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, pp. 1, 26 dez. 2006.
- \_\_\_\_\_, 2009, Lei Ordinária Federal nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009. **Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima**. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, pp. 109, 29 dez. 2009.
- \_\_\_\_\_, 2011, Lei Complementar Federal nº 140, de 8 de dezembro de 2011. **Fixa normas [...] relativas à proteção das paisagens naturais notáveis, à proteção do meio ambiente, ao combate à poluição em qualquer de suas formas e à preservação das florestas, da fauna e da flora**. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, pp. 1, 9 dez. 2011.

- \_\_\_\_\_, 2012a, Lei Ordinária Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012. **Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa.** Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, pp. 1, 28 mai. 2012.
- \_\_\_\_\_, 2012b, Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura: Plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono). Brasília: MAPA/ACS.
- \_\_\_\_\_, 2017, PLANAVEG – Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. Brasília, DF: MMA, 73 p.
- BRUIJNZEEL, L.A., 1990, **Hydrology of moist forests and the effects of conversion: a state of knowledge review.** UNESCO – International Institute for Aerospace Survey and Earth Science. Publication of the Humid Tropics Programme. Free University: Amsterdam, 224 p.
- \_\_\_\_\_, 2004, “Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees?” **Agric. Ecosyst. Environ.**, v. 104: pp. 185-228. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.015>
- BRUIJNZEEL, L.A., MULLIGAN, M., SCATENA, F. S., 2011, “Hydrometeorology of tropical montane cloud forests: emerging patterns.” **Hydrol. Process.**, v. 25, pp. 465-498. <https://doi.org/10.1002/hyp.7974>
- BURT, T.P., HOWDEN, N.J.K., MCDONNELL, J.J., JONES, J.A., HANCOCK, G.R., 2015, “Seeing the climate through the trees: Observing climate and forestry impacts on streamflow using a 60-year record.” **Hydrol. Process.**, v. 29, n. 3, pp. 473-480. <https://doi.org/10.1002/hyp.10406>
- CALDER, I.R., 1998, “Water use by forests, limits and controls.” **Tree Physiol.**, v. 18, n. 8-9, pp. 625-631. <https://doi.org/10.1093/treephys/18.8-9.625>
- CARDONA, O.D., VAN AALST, M. K., BIRKMANN, J. *et al.*, 2012, “Determinants of risk: exposure and vulnerability.” In: FIELD, C. B., BARROS, V., STOCKER, T. F. *et al.* (eds.). **Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation.** A Special Report of Working Groups I and II of the IPCC. Cambridge: Cambridge University Press, p. 65-108.
- CBD – Convention on Biological Diversity, 2014, **Ecosystem Approach.** Disponível em: <<http://www.cbd.int/ecosystem/>>. Acesso em: 29 mar. 2016.
- \_\_\_\_\_, 2016, **Aichi Biodiversity Targets.** Disponível em: <<https://www.cbd.int/sp/targets/>>. Acesso em: 04 dez. de 2018.
- CEPED – Centro Universitário de Estudos e Pesquisas sobre Desastres, 2013, **Brazilian Atlas of Natural Disasters 1991-2012. Volume: Brazil.** 2nd edition revised and extended. Florianópolis: UFSC, 126 p.
- CERQUEIRA, G. A. *et al.*, 2015, **A crise hídrica e suas consequências.** Boletim Legislativo nº 27, 32 p. Brasília: Núcleo de Estudos e Pesquisas/CONLEG/

- Senado. Disponível em: <<http://www12.senado.gov.br/publicacoes/estudos-legislativos/tipos-deestudos/boletins-legislativos/bol27>>.
- CGP – Conservation GeoPortal, 2016, **Conservation GeoPortal**. Disponível em: <<http://www.conservationmaps.org/>>. Acesso em: 31 mar. 2016.
- CHANG, M., 2013, **Forest Hydrology: An Introduction to Water and Forests**. 3ª Edição (Kindle). Florida: CRC Press, 556 p.
- CHEN, L., WANG, L., MA, Y. *et al.*, 2015, “Overview of Ecohydrological Models and Systems at the Watershed Scale.” **IEEE Systems Journal**, v. 9, n. 3, p. 1091-1099.
- CHRISTENSEN, J.H., K. KRISHNA KUMAR, E. ALDRIAN *et al.*, 2013, “Climate Phenomena and their Relevance for Future Regional Climate Change.” In: STOCKER, T.F., QIN, D., PLATTNER, G. K. *et al.* (eds.) **Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge/New York: Cambridge University Press, p. 1257-1308.
- CLIMATE INSTITUTE, 2007, **Water**. Disponível em: <<http://www.climate.org/topics/water.html>>. Acesso em: 26 fev. 2016.
- CLIMOND, 2016, **Global Climatologies for bioclimatic modelling**. Disponível em: <<https://www.climond.org/>>. Acesso em: 31 mar. 2016.
- COELHO-NETTO, A. L., 1994, “Hidrologia de Encosta na Interface com a Geomorfologia.” In: GUERRA, A. J. T., CUNHA, S. B. (orgs.). **Geomorfologia: uma revisão de conceitos e bases**. Rio de Janeiro: Bertrand, pp. 93-148.
- COSTA, M., 2014, **Previendo crise hídrica em SP, empresas investem em outros Estados**. Portal Folha de São Paulo. Disponível em: <<https://www1.folha.uol.com.br/mercado/2014/10/1538051-prevendo-crise-hidrica-em-sp-empresas-investem-em-outros-estados.shtml>>. Acesso em: 18 dez., 2018.
- COSTA, M.H., 2005, Large-scale hydrological impacts of tropical forest conversion, in: M. BONELL, BRUIJNZEEL, L.A. (Eds.) *Forest, water and people in the humid tropics: past, present and future hydrological research for integrated land and water management*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 590-597.
- COSTA, M.H., PIRES, G.F., 2010, “Effects of Amazon and Central Brazil deforestation scenarios on the duration of the dry season in the arc of deforestation.” **International Journal of Climatology**, v. 30, pp. 1970-1979. <https://doi.org/10.1002/joc.2048>
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., de GROOT, R. *et al.*, 1997, “The value of the world’s ecosystem services and natural capital.” **Nature**, v. 387, pp. 253-260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>

- CPTEC/INPE – Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos/ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2016, **CPTEC/INPE**. Disponível em: <<http://www.cptec.inpe.br/>>. Acesso em: 29 mar. 2016.
- DAILY, G. C., POLASKY, S., GOLDSTEIN, J. *et al.*, 2009, “Ecosystem services in decision making: time to deliver.” **Front. Ecol. Environ.**, v. 7, n. 1, pp. 21-28. *Front Ecol Environ* 2009, 7(1): 21–28. <https://doi.org/10.1890/080025>
- DE GROOT, R. S., WILSON, M. A., BOUMANS, R. M. J., 2002, “A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services.” **Ecological Economics**, v. 41, pp. 393-408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)
- DEZEM, V., 2014, **Falta d'água paralisa fábricas e ameaça crescimento da economia de São Paulo**. Portal UOL. Disponível em: <<https://economia.uol.com.br/noticias/bloomberg/2014/10/24/falta-dagua-paralisa-unidades-da-rhodia-e-afeta-negocios-em-sp.htm>>. Acesso em: 18 dez. 2018.
- DGI – Digital Globe Images, 2016, **Digital Globe**. Disponível em: <<http://www.digitalglobe.com>>. Acesso em: 31 mar. 2016.
- DÍAZ, S., PASCUAL, U., STENSEKE, M., MARTÍN-LÓPEZ, B., WATSON, R.T., MOLNÁR, Z., HILL, R., CHAN, K.M.A., BASTE,I.A., BRAUMAN, K.A., POLASKY, S., CHURCH, A., LONSDALE, M., LARIGAUDERIE, A., LEADLEY, P.W., VAN OUDENHOVEN, A. P. E., VAN DER PLAAT, F., SCHRÖTER, M., LAVOREL, S., AUMEERUDDY-THOMAS, Y., BUKVAREVA, E., DAVIES, K., DEMISSEW, S., ERPUL, G., FAILLER, P., GUERRA, C.A., HEWITT, C.L., KEUNE, H., LINDLEY, S., SHIRAYAMA, Y., 2018, “Assessing nature's contributions to people.” **Science**, v. 359, n. 6373, pp. 270-272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>
- DICIONÁRIO AULETE ONLINE, 2018, **iDicionário Aulete – O Dicionário da Língua Portuguesa na Internet**. Lexikon Editora Digital Ltda. Disponível em: <<http://http://www.aulete.com.br/>>.
- DYKES, A. P., MULLIGAN, M., WAINWRIGHT, J., 2015, **Monitoring and Modelling Dynamic Environments**. Studies in Honour of John Thornes. Wiley-Blackwell, Chichester.
- ECONOMICS HELP, 2016, **Definition of a free good**. Disponível em: <<http://www.economicshelp.org/blog/2844/economics/definition-of-a-free-good/>>. Acesso em: 15 jan. 2016.
- EGLER, M., 2012, **Gerenciamento integrado de recursos hídricos no estado do Rio de Janeiro: ensaio de indicador para o estabelecimento da avaliação das relações entre qualidade da água e cobertura vegetal**. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Planejamento Energético, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 315 p.

- ELLISON, D., FUTTER, M.N., BISHOP, K., 2012, “On the forest cover-water yield debate: from demand- to supply-side thinking.” **Global Change Biol.**, v. 18: pp. 806-820. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02589.x>
- ENVISAT – ENVISAT IMAGES, 2016, **ESA Earth Online**. Disponível em: <<http://envisat.esa.int>>. Acesso em: 31 mar. 2016.
- EROS – Earth Resources Observation and Science, 2016, **Earth Resources Observation and Science (EROS) Center**. Disponível em: <<http://eros.usgs.org/>>. Acesso em: 31 mar. 2016.
- FAO – Food and Agriculture Organization, 2010, **Global Forest Resources Assessment (FRA 2010) – Main Report**. FAO Forestry Paper 163. Rome: Food and Agriculture Organisation of the United Nations, 378 p.
- \_\_\_\_\_, 2014, **Global Administrative Unit Layers (GAUL)**. Disponível em: <<http://www.fao.org/geonetwork/srv/en/metadata.show?id=12691>>. Acesso em: 22 dez. 2018.
- FARLEY, K.A., JOBBÁGY, E.G., JACKSON, R.B., 2005, “Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy.” **Global Change Biology**, v. 11, pp. 1565-1576. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>
- FILOSO, S., BEZERRA, M.O., WEISS, K.C.B., PALMER, M.A., 2017. “Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review.” **PLoS ONE**, v. 12, n. 8: pp. e0183210. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183210>
- GARCÍA-RUIZ, J.M., BEGUERÍA, S., NADAL-ROMERO, E., GONZÁLEZ-HIDALGO, J., LANA-RENAULT, N., SANJUÁN, Y., 2015, “A meta-analysis of soil erosion rates across the world.” **Geomorphology**, v. 239: pp. 160-173. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.03.008>
- GLC – Global Land Cover 2000, 2016, **Global Land Cover 2000**. Disponível em: <<http://bioval.jrc.ec.europa.eu/products/glc2000/glc2000.php>>. Acesso em: 31 mar. 2016.
- GLCF – Global Land Cover Facility, 2016, **Global Land Cover Facility**. Disponível em: <<http://landcover.org/>>. Acesso em: 31 mar. 2016.
- GLOBCOVER, 2016, **GlobCover**. Disponível em: <<http://ionial.esrin.esa.int>>. Acesso em: 31 mar. 2016.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E, DE GROOT, R., LOMAS, P. L. *et al.*, 2010, “The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes.” **Ecological Economics**, v. 69, pp. 1209-1218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007>
- GOUDIE, A. S., 2006, “Global warming and fluvial geomorphology.” **Geomorphology**, v. 79, pp. 384-394. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.023>

- GUEDES, S. E., SEEHUSEN, F. B. (eds.), 2011, **Pagamentos Por Serviços Ambientais Na Mata Atlântica - Lições Aprendidas e Desafios**. 2 ed. Brasília: MMA, 275 p.
- HADDELAND, I., HEINKE, J., BIEMANS, H., EISNER, S., FLÖRKE, M., HANASAKI, N., KONZMANN, M., LUDWIG, F., MASAKI, Y., SCHEWE, J., STACKE, T., TESSLER, Z. D., WADA, Y., WISSER, D., 2014, “Global water resources affected by human interventions and climate change.” **PNAS**, v. 111, n. 9, pp. 3251-3256. <https://doi.org/10.1073/pnas.1222475110>
- HALL, D.O., HOUSE, J.I., 1994, “Trees and biomass energy: Carbon storage and/or fossil fuel substitution?” *Biomass and Bioenergy*, v. 6, n. 1-2, pp. 11-30. [https://doi.org/10.1016/0961-9534\(94\)90081-7](https://doi.org/10.1016/0961-9534(94)90081-7)
- HANSEN, M.C., POTAPOV, P.V., MOORE, R., HANCHER, M., TURUBANOVA, S.A., TYUKAVINA, A., THAU, D., STEHMAN, S.V., GOETZ, S.J., LOVELAND, T.R., KOMMAREDDY, A., EGOROV, A., CHINI, L., JUSTICE, C.O., TOWNSHEND, J.R., 2013, “High-resolution global maps of 21st century forest cover change.” **Science**, v. 342, pp. 850-853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- HARDIN, G., 1968, “The Tragedy of the Commons.” **Science**, v. 162, n. 3859, pp. 1243-1248. <https://doi.org/10.1126/science.162.3859.1243>
- HATJE, R.B.H., 2016, **A Restauração Ecológica e a Ditadura da Floresta**. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Sociedade, Universidade Estadual de Campinas, 191 p.
- HERRERA, D., ELLIS, A., FISHER, B., GOLDEN, C.D., JOHNSON, K., MULLIGAN, M., PFAFF, A., TREUER, T., RICKETTS, T.H., 2017, “Upstream watershed condition predicts rural children’s health across 35 developing countries.” **Nat. Commun.**, v. 8, n. 1, pp. 811. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-00775-2>
- HIJMANS, R.J., CAMERON, S.E., PARRA, J.L., JONES, P.G., JARVIS, A., 2004, **The WorldClim interpolated global terrestrial climate surfaces. Version 1.3**. Disponível em: <<http://biogeo.berkeley.edu/worldclim/worldclim.htm>>.
- \_\_\_\_\_, 2005, “Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas.” **International Journal of Climatology**, v. 25, n. 15, pp. 1965-1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>
- HOEKSTRA, A.Y., CHAPAGAIN, A.K., ALDAYA, M.M., MEKONNEN, M.M., 2009, **Water Footprint Manual: Sate of the Art 2009**. Water Footprint Network, Enschede, 127 p.
- HONDA, E.A., DURIGAN, G., 2017, “A restauração de ecossistemas e a produção de água.” **Hoehnea**, v. 44, n. 3, pp. 315-327. <https://doi.org/10.1590/2236-8906-82/2016>

- HUNTINGTON, T.G., 2006, "Evidence for intensification of the global water cycle: Review and synthesis." **J. Hydrol.**, v. 319, n. 1, pp. 83-95. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.07.003>
- IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2016, **SISCOM – Sistema compartilhado de informações ambientais**. Disponível em: <<http://siscom.ibama.gov.br/>>. Acesso em: 31 mar. 2016.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2002, **Mapa de Clima do Brasil**. Escala 1:5.000.000. Diretoria de Geociências, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Disponível em: <[ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas\\_tematicos/mapas\\_murais/clima.pdf](ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas_tematicos/mapas_murais/clima.pdf)>. Acesso em: 31 mar. 2016.
- \_\_\_\_\_, 2014. **Informações Ambientais: Cobertura e Uso da Terra**. Disponível em: <[ftp://geoftp.ibge.gov.br/informacoes\\_ambientais/cobertura\\_e\\_uso\\_da\\_terra/mudancas/vetores](ftp://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/cobertura_e_uso_da_terra/mudancas/vetores)>. Acesso em: 16 mai. 2018.
- \_\_\_\_\_, 2016. **Organização do Território: Malhas Territoriais**. Disponível em: <[ftp://geoftp.ibge.gov.br/organizacao\\_do\\_territorio/malhas\\_territoriais/malhas\\_municipais/municipio\\_2015/Brasil/BR/](ftp://geoftp.ibge.gov.br/organizacao_do_territorio/malhas_territoriais/malhas_municipais/municipio_2015/Brasil/BR/)>. Acesso em: 16 mai. 2018.
- \_\_\_\_\_, 2018. **Brasil em Síntese**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 26-jan-2019.
- IBGE/MMA – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística/Ministério do Meio Ambiente, 2004, **Mapa de Biomas do Brasil – Primeira Aproximação**. 3ª Ed. Diretoria de Geociências, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Escala 1:5.000.000.
- IBISCH, P.L., HOFFMANN, M., KREFT, S., PE'ER, G., KATI, V., BIBER-FREUDENBERGER, L., DELLASALA, D.A., VALE, M.M., HOBSON, P.R., SELVA, N., 2016, "A global map of roadless areas and their conservation status." **Science**, v. 354, pp. 1423-1427. <https://doi.org/10.1126/science.aaf7166>
- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2016, **Image Catalog**. Disponível em: <<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>>. Acesso em: 31 mar. 2016.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007a, **Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability**. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the IPCC. PARRY, M. L., CANZIANI, O. F., PALUTIKOF, J. P. *et al.* (eds.). Cambridge: Cambridge University Press, 976 p.
- \_\_\_\_\_, 2007b, **Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the IPCC**. Core Writing Team: PACHAURI, R.K., REISINGER, A. (eds.) Geneva: IPCC, 104 p.
- \_\_\_\_\_, 2013, **The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y.

Xia, V. Bex and P.M. Midgley (Eds.) United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 1535 p.

\_\_\_\_\_, 2014a, **Climate Change 2007: Synthesis** IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change., 2013b. **What is a GCM?** Data Distribution Centre. Disponível em: <[http://www.ipcc-data.org/guidelines/pages/gcm\\_guide.html](http://www.ipcc-data.org/guidelines/pages/gcm_guide.html)>. Acesso em: 26 mar. 2016.

\_\_\_\_\_, 2014b, **Representative Concentration Pathways**. Scenario Process for the Fifth Assessment Report, Data Distribution Centre. Disponível em: <[http://sedac.ipcc-data.org/ddc/ar5\\_scenario\\_process/RCPs.html](http://sedac.ipcc-data.org/ddc/ar5_scenario_process/RCPs.html)>. Acesso em: 26 mar. 2016.

\_\_\_\_\_, 2016, **Supporting Data**. Available: <<http://www.ipcc-data.org/>>. Acesso em: 31 mar. 2016.

IPEA/SPI – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada/Secretaria de Planejamento e Investimento Estratégicos, 2010, **Objetivos de Desenvolvimento do Milênio: Relatório Nacional de Acompanhamento**. IV Relatório. Brasília, 182 p.

\_\_\_\_\_, 2014, **Objetivos de Desenvolvimento do Milênio: Relatório Nacional de Acompanhamento**. V Relatório. Brasília: IPEA, 208 p.

ISRIC – International Soil Reference and Information Centre, 2016, **World Soil Information**. Disponível em: <<http://www.isric.org/>>. Acesso em: 31 mar. 2016.

JENKINS, C. N., ALVES, M. A. S., UEZU, M. *et al.*, 2015, “Patterns of Vertebrate Diversity and Protection in Brazil.” **PLoS ONE**, v. 10, n. 12, pp. e0145064. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0145064>

KARMANN, I., 2000, “Ciclo da água, água subterrânea e sua ação geológica.” In: TEIREIXA, W., TOLEDO, M. C. M., FAIRCHILD, T. R. *et al.* (orgs.) **Decifrando a Terra**. São Paulo: Oficina de Textos, p. 113-138.

KEENAN, T.F., HOLLINGER, D.Y., BOHRER, G., DRAGONI, D., MUNGER, J.W., SCHMID, H.P., RICHARDSON, A.D., 2013, “Increase in forest wateruse efficiency as atmospheric carbon dioxide concentrations rise.” **Nature**, v. 499, n. 7458, pp. 324-327. <https://doi.org/10.1038/nature12291>

KING, D. M., MAZZOTTA, M. J., 2000, **Ecosystem Valuation**. Disponível em: <<http://www.ecosystemvaluation.org/>>. Acesso em: 17 jan. 2016.

KONIKOW, L. F., KENDY, E., 2005, “Groundwater depletion: A global problem.” **Hydrogeology Journal**, v. 13, pp. 317-320. <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0411-8>

LANDSAT – Land Remote Sensing Satellite, 2016, **LandSat**. Disponível em: <<http://www.landsat.org/>>. Acesso em: 31 mar. 2016.



- LEOPOLDO, P.R., FRANKEN, W.K., VILLA NOVA, N.A., 1995, “Real evapotranspiration and transpiration through a tropical rain forest in central Amazonia as estimated by the water balance method.” **Forest Ecology and Management**, v. 73, pp. 185-195. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(94\)03487-H](https://doi.org/10.1016/0378-1127(94)03487-H)
- MAGRIN, G. O., MARENGO, J. A., BOULANGER, J.-P. *et al.*, 2014, “Central and South America.” In: BARROS, V.R., FIELD, C.B., DOKKEN, D.J. *et al.* (eds.) **Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the IPCC**. Cambridge/New York: Cambridge University Press, pp. 1499-1566.
- MAKARIEVA, A. M., GORSHKOV, V. G., 2007, “Biotic pump of atmospheric moisture as driver of the hydrological cycle on land.” **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, pp. 1013-1033. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1013-2007>
- MARENGO, J., 2015, **Chuvas e estiagens mais intensas**. Senado Federal em discussão. Disponível em: <<http://www12.senado.leg.br/emdiscussao/edicoes/escassez-de-agua/crise-hidrica-no-sudeste-sao-paulo-por-uma-gota/mudancas-climaticas-prometem-chuvas-e-estiagens-mais-intensas>>. Acesso em: 16 fev. 2016.
- MARENGO, J.A., SOARES, W.R., SAULO, C., NICOLINI, M., 2004, “Climatology of the Low-Level Jet East of the Andes as Derived from the NCEP–NCAR Reanalyses: Characteristics and Temporal Variability.” **J. Clim.**, v. 17, n. 12, pp. 2261-2280. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2004\)017<2261:COTLJE>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2004)017<2261:COTLJE>2.0.CO;2)
- MARTINELLI, L.A., NAYLOR, R., VITOUSEK, P.M., MOUTINHO, P., 2010, “Agriculture in Brazil: impacts, costs, and opportunities for a sustainable future.” **Curr. Opin. Environ. Sustain.**, v. 2, n. 5-6, pp. 431–438. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.09.008>
- MAYNARD, S., JAMES, D., DAVIDSON, A., 2010, “The Development of an Ecosystem Services Framework for South East Queensland.” **Environmental Management**, v. 45, pp. 881-895. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9428-z>
- MEA – Millennium Ecosystem Assessment., 2005, **Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 137 p.
- MERTEN, G.H., MINELLA, J.P.G., 2013, “The expansion of Brazilian agriculture: Soil erosion scenarios.” **Int. Soil and Water Cons. Res.**, v. 1, n. 3, pp. 37-48. [https://doi.org/10.1016/S2095-6339\(15\)30029-0](https://doi.org/10.1016/S2095-6339(15)30029-0)
- MILLENNIUM PROJECT, 2006, **Goals, targets and indicators**. Disponível em: <<http://www.unmillenniumproject.org/goals/gti.htm#goal7>>. Acesso em: 12 jan. 2016.

- MMA – Ministério do Meio Ambiente, 2006, **Mapas de Cobertura Vegetal dos Biomas Brasileiros**. Disponível em: <<http://mma.gov.br/component/k2/item/7626-mapas-de-cobertura-vegetal>>. Acesso em: 04 abr. 2016.
- \_\_\_\_\_, 2016<sup>a</sup>, **Mapas**. Disponível em: <<http://mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/mapas>>. Acesso em: 31 mar. 2016.
- \_\_\_\_\_, 2016b, **Recuperação de Áreas Degradadas**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/destaques/item/8705-recupera%C3%A7%C3%A3o-de-%C3%A1reas-degradadas>>. Acesso em: 30 mar. 2016.
- MULLIGAN, M., 2009, **The human water quality footprint: agricultural, industrial, and urban impacts on the quality of available water globally and in the Andean region**. Proceedings of the International Conference on Integrated Water Resource Management and Climate Change, Cali, Colombia. 11 p.
- \_\_\_\_\_, 2012, **SimTerra: A consistent global gridded database of environmental properties for spatial modelling**. Disponível em: <<http://www.policysupport.org/simterra>>. Acesso em: 22 dez. 2018.
- \_\_\_\_\_, 2013, “WaterWorld: a self-parameterising, physically based model for application in data-poor but problem-rich environments globally.” **Hydrol. Res.**, v. 44, n. 5, pp. 748-769. <https://doi.org/10.2166/nh.2012.217>
- \_\_\_\_\_, 2015a, **User Guide for the WaterWorld Policy Support System**. Disponível em: <<http://www.policysupport.org/waterworld>>. Acesso em: 1 dez. 2015.
- \_\_\_\_\_, 2015b, “Tropical agriculturalisation: scenarios, their environmental impacts and the role of climate change in determining water-for-food, locally and along supply chains.” **Food Sec.**, v. 7, pp. 1133-1152. <https://doi.org/10.1007/s12571-015-0506-1>
- \_\_\_\_\_, 2017, Results from the WaterWorld Policy Support System [v2.92]. <http://www.policysupport.org/links/waterworld>
- \_\_\_\_\_, 2019, User guide for the AGUAANDES (WATERWORLD) Policy Support System [v2.92]. Disponível em: <<https://goo.gl/gvTKq6>>. Acesso em: 03 mar. 2019
- MULLIGAN, M., BURKE, S. M. 2005 **FIESTA: Cloud water interception for the Enhancement of Streamflow in Tropical Areas**. Report to UK DfID, 174 pp. Disponível em: <<http://www.ambiotek.com/fiesta>>. Acesso em: 24 jun. 2019.
- MULLIGAN, M., RUBIANO, J., HYMAN, G. *et al.*, 2010a, “The Andes 'basin': biophysical and developmental diversity in a climate of change.” **Water Int.**, v. 35, n. 5, pp. 472-492. <https://doi.org/10.1080/02508060.2010.516330>
- MULLIGAN, M., RUBIANO, J., RINCON-ROMERO, M., 2010b, “Hydrology and land cover change in tropical montane environments: the impact of pattern on process.” In: BRUIJNZEEL, L.A., SCATENA, F.N. & HAMILTON, L.S. (eds.). **Tropical**

**Montane Cloud Forests: Science for Conservation and Management.**  
Cambridge University Press, Cambridge, pp. 516-525.

- MULLIGAN, M., SAENZ CRUZ, L.L., PENA-ARANCIBIA, J., PANDEY, B., MAHÉ, G., FISHER, M., 2011, “Water availability and use across the Challenge Program on Water and Food (CPWF) basins.” **Water Int.**, v. 36, n. 1, pp. 17-41.  
<https://doi.org/10.1080/02508060.2011.543801>
- MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., *et al.*, 2000, “Biodiversity hotspots for conservation priorities.” **Nature**, v. 403, pp. 853-858.  
<https://doi.org/10.1038/35002501>
- NATURAL EARTH, 2016, **Natural Earth**. Disponível em:  
<<http://www.natureearthdata.com>>. Acesso em: 31 mar. 2016.
- NASA – National Aeronautics and Space Administration, 2016a, **REVERB | ECHO: The Next Generation Earth Science Discovery Tool**. Disponível em:  
<<http://reverb.echo.nasa.gov>>. Acesso em: 31 mar. 2016.
- \_\_\_\_\_, 2016b, **U.S. Releases Enhanced Shuttle Land Elevation Data**. Jet Propulsion Laboratory: California Institute of Technology. Disponível em:  
<<http://www2.jpl.nasa.gov/srtm>>. Acesso em: 31 mar. 2016.
- NAZARENO, A. G., LAURANCE, W. F., 2015, “Brazil’s drought: Beware deforestation.” **Science**, v. 347, n. 6229, pp. 1427.  
<https://doi.org/10.1126/science.347.6229.1427-a>
- NEARY, D.G., ICE, G.G., JACKSON, C.R., 2009, “Linkages between forest soils and water quality and quantity.” **Forest ecology and management**, v. 258, n. 10, pp. 2269-81. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.05.027>
- NEGREIRO, A.B., 2006, Respostas Geo-Hidroecológicas em Clareira de Deslizamento numa Encosta Florestada: Alto Rio dos Macacos, Maciço da Tijuca (RJ). Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 88 p.
- NELSON, E., MENDOZA, G., REGETZ, J. *et al.*, 2009, “Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales.” **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, n. 1, pp. 4-11. <https://doi.org/10.1890/080023>
- NESBITT, S.W., ANDERS, A.M., 2009, “Very high-resolution precipitation climatologies from the Tropical Rainfall Measuring Mission precipitation radar” **Geophys. Res. Lett.**, v. 36, L15815. <https://doi.org/10.1029/2009GL038026>
- NICÁCIO, R., 2015, **Empresas começam a deixar São Paulo devido à falta d’água**. Portal N10. Disponível em: <<https://oportaln10.com.br/empresas-comecam-deixar-sao-paulo-devido-falta-dagua-5301/>>. Acesso em: 18 dez. 2018.

- NOAH – National Oceanic and Atmospheric Administration, 2016, **CLASS: Comprehensive Large Array-Data Stewardship System. Natural Earth.** Disponível em: <<http://www.class.noaa.gov>>. Acesso em: 31 mar. 2016.
- NOBRE, A. D., 2014a, **The Future Climate of Amazonia: Scientific Assessment Report.** 1 ed. São José dos Campos: ARA/CCST-INPE/INPA, 42 p.
- \_\_\_\_\_, 2014b, **Se houvesse florestas no Sudeste, a seca não seria tão extrema.** Época – Blog do Planeta. Disponível em: <<https://epoca.globo.com/colunas-e-blogs/blog-do-planeta/noticia/2014/11/bantonio-nobreb-se-houvessem-florestas-no-sudeste-seca-nao-seria-cao-extrema.html>>. Acesso em: 23 fev. 2016.
- NOBRE, C.A., MARENGO, J.A. (Orgs.) 2017, **Mudanças Climáticas em Rede – um olhar interdisciplinar.** São José dos Campos, SP: INCT, 608 p.
- NOBRE, A.D., MARENGO, J.A., SELUCHI, M.E., CUARTAS, L.A., ALVES, L.M., 2016, “Some characteristics and impacts of the drought and water crisis in Southeastern Brazil during 2014 and 2015,” **J. Water Res. Protect.**, v. 8, n. 2, pp. 252-262. <http://dx.doi.org/10.4236/jwarp.2016.82022>
- NOBRE, C.A., YOUNG, A.F., SALDIVA, P., MARENGO, J.A., NOBRE, A.D., ALVES-JR., S., G.C.M., SILVA, L., M., 2010, **Vulnerabilidades das Megacidades Brasileiras às Mudanças Climáticas: Região Metropolitana de São Paulo.** São Paulo: INPE/UNICAMP/USP/IPT/UNESP-Rio Claro, 32 p.
- NOVOTNY, V., 1999, “Diffuse pollution from agriculture — A worldwide outlook.” **Wat. Sci. Tech.**, v. 39, n. 3: 1-13. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00311-X](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00311-X)
- NOZAWA, T., NAGASHIMA, T., OGURA, T. *et al.*, 2007, **Climate change simulation with a coupled ocean-atmosphere GCM called the Model for Interdisciplinary Research on Climate: MIROC.** YAMAMOTO, A., KAIZU, H., ISAKA, A. (eds.) Supercomputer Monograph Report, v. 12. Tsukuba: Center for Global Environmental Research, National Institute Studies. 79 p. Disponível em: <<http://www.cger.nies.go.jp/publications/report/i073/I073.pdf>>. Acesso em: 31 mar. 2016.
- OBUOBIE, E., GACHANJA, P.M., DÖRR, A.C., 2005, **The Role of Green Water in Food Trade.** Term paper for the interdisciplinary course, International Doctoral Studies, University of Bönn, 20 p.
- OKI, T., KANAE, S., 2006, “Global hydrological cycles and world water resources.” **Science**, v. 313, n. 5790, pp. 1068-1072. <https://doi.org/10.1126/science.1128845>
- ONU-BR – Organização das Nações Unidas no Brasil, 2015, **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável.** Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/>>. Acesso em: 20 jan. 2019.
- OTTO, F. E. L., COELHO, C. A. S., KING, A. *et al.*, 2015, “Factors other than climate change, main drivers of 2014/15 water shortage in southeast Brazil.” In:

- HERRING, S. C., HOERLING, M. P., KOSSIN, J. P. *et al.* (eds.). **Explaining extreme events of 2014 from a climate perspective**. Special Supplement to the Bulletin of the American Meteorological Society, v. 96, n. 12, pp. 35-40.
- PACTO MATA ATLÂNTICA, 2009, **Pacto pela restauração da Mata Atlântica**. Disponível em: <<http://www.pactomataatlantica.org.br/o-pacto>>. Acesso em: 22 dez. 2018.
- PATTNAYAK, K.C., GLOOR, E., TINDALL, J.C., BRIENEN, R.J.W., BARICHIVICH, J., BAKER, J.C.A., SPRACKLEN, D.V. CINTRA, B.B.L., COELHO, C.A.S., 2018, “Adding new evidence to the attribution puzzle of the recent water shortage over São Paulo (Brazil).” **Tellus A**, v. 70, n. 1481690, pp. 1-14. <https://doi.org/10.1080/16000870.2018.1481690>
- PEEL, M. C., FINLAYSON, B. L., MCMAHON, T. A., 2007, “Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification.” **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, n. 5, pp. 1633-1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- PERMAN, R., MA, Y., MCGILVRAY, J. *et al.*, 2003, **Natural Resource and Environmental Economics**. 3 ed. London: Pearson Education Limited, 699 p.
- PETERS, G.P., ANDREW, R.M., BODEN, T., CANADELL, J.G., CIAIS, P., LE QUÉRÉ, C., MARLAND, G., RAUPACH, M.R., WILSON, C., 2012, “The challenge to keep global warming below 2 °C.” **Nat. Clim. Chang.**, v. 3, pp. 4-6. <https://doi.org/10.1038/nclimate1783>
- PETTER, M., MOONEY, S., MAYNARD, S. M., 2012, “A Methodology to Map Ecosystem Functions to Support Ecosystem Services Assessments.” **Ecol Soc**, v. 18, n. 1, pp. 1-31.
- PNUD – Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, 2016, **Objetivos de Desenvolvimento do Milênio: Garantir a sustentabilidade ambiental**. Disponível em: <<http://www.pnud.org.br/ODM7.aspx>>. Acesso em: 12 jan. 2016.
- PONETTE-GONZÁLEZ, A.G., BRAUMAN, K.A., MARÍN-SPIOTTA, E., FARLEY, K.A., WEATHERS, K.C., YOUNG, K.R., CURRAN, L.M., 2014, “Managing water services in tropical regions: From land cover proxies to hydrologic fluxes.” **Ambio**, v. 44, n. 5, pp. 367-375. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0578-8>
- PORPORATO, A., RODRIGUEZ-ITURBE, I., 2002, “Ecohydrology – a challenging multidisciplinary research perspective.” **Hydrological Sciences**, v. 47, n. 5, pp. 811-821. <https://doi.org/10.1080/02626660209492985>
- POSTEL, S.L., DAILY, G.C., EHRLICH, P.R., 1996, “Human appropriation of renewable fresh water.” **Science**, v. 271, pp. 785-788. <https://doi.org/10.1126/science.271.5250.785>
- POSTEL S.L., THOMPSON, B.H., 2005, “Watershed protection: Capturing the benefits of nature’s water supply services.” **Nat Resour Forum**, v. 29, n. 2, pp. 98-108. <https://doi.org/10.1111/j.1477-8947.2005.00119.x>

- PREFEITURA DE SANTO ANDRÉ, 2014, **A represa Billings e o município de Santo André.** <http://www2.santoandre.sp.gov.br/index.php/2014-06-26-19-25-15/o-reservatorio-billings> (Acesso em: 20 dez. 2018).
- PSS – Policy Support Systems, 2016, **Policy Support Systems.** Disponível em: <http://www.policysupport.org/>. Acesso em: 12 mar. 2016.
- R CORE TEAM., 2017, **R: A language and environment for statistical computing.** R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 04 dez. 2018.
- RAPIDEYE, 2016, **RapidEye Imagens.** BlackBridge: A Planet Labs Company. Disponível em: <http://www.rapideye.de>. Acesso em: 04 abr. 2016.
- RASKIN, P., BANURI, T., GALLOPÍN, G. *et al.*, 2002, **Great Transition: The Promise and Lure of the Times Ahead.** Boston: Stockholm Environment Institute, 99 p.
- RENNÓ, C.D., BORMA, L.D.S., 2017, **Ecohidrologia.** DPI/INPE, 45 p. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/~camilo/prochidr/pdf/05ecohidrologia.pdf>. Acesso em: 26 jan 2019.
- REZENDE, C.L., SCARANO, F.R., ASSAD, E.D., JOLY, C.A., METZGER, J.P., STRASSBURG, B.B.N., TABARELLI, M. FONSECA, G.A., MITTERMEIER, R.A., 2018, “From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest.” **Persp. Ecol. Conserv.**, v.16, pp.208-214. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>
- REZENDE, C.L., UEZU, A., SCARANO, F.R., ARAUJO, D.S.D., 2015, “Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale.” **Biodivers. Conserv.**, v. 24, pp. 2255–2272. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0980-y>
- RIAHI, K., RAO, S., KREY, V., CHO, C., CHIRKOV, V., FISCHER, G., KINDERMANN, G., NAKICENOVIC, N., RAFAJ, P., 2011, “RCP 8.5 — A scenario of comparatively high greenhouse gas emissions.” **Clim. Chang.**, v. 109, n. 1-2, pp. 33-57. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0149-y>
- RIBEIRO, M.C., METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., PONZONI, F.J., HIROTA, M.M., 2009, “The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation.” **Biol. Conserv.**, v. 142, pp. 1141-1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- ROCKSTRÖM, J., STEFFEN, W., NOONE, K. *et al.*, 2009, “A safe operating space for humanity.” **Nature**, v. 461, pp. 472-475. <https://doi.org/10.1038/461472a>
- SETTI, A.A., LIMA, J.E.F.W., CHAVES, A.G.M. *et al.*, 2001, **Introdução ao Gerenciamento de Recursos Hídricos.** 2 ed. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica, Superint. de Estudos e Informações Hidrológicas. 225 p.

- SEQ FRAMEWORK, 2016, **The SEQ Ecosystem Services Framework**. Disponível em: <<http://www.ecosystemserviceseq.com.au>>. Acesso em: 7 jan. 2016.
- SER – Society for Ecological Restoration International, 2004, **Princípios da SER Internacional sobre a restauração ecológica**. Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política. Society for Ecological Restoration International: Tucson, 15 p.
- SCHLESINGER, W.H., JASECHKO, S., 2014, “Transpiration in the global water cycle.” **Agric. For Meteorol.**, v.189–190, pp.115–117. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.01.011>
- SCHULTE, P., 2014, **Defining Water Scarcity, Water Stress, and Water Risk: It’s Not Just Semantics**. Disponível em: <<http://pacinst.org/water-definitions/>>. Acesso em: 31 jan. 2016.
- SEADE – Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados, 2018, **Indicadores do Estado de São Paulo**. Disponível em: <<http://www.seade.gov.br/>>. Acesso em: 22 dez. 2018.
- SECRETARIA ESTADUAL DE SANEAMENTO E RECURSOS HÍDRICOS – SSRH, 2017, **PERH – Plano Estadual de Recursos Hídricos 2016 – 2019**. São Paulo: SSRH, 251 p.
- SHIKLOMANOV, I. A., RODDA, J. C. (eds.), 2003, **World Water Resources at the Beginning of the Twenty-First Century**. International Hydrology Series. Cambridge: UNESCO/Cambridge University Press, 18 p.
- SILVA, R.F.B, BATISTELLA, M., MORAN, E.F., LU, D., 2016, “Land Changes Fostering Atlantic Forest Transition in Brazil: Evidence from the Paraíba Valley.” **Prof. Geogr.**, v. 69, n. 1, pp. 80-93. <https://doi.org/10.1080/00330124.2016.1178151>
- SILVA, J. M. C., CASTELETI, C. H. M., 2005, “Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira.” In: GALINDO-LEAL, C., CÂMARA, I. G. (eds.) **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica/Belo Horizonte: Conservação Internacional, 472 p.
- SOSMA/INPE – SOS Mata Atlântica/Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2018, **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica Período 2016-2017**. Technical Report. São Paulo: Arcplan, 63 p.
- \_\_\_\_\_, 2019, **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica Período 2017-2018**. Technical Report. São Paulo: Arcplan, 63 p.
- SRINIVASAN, V., LAMBIN, E.F., GORELICK, S.M., THOMPSON, B.H., ROZELLE, S., 2012, “The nature and causes of the global water crisis: Syndromes from a meta-analysis of coupled human-water studies.” **Water Resour. Res.**, v. 48, pp. W10516. <https://doi.org/10.1029/2011WR011087>

- STADTMÜLLER, T., 1987, **Cloud Forests in the Humid Tropics. A Bibliographic Review**. United Nations University, Tokyo, and CATIE, Turrialba, Costa Rica. Disponível em: <http://archive.unu.edu/unupress/unupbooks/80670e/80670E03.htm>. Acesso em: 27 jan. 2019.
- STAUDT, A., LEIDNER, A.K., HOWARD, J., BRAUMAN, K.A., DUKES, J.S., HANSEN, L.J., PAUKERT, C., SABO, J., SOLÓRZANO, L.A., 2013, “The added complications of climate change: Understanding and managing biodiversity and ecosystems.” **Front Ecol Environ**, v. 11, n. 9, pp. 494-501. <https://doi.org/10.1890/120275>
- STOLTON, S., DUDLEY, N., 2007, “Managing forests for cleaner water for urban populations.” **Unasylva**, v. 58, n. 4, pp. 39-43.
- SVP – Spot-Vegetation Programme, 2016, **Spot-Vegetation Programme**. Disponível em: <http://www.vgt.vito.be>. Acesso em: 31 mar. 2016.
- \_\_\_\_\_, 2012, “An Overview of CMIP5 and the Experiment Design.” **Bull. Am. Meteorol. Soc.**, v. 93, n. 4, pp. 485-498. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-11-00094.1>
- THE MILLENNIUM PROJECT, 2011, **Global challenges facing humanity. Water: how can everyone have sufficient clean water without conflict?** Disponível em: [http://www.millennium-project.org/millennium/Global\\_Challenges/chall-02.html](http://www.millennium-project.org/millennium/Global_Challenges/chall-02.html). Acesso em: 15 jan. 2016.
- THE QUINTESSENCE CONSORTIUM, 2016, “Networking Our Way to Better Ecosystem Service Provision.” **Trends in Ecology and Evolution**, v. 31, n. 2, pp. 105-115.
- THE WATER WE EAT, 2019, **The Water We Eat**. Disponível em: <http://thewaterweeat.com/>. Acesso em: 03 fev. 2019.
- TNC – The Nature Conservancy, 2013, **Movimento Água para São Paulo (MApSP)**. São Paulo: TNC/Falconi, 79 p.
- TOWNSHEND, J.R.G., CARROLL, M., DIMICELI, C., SOHLBERG, R., HANSEN, M., DEFRIES, R., 2011, **Vegetation Continuous Fields MOD44B, 2001**. Percent Tree Cover, Collection 5, University of Maryland, College Park, Maryland, 2001.
- TUCCI, C. E. M., 2007, “Mudanças climáticas e impactos sobre os recursos hídricos no Brasil.” **Ciência e Ambiente**, v. 34, pp. 137-156.
- UN – United Nations, 2015, **Paris Agreement**. Disponível em: [https://unfccc.int/sites/default/files/english\\_paris\\_agreement.pdf](https://unfccc.int/sites/default/files/english_paris_agreement.pdf). Acesso em: 22 dez. 2018.
- \_\_\_\_\_, 2016, **The World’s Cities in 2016 – Data Booklet (ST/ESA/ SER.A/392)**. Disponível em: <http://www.un.org/en/development/desa/population/publications/>



[pdf/urbanization/the\\_worlds\\_cities\\_in\\_2016\\_data\\_booklet.pdf](#)>. Acesso em: 22 dez. 2018.

\_\_\_\_\_, 2017. **United Nations strategic plan for forests, 2017-2030**. Report of the Special Session of the UN Forum on Forests (20 jan. de 2017). New York: United Nations Economic and Social Council, 28 p. Disponível em: <<https://www.un.org/esa/forests/documents/un-strategic-plan-for-forests-2030/index.html>>. Acesso em: 22 dez. 2018.

UN-WATER – United Nations Water, 2014, **A Post-2015 Global Goal for Water: Synthesis of key findings and recommendations from UN-Water**. Disponível em: <[http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/27\\_01\\_2014\\_un-water\\_paper\\_on\\_a\\_post\\_2015\\_global\\_goal\\_for\\_water.pdf](http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/27_01_2014_un-water_paper_on_a_post_2015_global_goal_for_water.pdf)>. Acesso em: 29 mar. 2016.

UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, 1997, **Ecohydrology: a new paradigm for the sustainable use of aquatic resources**. ZALEWSKI, M., JANAUER, G. A., JOLÁNKAI G. (eds.) Paris: International Hydrological Programme, 58 p.

UNICEF – United Nations International Children's Emergency Fund, 2016, **Objetivos de Desenvolvimento do Milênio**. Disponível em: <[https://www.unicef.org/statistics/index\\_24304.html](https://www.unicef.org/statistics/index_24304.html)>. Acesso em: 05 jan. 2019.

URIARTE, M., YACKULIC, C.B., LIM, Y., ARCE-NAZARIO, J.A., 2011, “Influence of land use on water quality in a tropical landscape: a multi-scale analysis.” **Landsc. Ecol.**, v. 26, pp. 1151-1164. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9642-y>

USGS – United States Geological Survey, 2016a, **HydroSHEDS: Hydrological data and maps based on shuttle elevation derivatives at multiple scales**. Disponível em: <<http://hydrosheds.cr.usgs.gov/index.php>>. Acesso em: 31 mar. 2016.

\_\_\_\_\_, 2016b, **LANDSAT: Land Remote Sensing Satellite**. Disponível em: <<http://landsat.usgs.gov>>. Acesso em: 31 mar. 2016.

\_\_\_\_\_, 2016c, **GLOVIS: Global Visualization Viewer**. Disponível em: <<http://glovis.usgs.gov/ImgViewerHelp.shtml>>. Acesso em: 31 mar. 2016.

\_\_\_\_\_, 2016d, **Earth Explorer**. Disponível em: <<http://earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em: 31 mar. 2016.

\_\_\_\_\_, 2016e, **AVHRR: Advanced Very High Resolution radiometer**. Disponível em: <<http://edc.usgs.gov/products/satellite/avhrr.html>>. Acesso em: 31 mar. 2016.

VAN DIJK, A.I., KEENAN, R.J., 2007, “Planted forests and water in perspective.” **For Ecol Manag.**, v. 251, n. 1, pp. 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.010>

VAN SOESBERGEN, A.J.J., MULLIGAN, M., 2014, “Modelling multiple threats to water security in the Peruvian Amazon using the WaterWorld Policy Support

- System.” **Earth Syst. Dynam.**, v. 5, pp. 55-65. <https://doi.org/10.5194/esd-5-55-2014>
- \_\_\_\_\_, 2016, “Potential outcomes of multi-variable climate change on water resources in the Santa Basin, Peru.” **Int J Water Resour D**, v. 34, n. 2, pp. 150-165. <https://doi.org/10.1080/07900627.2016.1259101>
- \_\_\_\_\_, 2018, “Uncertainty in data for hydrological ecosystem services modelling: Potential implications for estimating services and beneficiaries for the CAZ Madagascar” **Ecosyst. Serv.**, v. 33, Part B, pp. 175-186. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.08.005>
- VAN VUUREN, D.P., EDMONDS, J., KAINUMA, M., RIAHI, K., THOMSON, A., HIBBARD, K., HURTT, G.C., KRAM, T., KREY, V., LAMARQUE, J.F., MASUI, T., MEINSHAUSEN, M., NAKICENOVIC, N., SMITH, S.J., ROSE, S.K., 2011, “The representative concentration pathways: an overview.” *Climatic Change*, v. 109, pp. 5-31.
- VELDKAMP, T.I.E., WADA, Y., AERTS, J.C.J.H., DO, P., GOSLING, S.N., LIU, J., MASAKI, Y., OKI, T., 2017, “Water scarcity hotspots travel downstream due to human interventions in the 20th and 21st century.” **Nat. Commun.**, v. 8, n. 15697, pp. 1-12. <https://doi.org/10.1038/ncomms15697>
- VÖRÖSMARTY, C. J., LÉVÈQUE, C., REVENGA, C., 2005, “Fresh Water.” In: HASSAN, R., SCHOLLES, R., ASH, N. **Ecosystems and human well-being: current state and trends**. The Millennium Ecosystem Assessment Series. Washington: Island Press, v. 1, pp. 165-207.
- WATERAID, 2016, **Statistics**. Disponível em: <<http://www.wateraid.org/uk/what-we-do/statistics>>. Acesso em: 15 jan. 2016.
- WDPA – World Database on Protected Areas, 2019, **World Database on Protected Areas**. Disponível em: <<https://protectedplanet.net/c/world-database-on-protected-areas>>. Acesso em: 27 jan. 2019.
- WORLDCLIM – World Climate Data, 2016, **Free climate data for ecological modeling and GIS**. Disponível em: <<http://www.worldclim.org/>>. Acesso em: 31 mar. 2016.
- WORLD POPULATION HISTORY, 2016, **World Population**. Disponível em: <<http://worldpopulationhistory.org/>>. Acesso em: 02 fev. 2019.
- WWAP – United Nations World Water Assessment Programme, 2015, **World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World**. Paris: UNESCO, 122 p.
- WWF – World Wildlife Fund, 2016, **Ecoregions**. Disponível em: <<http://www.worldwildlife.org/biomes>>. Acesso em: 31 mar. 2016.

- YAN, Z., GAO, C., REN Y., ZONG, R., MA, Y., LI, Q., 2017, "Effects of pre-sowing irrigation and straw mulching on the grain yield and water use efficiency of summer maize in the North China Plain." **Agric. Water Manage.**, v. 186, pp. 21-28. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.02.017>
- ZALEWSKI, M., 2000, "Ecohydrology – The scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources." **Ecological Engineering**, v. 16, n. 1, p. 1–8.
- \_\_\_\_\_, 2010, "Ecohydrology for compensation of Global Change." **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3 (suppl.), pp. 689-695. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842010000400001>
- ZALEWSKI, M., JANAUER, G. A., JOLÁNKAI, G., 1997, **Ecohydrology: A New Paradigm for the Sustainable Use of Aquatic Resources**. International Hydrological Programme. Paris: UNESCO, 58 p.

## ANEXOS

### ANEXO I – MODELAGEM DE CENÁRIOS DE CONVERSÃO DE USO E COBERTURA DO SOLO – INTERFACE DO WATERWORLD

**CREATE LAND COVER TYPE:** For each row that you want to apply, set the corresponding percentage of tree, herb and bare soil functional types (FTs) per pixel to achieve the land cover that you wish, for example pasture might be 10% tree FT, 85% herb FT and 5% bare FT, a crop might be 10% tree FT 50% herb FT and 40% bare FT

Use a pre-defined rule:

...or define your own rule:

...or copy your own maps:

...or upload your own maps:

**...or run QUICKLUC (v2.1) land use change model:**

Name for my scenario:

Set/change tree, herb, bare covers:  %  %  %

using recent rate of loss by [compare](#):  for:  years. Multiply recent rate by:  , and add (% forest loss/yr):

Include recent (fractional) forest cover losses greater than:

Allocate by agricultural suitability:

Include planned infrastructure (if available):

Include likely new transport routes:

Management effectiveness index (0-1):

where:  is  this value:

other rules:

Define converted areas as:  Fraction of water exposed to contamination:  , or:  scale the default for land use.

Total change in population for changed land uses (persons per sq. km.):

Mean conversion cost (USD per ha.):

**Anexo 1** - Interface do WaterWorld com configurações para modelagem de cenários de desmatamento baixo. Fonte: MULLIGAN (2017).

**CREATE LAND COVER TYPE:** For each row that you want to apply, set the corresponding percentage of tree, herb and bare soil functional types (FTs) per pixel to achieve the land cover that you wish, for example pasture might be 10% tree FT, 85% herb FT and 5% bare FT, a crop might be 10% tree FT 50% herb FT and 40% bare FT

Use a pre-defined rule:

...or define your own rule:

...or copy your own maps:

...or upload your own maps:

**...or run QUICKLUC (v2.1) land use change model:**

Name for my scenario:

Set/change tree, herb, bare covers:  %  %  %

using recent rate of loss by [compare](#):  for:  years. Multiply recent rate by:  , and add (% forest loss/yr):

Include recent (fractional) forest cover losses greater than:

Allocate by agricultural suitability:

Include planned infrastructure (if available):

Include likely new transport routes:

Management effectiveness index (0-1):

where:  is  this value:

other rules:

Define converted areas as:  Fraction of water exposed to contamination:  , or:  scale the default for land use.

Total change in population for changed land uses (persons per sq. km.):

Mean conversion cost (USD per ha.):

**Anexo 2** - Interface do WaterWorld com configurações para modelagem de cenários de desmatamento alto. Fonte: MULLIGAN (2017).

**LAND USE AND COVER CHANGE: choose the scenario that you wish to apply.**

[View recent land use and cover change](#)

**FOREST TO HERBACEOUS and HERBACEOUS TO FOREST:** Changing forest cover replaces forest (tree cover) with pasture or cropland (herb cover). Changes of between -99% and 99% represent selective deforestation and afforestation respectively. Deforest a given percentage per pixel of trees with e.g. -15 or reforest by a given percentage per pixel of trees e.g. 15. Specify where and by what percentage (per pixel) deforestation or reforestation should occur:

**Use a pre-defined rule: ±**  
**...or define your own rule:**

Name for my scenario:

Deforest(-)/Reforest(+) each pixel by:  % for:  per-cent of land, cluster,  pixels:

where:  is < this value:

other rules: -

...  where:  is = this value:

Define converted areas as:  Fraction of water exposed to contamination: , or:  scale the default for land use.

Total change in population for changed land uses (persons per sq. km.):

Mean conversion cost (USD per ha.):

**Anexo 3** - Interface do WaterWorld com configurações para modelagem de cenários de 50% reflorestamento. Fonte: MULLIGAN (2017).

**LAND USE AND COVER CHANGE: choose the scenario that you wish to apply.**

[View recent land use and cover change](#)

**FOREST TO HERBACEOUS and HERBACEOUS TO FOREST:** Changing forest cover replaces forest (tree cover) with pasture or cropland (herb cover). Changes of between -99% and 99% represent selective deforestation and afforestation respectively. Deforest a given percentage per pixel of trees with e.g. -15 or reforest by a given percentage per pixel of trees e.g. 15. Specify where and by what percentage (per pixel) deforestation or reforestation should occur:

**Use a pre-defined rule: ±**  
**...or define your own rule:**

Name for my scenario:

Deforest(-)/Reforest(+) each pixel by:  % for:  per-cent of land, cluster,  pixels:

where:  is < this value:

other rules: -

...  where:  is = this value:

Define converted areas as:  Fraction of water exposed to contamination: , or:  scale the default for land use.

Total change in population for changed land uses (persons per sq. km.):

Mean conversion cost (USD per ha.):

**Anexo 4** - Interface do WaterWorld com configurações para modelagem de cenários de 100% reflorestamento. Fonte: MULLIGAN (2017).

**Stacking these changes on existing changes for this alternative.**

**CLIMATE CHANGE: choose the scenario that you wish to apply.**

**Choose an existing IPCC<sup>o</sup> downscaled GCM scenario:**

Apply downscaled results from IPCC GCM scenarios using a range of scenarios, downscaling teams, models and time periods or a representation the mean of all models available for a given IPCC scenario.

[Compare scenarios and GCMs](#)

Name for my scenario:

Please make a selection in all fields.

Choose the following: Assessment» Scenario» Downscaler» GCM» Year»

|  |  |  |

**Anexo 5** - Interface do WaterWorld com configurações para modelagem de cenários mudanças climáticas. Fonte: MULLIGAN (2017).

## ANEXO II – MODELAGEM DE CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS – INTERFACE DO WATERWORLD

CLIMATE CHANGE: choose the scenario that you wish to apply.

**Choose an existing IPCC<sup>+</sup> downscaled GCM scenario:**

Apply downscaled results from IPCC GCM scenarios using a range of scenarios, downscaling teams, models and time periods or a representation the mean of all models available for a given IPCC scenario.

[Compare scenarios and GCMs<sup>+</sup>](#)

Name for my scenario

Please make a selection in all fields.

Choose the following: Assessment» Scenario» Downscaler» GCM» Year»

cmip5 ▾ rcp85 ▾ WorldClim ▾ Mean of all models ▾ 2061-2080 ▾

...or choose an existing [CIAS CLIMGEN<sup>+</sup>](#) scenario:

...or import new [CIAS CLIMGEN<sup>+</sup>](#) scenario:

...or copy your own scenario:

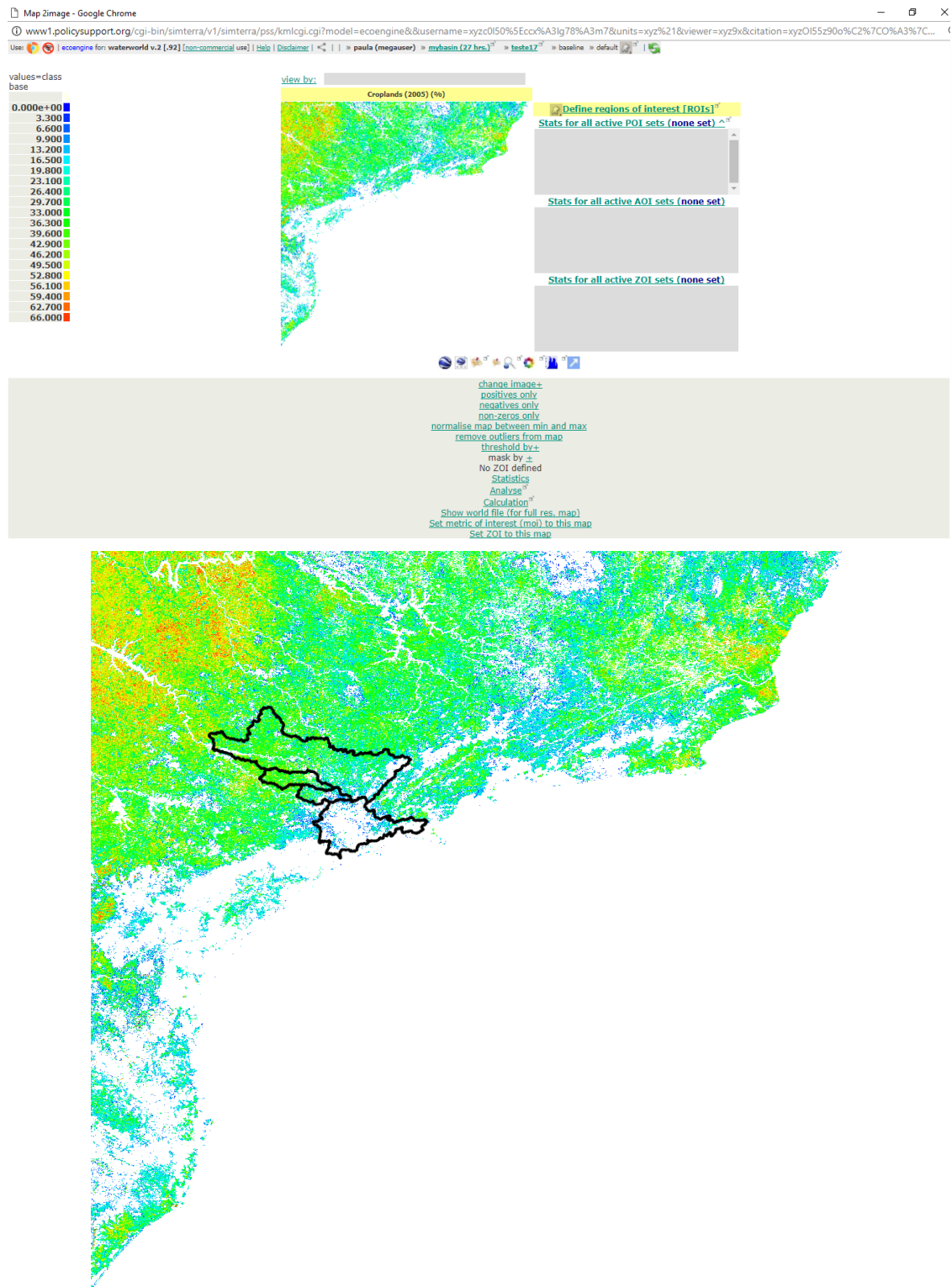
...or upload your own scenario:

...or develop your own simple scenario:

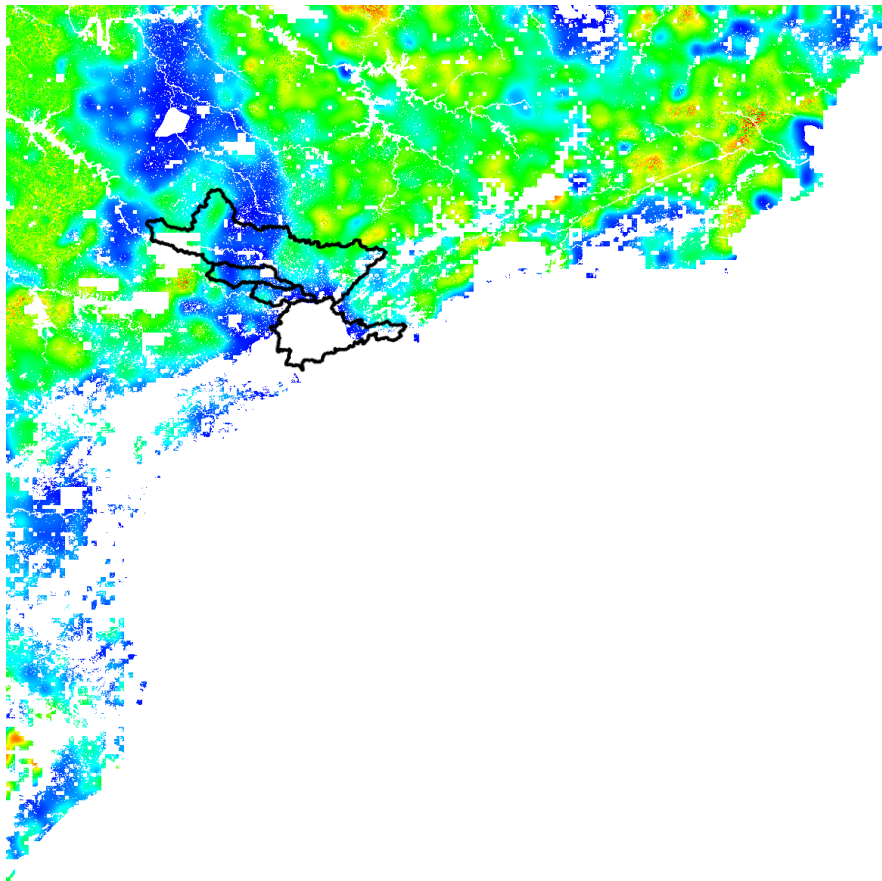
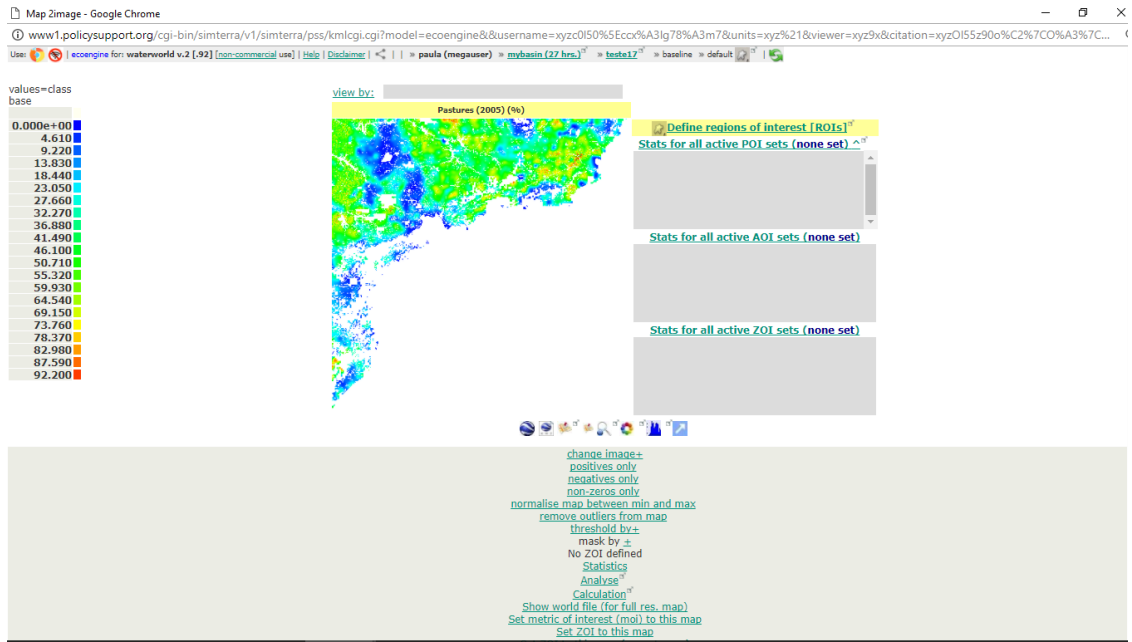
[List baseline workspace data](#)

**Anexo 6** - Interface do WaterWorld com configurações para modelagem de cenários de mudanças climáticas. Fonte: MULLIGAN (2017).

# ANEXO III – CENÁRIO DE LINHA DE BASE DE USO E COBERTURA DO SOLO – INTERFACE DO WATERWORLD

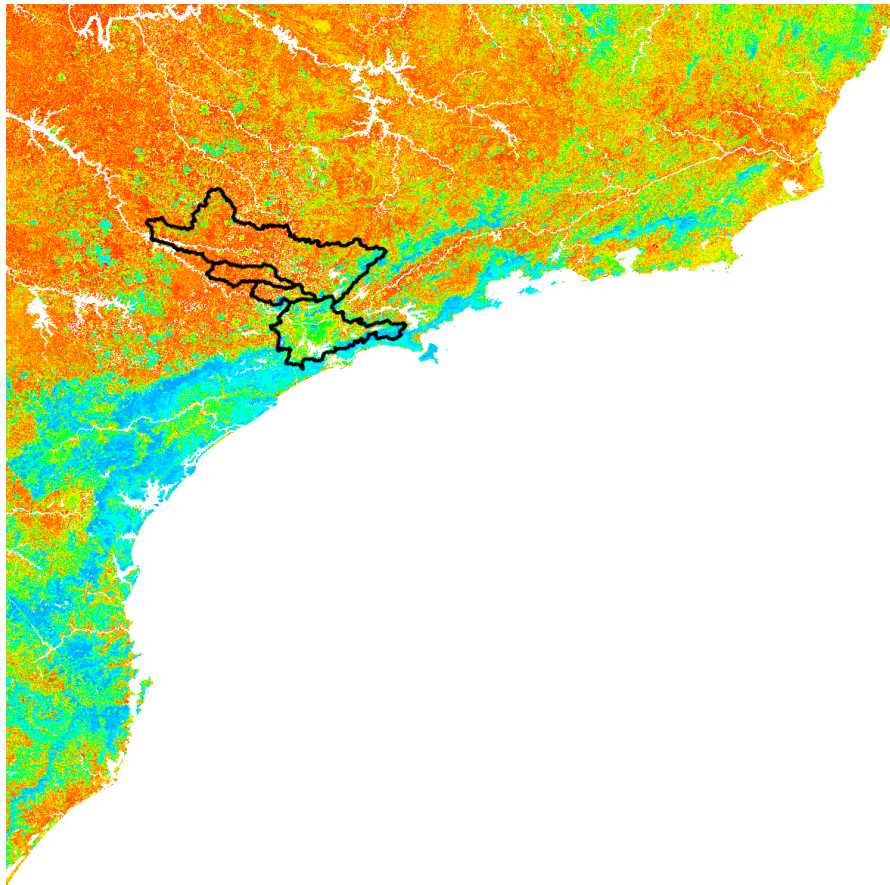
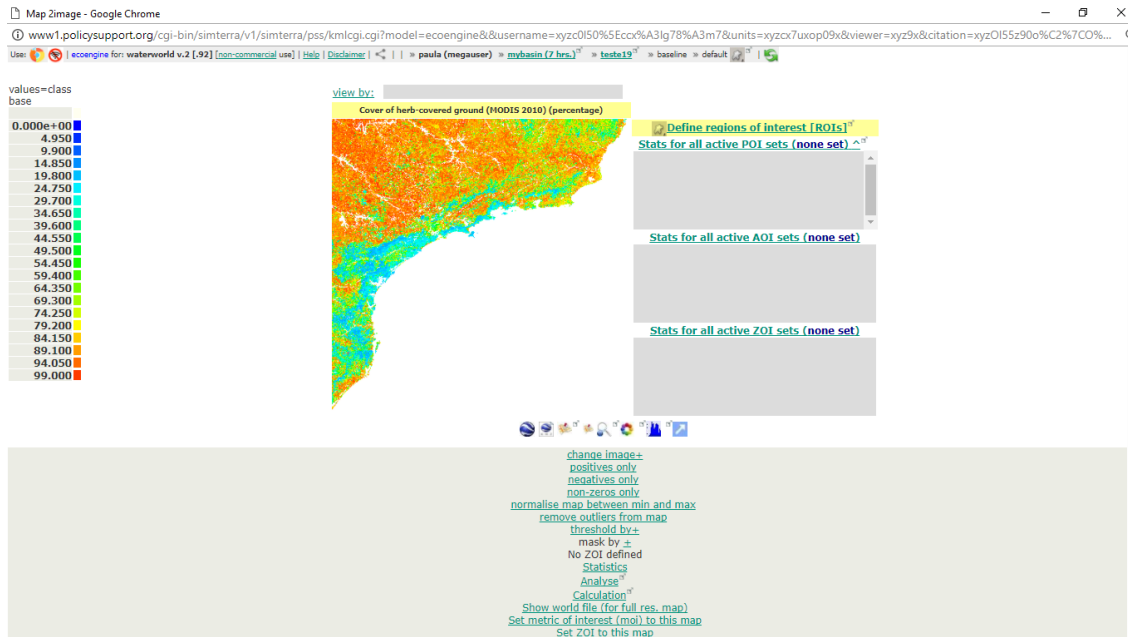


**Anexo 7 -** (a) Interface do WaterWorld com resultados de cultivos; (b) detalhe da localização da bacia do rio Tietê (bordas pretas). Fonte: MULLIGAN (2017).

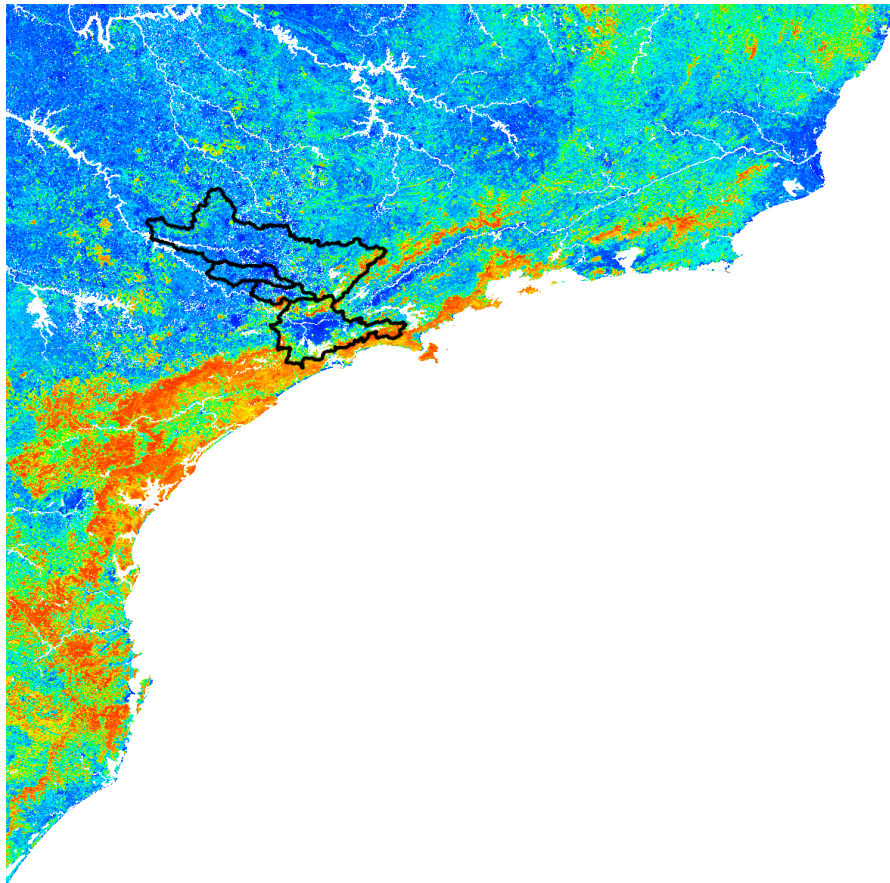
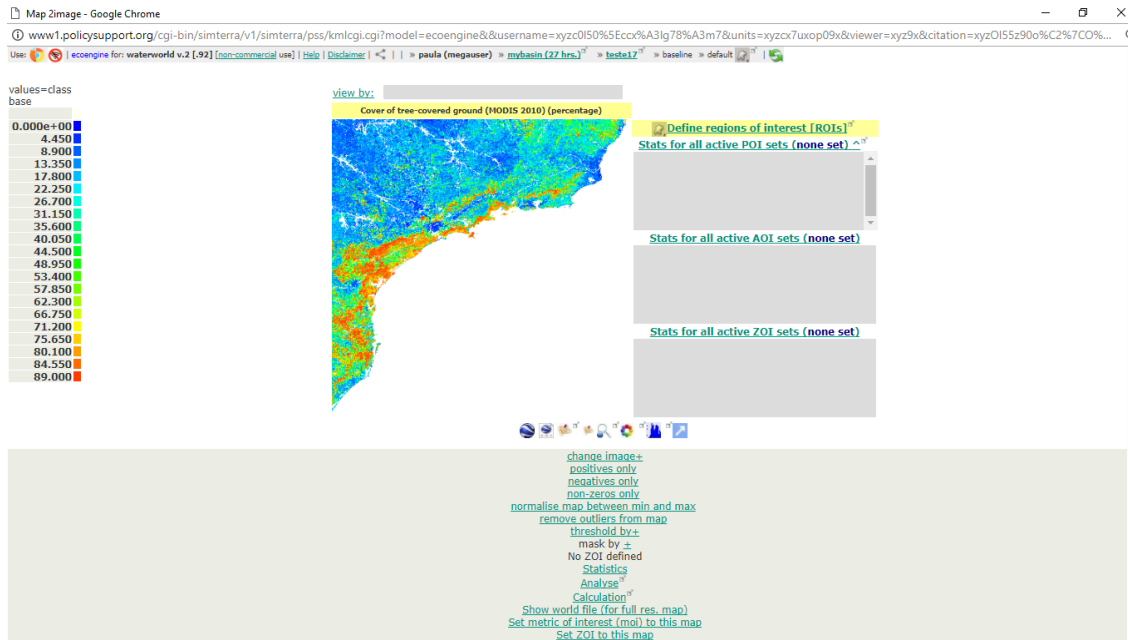


**Anexo 8** - (a) Interface do WaterWorld com resultados de pastagem; (b) detalhe da localização da bacia do rio Tietê (bordas pretas). Fonte: MULLIGAN (2017).

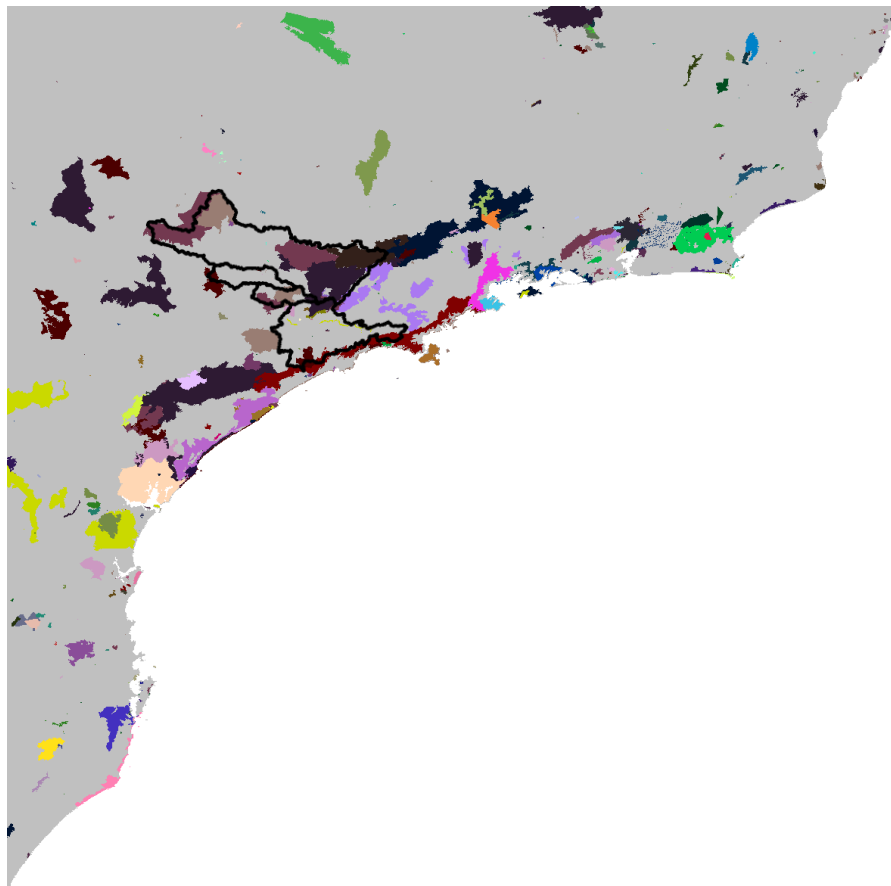
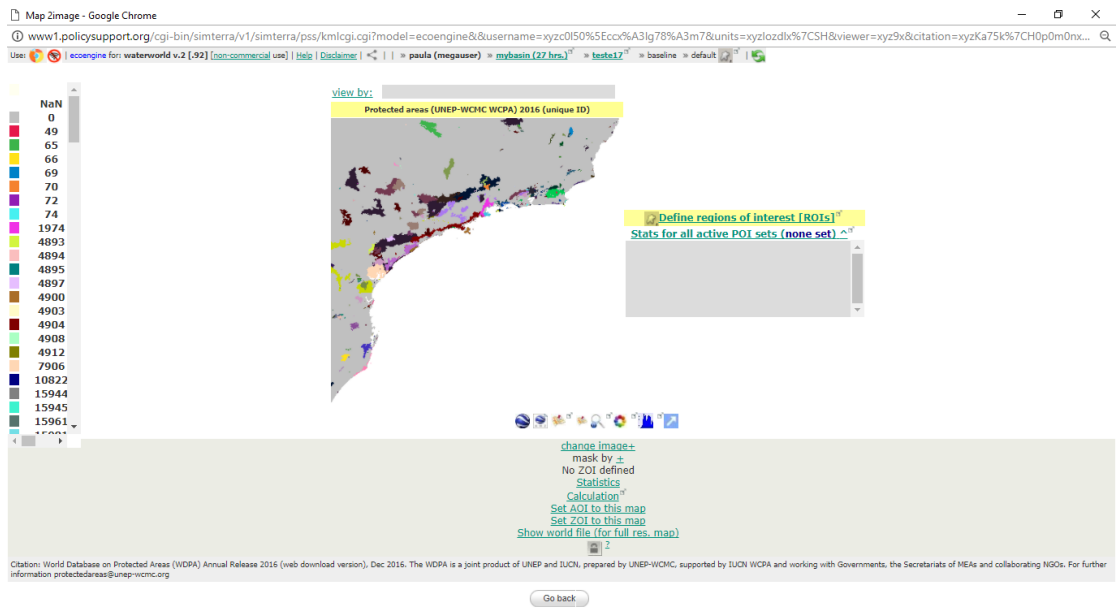




**Anexo 9 -** (a) Interface do WaterWorld com resultados de cobertura herbácea; (b) detalhe da localização da bacia do rio Tietê (bordas pretas). Fonte: MULLIGAN (2017).

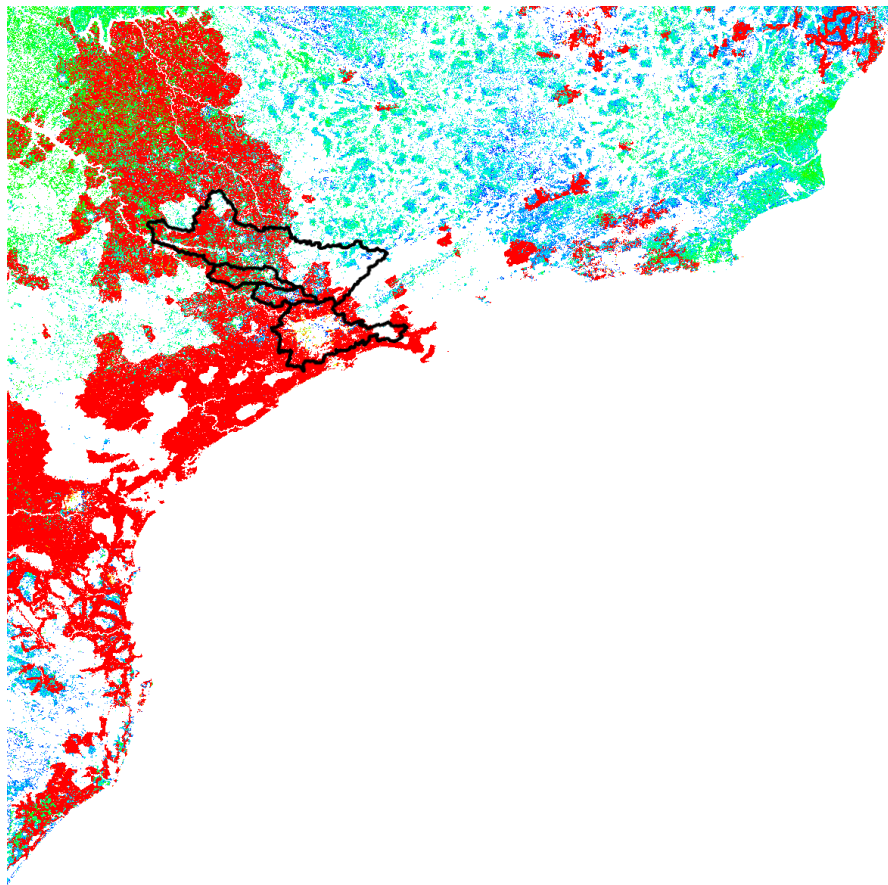
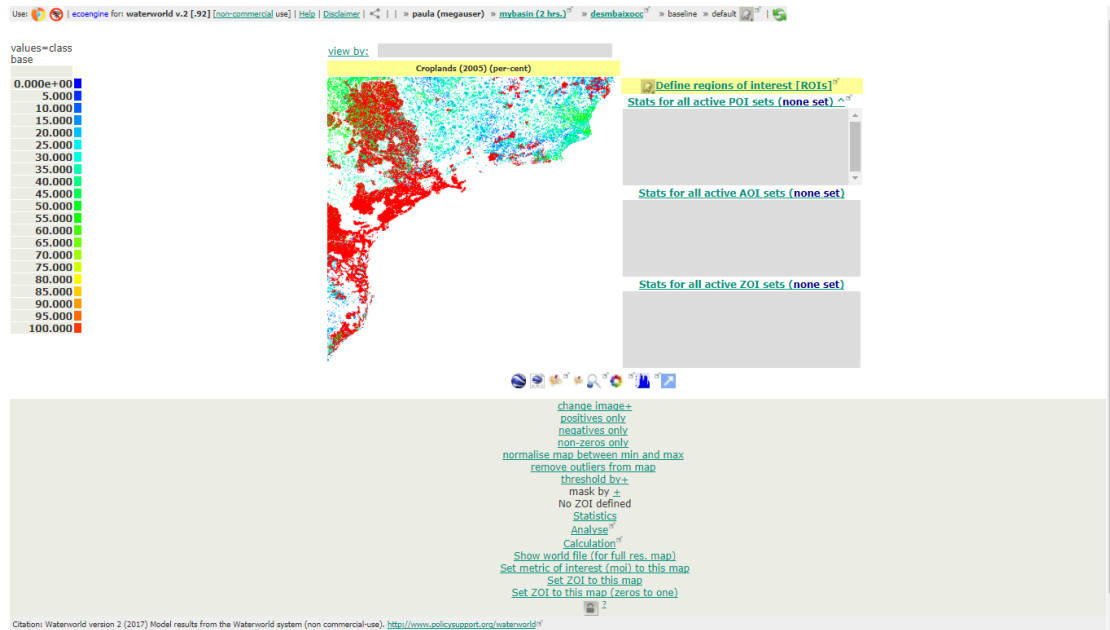


**Anexo 10** - (a) Interface do WaterWorld com resultados de cobertura arbórea; (b) detalhe da localização da bacia do rio Tietê (bordas pretas). Fonte: MULLIGAN (2017).

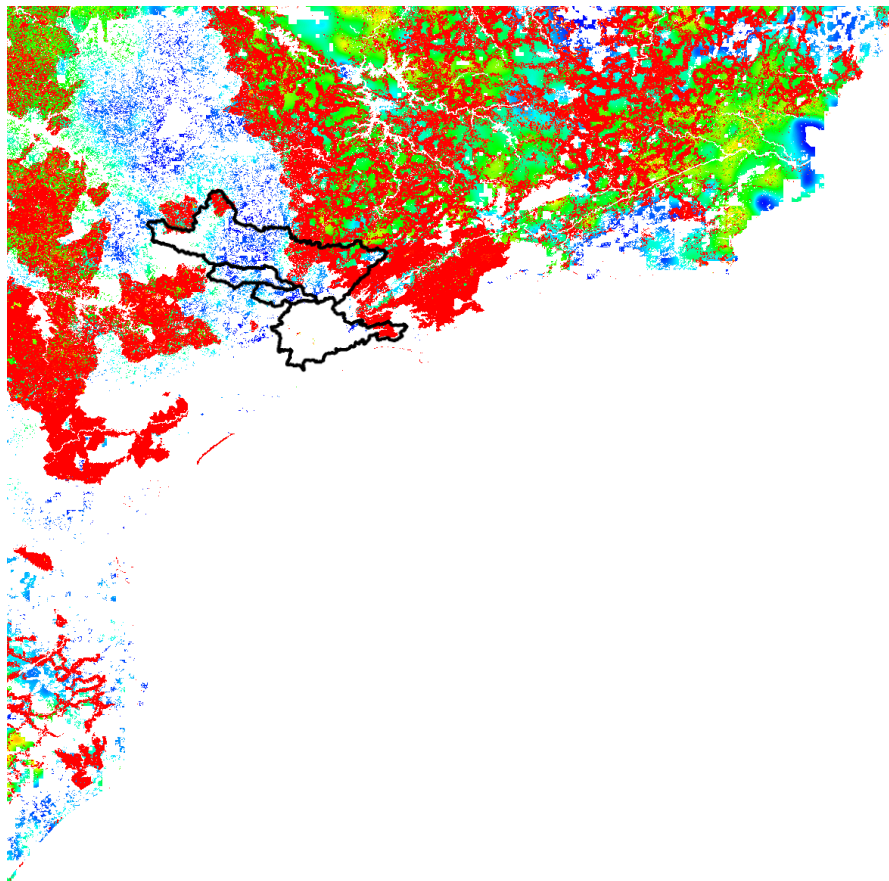
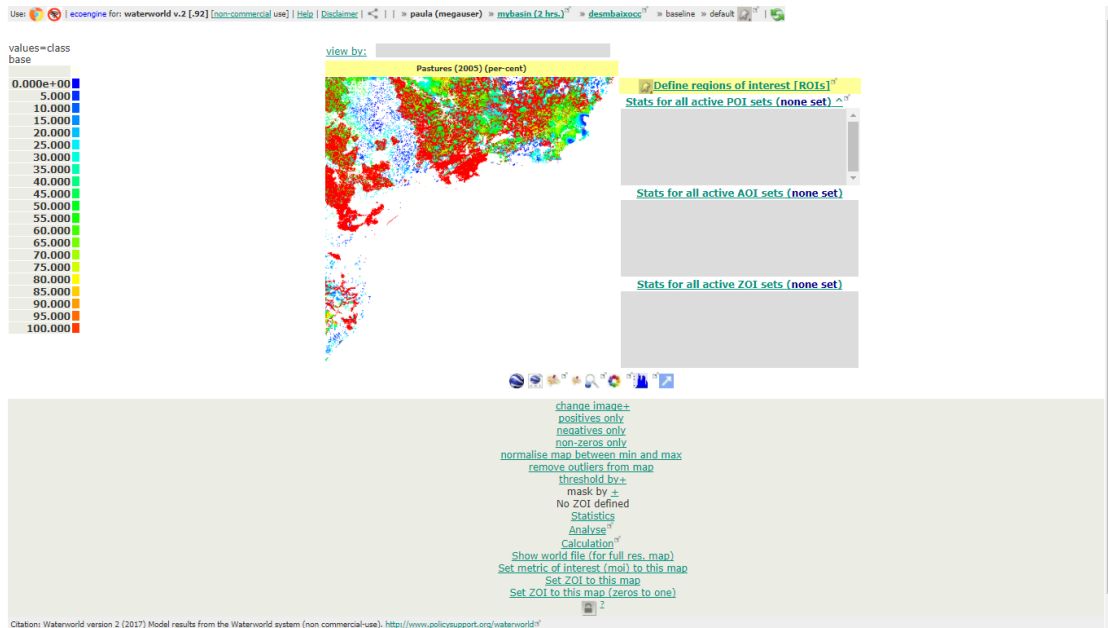


**Anexo 11** - (a) Interface do WaterWorld com a localização das áreas protegidas (WPA 2016); (b) detalhe da localização da bacia do rio Tietê (bordas pretas). Fonte: MULLIGAN (2017).

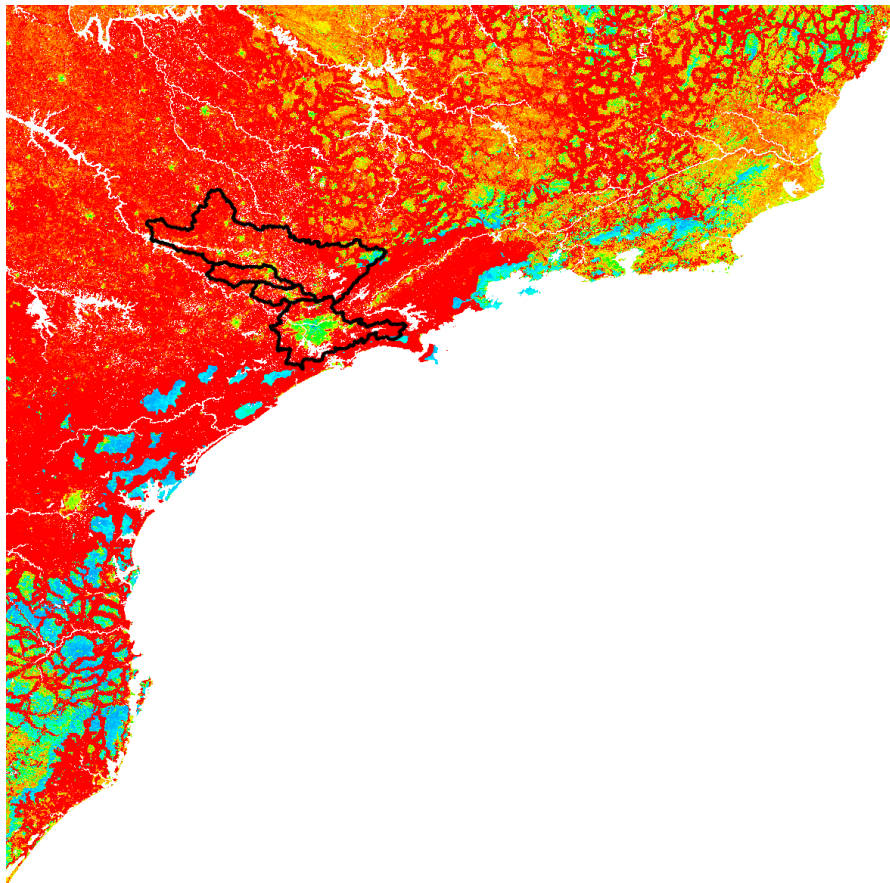
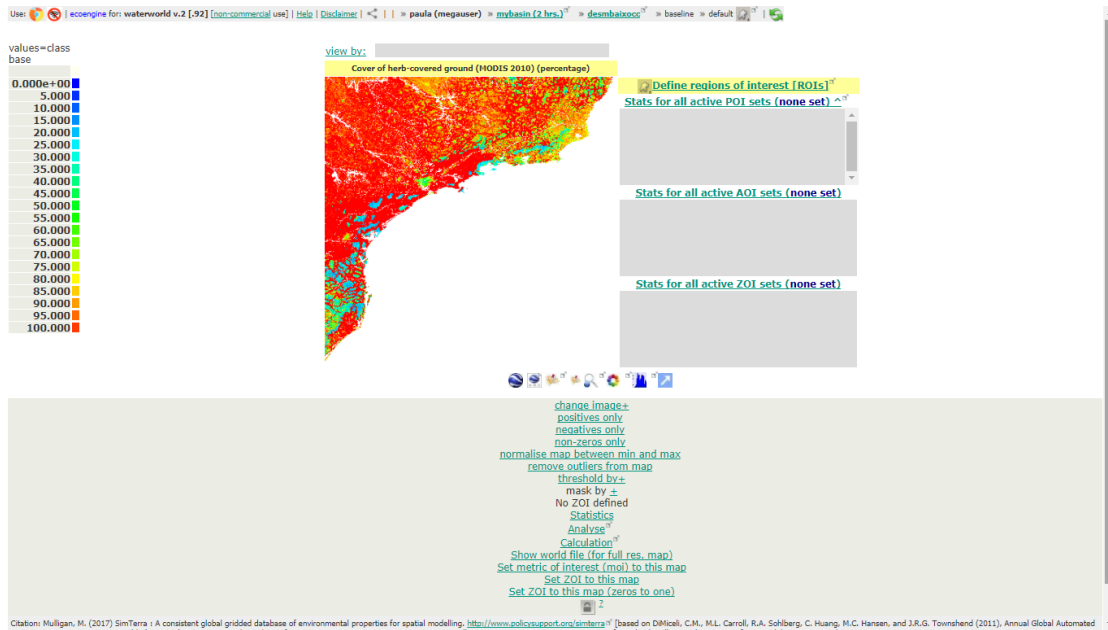
## ANEXO IV – CENÁRIO FUTUROS DE USO E COBERTURA DO SOLO – INTERFACE DO WATERWORLD



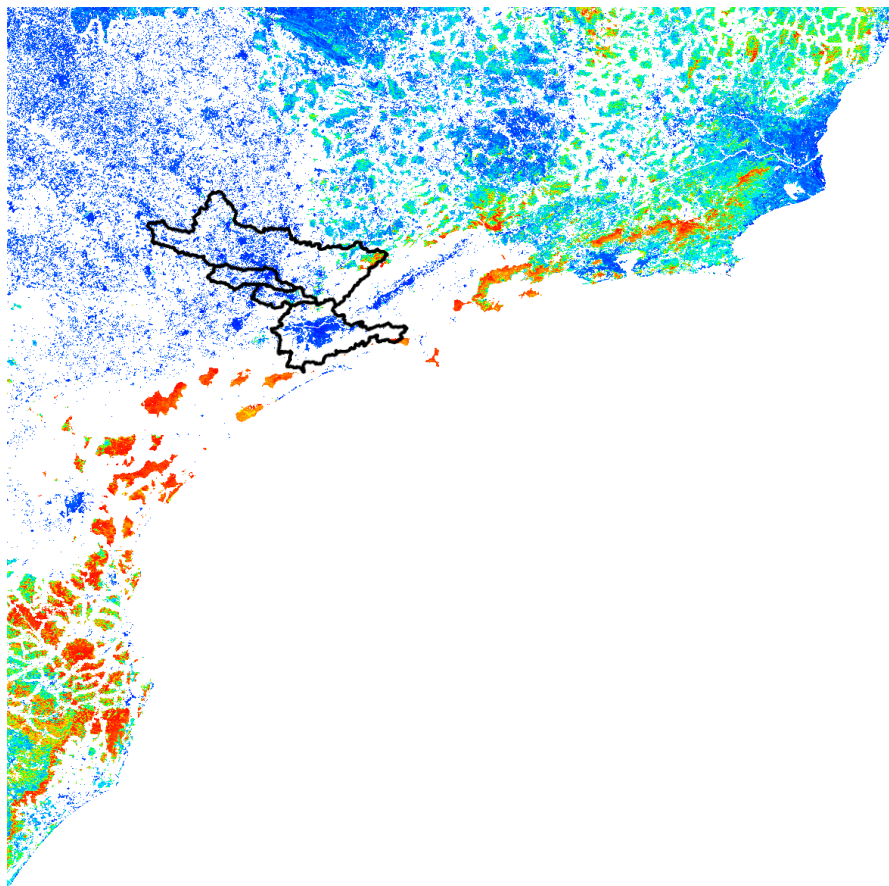
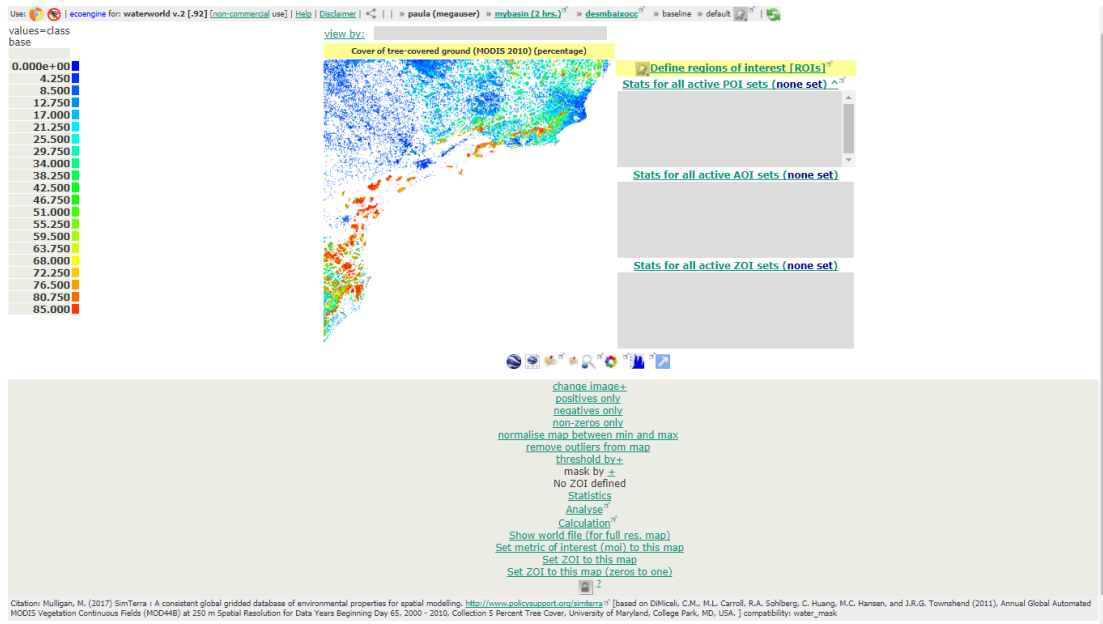
**Anexo 12** - (a) Interface do WaterWorld com resultados de plantações no cenário de desmatamento baixo; (b) detalhe da localização da bacia do rio Tietê (bordas pretas). Fonte: MULLIGAN (2017).



**Anexo 13** - (a) Interface do WaterWorld com resultados de pastagens no cenário de desmatamento baixo; (b) detalhe da localização da bacia do rio Tietê (bordas pretas). Fonte: MULLIGAN (2017).



**Anexo 14** - (a) Interface do WaterWorld com resultados de cobertura herbácea no cenário de desmatamento baixo; (b) detalhe da localização da bacia do rio Tietê (bordas pretas). Fonte: MULLIGAN (2017).



**Anexo 15** - (a) Interface do WaterWorld com resultados de cobertura florestal no cenário de desmatamento baixo; (b) detalhe da localização da bacia do rio Tietê (bordas pretas). Fonte: MULLIGAN (2017).