ALINE RIBEIRO MACHADO

**Alternativas de restauração de florestas ripárias para o
fornecimento de serviços ecossistêmicos**

São Paulo
2017

ALINE RIBEIRO MACHADO

**Alternativas de restauração de florestas ripárias para o
fornecimento de serviços ecossistêmicos**

Tese apresentada à Escola Politécnica da
Universidade de São Paulo para obtenção
do título de Doutor em Ciências

Área de Concentração:
Engenharia Hidráulica e Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Arisvaldo Vieira Mello
Junior

São Paulo
2017

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte

Este exemplar foi revisado e corrigido em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, _____ de _____ de _____

Assinatura do autor: _____

Assinatura do orientador: _____

Catálogo-na-publicação

Machado, Aline Ribeiro

Alternativas de restauração de florestas ripárias para o fornecimento de serviços ecossistêmicos / A. R. Machado -- versão corr. -- São Paulo, 2017.
149 p.

Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental.

1.Hidrologia 2.Manejo de bacias hidrográficas 3.Análise de decisão multicritério 4.Código Florestal I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental II.t.

Nome: MACHADO, Aline Ribeiro

Título: Alternativas de restauração de florestas ripárias para o fornecimento de serviços ecossistêmicos

Tese apresentada à Escola Politécnica da
Universidade de São Paulo para obtenção
do título de Doutor em Ciências

Aprovado em:

Banca Examinadora

Prof. Dr. _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Prof. Dr. _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Prof. Dr. _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Prof. Dr. _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Prof. Dr. _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Dedico este trabalho ao meu marido Daniel Okamoto
Machado e ao fruto do nosso amor, nosso filho Felipe
Eiti Ribeiro Machado.

*“Imagine uma floresta
Na primavera enfolhada.
Retendo a água da chuva
Mantendo a terra molhada.
Os animais lá na fonte
Bebendo da água espelhada.
Refletindo os beija-flores
Exibindo suas cores
Com as asas espalhadas.”*

Autor: poeta Luiz Carlos Florentino Silva

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, que criou a natureza cheia de detalhes complexos que ainda não são compreendidos por nossa vã filosofia.

Ao meu marido Daniel, por estar sempre ao meu lado, pela sua compreensão e apoio, por me oferecer sua paciência e dedicação. Por me inspirar a querer sempre mais. Essa é a nossa realização, obrigada meu amor! E ao nosso filho Felipe Eiti, que nesse final de tese tem me dado um propósito para contribuir com um mundo melhor por meio da minha pesquisa.

Aos meus pais Nilza e Jorge, que se dedicaram ao máximo na minha educação e ainda se empenham em me fazer feliz. Sem o amor deles eu não existiria. Foram meus primeiros educadores, me dando autonomia para fazer minhas “pesquisas” desde criança, coisas que envolviam entre insetos e papel higiênico. Por terem criado o nosso espaço dentro de casa, o nosso cantinho da educação e por terem sempre se dedicado em me dar a melhor educação que puderam financiar, muito obrigada pai e mãe!

Às minhas queridas irmãs Simone e Adriane, que sempre me incentivaram a dar o melhor de mim, sempre foram meu exemplo de dedicação à escola e à pesquisa, cada uma na sua área de conhecimento. Obrigada manas pelos exemplos e puxões de orelhas (às vezes literalmente!). Ao meu cunhado Rodrigo que junto com minha irmã Simone me presentearam com o meu sobrinho Davi e minha afilhada Sofia, duas preciosidades que alegram nosso dia a dia com sua espontaneidade e simplicidade de crianças. Nossa família é realmente maravilhosa. Todos vocês são minha base de sustentação!

Também quero agradecer à minha família ampliada, meus sogros Edson e Lidia e minha cunhada Manoela, por sempre torcerem por mim.

Na minha vida de pesquisadora tenho que agradecer a todos os meus incríveis professores, mas especialmente à minha eterna orientadora Paula Loureiro Paulo, por ter me guiado nessa profissão de pesquisadora desde os tempos de iniciação científica. Foi ali que descobri o que queria “ser quando crescer”. Ao meu orientador de mestrado Edson Cezar Wendland, por me oferecer a oportunidade de acreditar que eu podia mais, nunca aceitando o médio e sempre exigindo o meu melhor, isso foi muito importante para o meu crescimento como profissional e como pessoa.

À minha primeira orientadora desse doutorado Luisa Fernando Ribeiro Reis, que me orientou no momento de decisão de transferência de programa para Poli/USP, obrigada professora por me guiar nessa transição.

Ao meu orientador de doutorado Arisvaldo Vieira Mello Junior, meu companheiro de discussões profundas e filosóficas que sempre acreditou nessa pesquisa e nunca se furtou a “pegar na enxada” junto comigo. Os resultados obtidos certamente foram por conta do seu suporte imensurável. Muito obrigada professor! Em seu nome agradeço aos colegas do Laboratório de Sistemas de Suporte a

Decisões – LabSid. Agradeço de coração à Wandréa, secretária da pós-graduação, que em momentos de grande ansiedade, me ajudou com prazos e procedimentos!

Aos queridos alunos de iniciação científica Lina Marcela e Felipe Lebensold, vocês me deram muito apoio nos trabalhos de campo e laboratório, e a curiosidade de vocês me fez ir atrás de muito mais informação para esse projeto. Vocês são “bola de show”!

Ao professor Fernando Antônio Medeiros Marinho e aos técnicos do Laboratório de Mecânica dos Solos da Poli/USP, Valdinéia, Antônio e Joaquim, e ao Joãozinho, que oferecem todo o suporte para as coletas e análises desse trabalho.

Ao Instituto de Pesquisas Tecnológicas de SP - IPT que me ofereceu suporte financeiro e o tempo necessário para realizar essa pós-graduação, esse certamente é um benefício para poucos trabalhadores nesse país.

Às minhas queridas colegas da SSRF, Ana Paula, Caroline, Maria Lucia, Mariana, Paula e Stephanie e a querida diretora Ligia e demais colegas do CT-Floresta, muito obrigada por todos os ensinamentos. Esses quase quatro anos trabalhando aqui foram praticamente uma especialização. Tenho muita sorte de poder conviver com esse grupo. E também aos demais colegas do IPT, pessoas incríveis que nunca se negam a ensinar, por aqui aprendi o que é realmente um trabalho em grupo.

Um agradecimento especial ao meu querido amigo e companheiro de trabalho Marcio Nahuz (*in memoriam*), que com muito carinho e humildade me ofereceu toda a sua enorme experiência de mais de 40 anos de pesquisa na área florestal. Você me abriu todas as portas que podia para me mostrar esse universo florestal. Nunca me esquecerei das risadas, das orientações de ordem pessoal e profissional e das traduções dos meus e-mails (com seu inglês de Lorde britânico). Também nunca me esquecerei que foi por sua ajuda que conheci o grupo do Laboratório de Hidrologia Florestal da Esalq/USP, a quem agradeço em especial aos professores Walter de Paula Lima e Silvio Ferraz, que me apoiaram na escolha da minha área de estudo e da busca dos dados. Obrigada pela orientação na área florestal! Também agradeço ao Michel Metran da Silva pela disponibilização dos dados da área de estudo.

A todos os meus amigos de Campo Grande, São Carlos, São Paulo e do mundo. Tenho sorte de serem tantos e não caberem nessas poucas páginas de agradecimento. Vocês me aliviaram as tensões do dia a dia e me fazem feliz! Em especial quero nomear aqui os grupos de amigas: borrachitas, amigas sem fronteira, primas e mantho, que pelas redes sociais ou pessoalmente me oferecem a sua amizade, seu ombro amigo, suas risadas e piadas, deixando os dias mais inesquecíveis! Muito obrigada!

Tenho que agradecer a todos os participantes da pesquisa, moradores de Analândia/SP, pessoas muito queridas que me fizeram desejar morar em uma cidade do interior.

E por fim, agradeço aos professores da Banca de Defesa dessa Tese: Amarilis Lucia Casteli Figueiredo Gallardo, Sílvio Frosini de Barros Ferraz, Marcus Aurélio Soares Cruz e Joaquim Ignácio Bonnacarrère Garcia, que ajudaram a melhorar a qualidade deste trabalho.

RESUMO

MACHADO, Aline Ribeiro. Alternativas de restauração de florestas ripárias para o fornecimento de serviços ecossistêmicos. 2017. 149 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.

Mais da metade da vegetação nativa no Brasil ocorrem em propriedades privadas, por isso a importância da compatibilização das atividades agropecuárias com a conservação dos recursos naturais. Os benefícios gerados pelos ecossistemas para os seres humanos são definidos como serviços ecossistêmicos, que podem ser pagos para incentivar a manutenção e restauração da vegetação nativa nas propriedades rurais, com os chamados programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). A metodologia proposta neste estudo proporciona um avanço no sentido do planejamento espacial da paisagem em propriedades privadas, a fim de aumentar o fornecimento de serviços ecossistêmicos, levando em conta a percepção dos tomadores de decisão no manejo do uso do solo, por meio de Análise de Decisão Multicritérios (MCDA). A metodologia foi testada na microbacia do córrego Cavalheiro, que é afetada pela fragmentação do habitat e conversão de terras para fins agrícolas. Os resultados mostraram que para os serviços ecossistêmicos hidrológicos, utilizados pelos programas de PSA brasileiros, deve existir uma ponderação entre a regulação do regime hidrológico com a consequente diminuição da vazão anual esperada devido ao incremento da área florestada. Em um dos cenários de uso e ocupação do solo, no qual se propôs a ocupação de 51,8 % da microbacia por vegetação nativa, houve uma diminuição de 81,25 % no escoamento superficial e de 32,2 % no escoamento de base. Entretanto, este aumento da cobertura vegetal provou ter a função de regulação hídrica, aumentando de 68 % para 87 % a contribuição da vazão de base no escoamento total da microbacia. Isso mostra que a decisão quanto ao tamanho das áreas de vegetação nativa deve ficar por conta das funções ecológicas mais exigentes, que para o caso da área de estudo mostrou ser o suporte à biodiversidade. O uso da ponderação dos critérios para a análise de decisão multicritério (MCDA) mostrou que os tomadores de decisão da microbacia estão interessados em novas formas de manejo de uso do

solo, visando a regulação do regime hidrológico, aumento do suporte à biodiversidade e paisagens que tragam maior potencial às atividades de ecoturismo. Assim, os cenários com maiores áreas de vegetação nativa (cenários 6 e 8) foram classificados em primeiro lugar, uma vez que contribuíram de forma significativa com os serviços ecossistêmicos analisados. Portanto, a metodologia utilizada contribuiu com informações essenciais para a fase de diagnóstico e análise da elaboração de programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) para microbacias.

Palavras-chave: Hidrologia florestal; Código Florestal; Manejo de bacias hidrográficas

ABSTRACT

MACHADO, Aline Ribeiro. Riparian forest restoration alternatives for the provision of ecosystem services. 2017. 101 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.

More than half of the native vegetation in Brazil occurs in private properties, this demonstrates the importance of the compatibilization of agricultural activities with the conservation of natural resources. The benefits generated by ecosystems for humans are defined as ecosystem services, which can be paid to encourage the maintenance and restoration of native vegetation on farms, with so-called Payment for Environmental Services (PES) programs. The methodology proposed in this study provides a step towards the spatial planning of the landscape in private properties, in order to increase the supply of ecosystem services, taking into account the perception of the decision makers in the land use management, through Multicriteria Decision Analysis (MCDA). The methodology was tested in the Cavalheiro stream microbasin, which is affected by habitat fragmentation and land conversion for agricultural purposes. The results showed that for hydrological ecosystem services, used by Brazilian PES programs, there should be a weighting between the regulation of the hydrological regime and the consequent decrease in the expected annual flow due to the increase of the forested area. In one of the land use and occupation scenarios, in which 51.8% of the microbasin was occupied by native vegetation, there was a decrease of 81.25% in surface runoff and 32.2% decrease in base runoff. However, this increase in vegetation cover proved to have the function of water regulation, increasing the contribution of the base flow to the total runoff of the

watershed from 68% to 87%. This shows that the decision on the size of native vegetation areas must be based on the most demanding ecological functions, which for the case of the study area has been shown to be the support for biodiversity. The use of criteria weighting for multicriteria decision analysis (MCDA) has shown that microbasin decision makers are interested in new forms of land use management, aiming at regulating the hydrological regime, increasing support for biodiversity and landscapes that Bring greater potential to ecotourism activities. Thus, scenarios with larger areas of native vegetation (scenarios 6 and 8) were ranked first, since they contributed significantly to the ecosystem services analyzed. Therefore, the methodology used contributed with essential information for the diagnostic and analysis phase of the elaboration of Environmental Services Payment (PSA) programs for the Cavalheiro stream microbasin.

Keywords: Forest Hydrology; Brazilian Forest Code; Watershed management

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do córrego Cavalheiro	41
Figura 2: Fases e etapas do processo de elaboração e implementação de programas de Pagamentos por serviços ambientais.....	43
Figura 3: Proposta de modificação da fase de diagnóstico e análise para elaboração de programas para Pagamento por serviços ecossistêmicos.	44
Figura 4: Precipitações totais anuais registradas no pluviômetro do DAEE D4-035 .	46
Figura 5: Localização das estações climatológicas do CHREA, CEAPLA e INMET e do Pluviômetro do DAEE em relação à microbacia do córrego Cavalheiro.....	47
Figura 6: Tipos de solos que ocorrem na bacia do córrego Cavalheiro.	48
Figura 7: Pontos de amostragem do solo na bacia hidrográfica do córrego Cavalheiro	50
Figura 8: Trincheiras abertas nos pontos P1, P2 e P3.....	51
Figura 9: Pontos onde foram realizados testes de infiltração na microbacia do córrego Cavalheiro.	52
Figura 10: Localização das bacias hidrográficas do córrego Cavalheiro e do rio Corumbataí no ponto da estação fluviométrica do DAEE	53
Figura 11: Seções de medição de vazão: a) Estação fluviométrica do DAEE no Rio Corumbataí, e b) Exutório da bacia do córrego Cavalheiro.....	54
Figura 12: Distribuição espacial do uso e ocupação do solo na microbacia do córrego Cavalheiro	55
Figura 13: Formações vegetais na microbacia do córrego Cavalheiro.....	57
Figura 14: Esboço da estrutura do modelo chuva-vazão J2000 no <i>framework</i> JAMS	61
Figura 15: Armazenamentos de água nas zonas não-saturada e saturada.	63
Figura 16: Escoamentos do modelo J2K/JAMS	73
Figura 17: Fluxo em cascata de URH para URH.....	74
Figura 18: Paisagem natural em Analândia/SP.....	85

Figura 19: Paisagem de pastagem	85
Figura 20: Plantação de eucalipto	85
Figura 21: Plantação de cana-de-açúcar	85
Figura 22: Imóveis rurais inseridas na bacia hidrográfica do córrego Cavalheiro.....	90
Figura 23: Histograma de precipitações de Analândia/SP, período 2009-2014. Os números indicam as médias mensais para o período analisado. Os dados de 2014 são até o mês de agosto.....	91
Figura 24: Correlação linear das precipitações totais mensais da estação automática do INMET em São Carlos e o pluviômetro do DAEE em Analândia.	92
Figura 25. Curva de retenção da bacia do Córrego Cavalheiro	93
Figura 26: Cenários de uso e ocupação do solo construídos com o cruzamento dos critérios APP e RL, descritos nas linhas e colunas, respectivamente.....	96
Figura 27: Gráficos de comparação entre a vazão observada do córrego Cavalheiro (linha vermelha) e a vazão simulada pelo modelo J2000/JAMS (linha tracejada preta) nos períodos a) de calibração e b) de validação	100
Figura 28: Curvas de permanência para a comparação entre a vazão observada do córrego Cavalheiro (linha vermelha) e a vazão simulada pelo modelo J2000/JAMS (linha tracejada preta) nos períodos a) de calibração e b) de validação.....	101
Figura 29: Médias anuais (período de 2006 a 2014) e erros padrões das variáveis hidrológicas para os cenários de uso e ocupação do solo simulados no modelo J2000/JAMS	103
Figura 30: Balanço hídrico dos 9 cenários de uso e ocupação do solo, considerando as médias anuais de evapotranspiração, vazão e armazenamento no solo.....	105
Figura 31: Diferença da vazão anual e da vazão mínima de referência (Q90) de cada cenário em relação ao cenário 0 (situação atual). *médias de vazão anual estatisticamente iguais ($p < 5\%$).	107
Figura 32: Índice de conectividade calculado por meio do <i>software</i> Fragstat para os cenários simulados na microbacia do córrego Cavalheiro	110
Figura 33: Relação entre o escoamento de base e escoamento superficial anual nos cenários simulados, em comparação com o cenário 0.	111
Figura 34: Gráfico boxplot mostrando a variância entre os dados de volume escoado anual para cada cenário	113

Figura 35: Porcentagem de área produtiva (área de pastagem e plantios de cana-de-açúcar e eucalipto) para cada cenário.	114
Figura 36: Combinação dos valores dos indicadores dos critérios com a ponderação dos critérios, elaborado com o software Visual PROMETHEE.....	116
Figura 37: Fase de diagnóstico e análise modificada para elaboração de PSA.....	118
Figura 38: Fluxograma de gestão adaptativa para programas de PSA.....	119
Figura 39. Granulometria medida em três profundidades na Fazenda São Sebastião.	139
Figura 40. Granulometria medida em três profundidades na Fazenda São Francisco.	139
Figura 41. Granulometria medida em três profundidades na Fazenda Santa Maria da Gloria.....	140
Figura 42: Fluxograma do módulo de inicialização dos parâmetros do solo e hidrogeológicos do modelo J2K/JAMS.....	146
Figura 43: Fluxograma dos módulos de interceptação e ETPpot do modelo J2K/JAMS.....	147
Figura 44: Fluxograma do módulo solo-água do modelo J2K/JAMS.....	148
Figura 45: Fluxograma do módulo de águas subterrâneas do modelo J2K/JAMS..	149

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Recuperação mínima exigida para a APP com área agrossilvopastoril consolidada até 22 de julho de 2008, de acordo com o tamanho da propriedade rural	36
Tabela 2: Parâmetros obtidos em literatura para caracterização do uso do solo da MCC.....	56
Tabela 3: Parâmetros da Equação de Penman-Monteith.	66
Tabela 4: Parâmetros das propriedades físicas da bacia para entrada no modelo J2000/JAMS	77
Tabela 5: Avaliação do desempenho de modelos a partir dos coeficientes NSE e PBIAS. Fonte Moriasi et al. (2007).	79
Tabela 6: Categorias dos tomadores de decisão entrevistados no estudo.....	82
Tabela 7: Subgrupamento de classes texturais obtidas nos três pontos amostrados na bacia do Córrego Cavalheiro	92
Tabela 8: Condutividade hidráulica determinada para os solos da área de estudo ..	93
Tabela 9. Capacidade de Campo e ponto de Murcha permanente para os solos analisados.....	94
Tabela 10: Vazões medidas nos dois pontos analisados: a) estação fluviométrica do DAEE no rio Corumbataí, e b) exutório da bacia do córrego Cavalheiro	95
Tabela 11: Diferenças de porcentagem em área para cada classe de uso do solo dos diferentes cenários construídos	97
Tabela 12: Valores dos parâmetros de processo do modelo após a calibração	99
Tabela 13: Valores obtidos para a avaliação estatística dos períodos de calibração e validação da microbacia do Córrego Cavalheiro.	102

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	23
2. OBJETIVOS.....	25
2.1. GERAL.....	25
2.2. ESPECÍFICOS	25
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	27
3.1. FRAGMENTAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA.....	27
3.2. SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS RELACIONADOS À VEGETAÇÃO NATIVA 28	
3.2.1. Serviços ecossistêmicos hidrológicos.....	29
3.2.2. Suporte à biodiversidade	31
3.2.3. Valor estético da paisagem	31
3.3. METAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL NO BRASIL.....	32
3.4. PROTEÇÃO DA COBERTURA VEGETAL NO BRASIL	33
3.4.1. Código florestal brasileiro e a conservação dos recursos hídricos	34
3.4.2. Criação de UC	37
3.4.3. Moratórias.....	38
3.4.4. Incentivos econômicos para a proteção e recuperação da cobertura vegetal 39	
4. MATERIAL E MÉTODOS	41
4.1. ÁREA DE ESTUDO.....	41
4.1.1. Mapeamento de propriedades rurais inseridas na microbacia do córrego Cavalheiro.....	41
4.2. DIAGNÓSTICO E ANÁLISE PARA ELABORAÇÃO DE PROJETOS DE PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS (PSA)	42
4.2.1. Legislação, políticas públicas e revisão e análise da literatura para definição do problema ambiental	44
4.2.2. Caracterização ambiental da área de estudo	45
4.2.3. Cenários de uso do solo	58
4.2.4. Modelagem hidrológica.....	60
4.2.5. Análise de Decisão Multicritério (MCDA).....	81
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	89

5.1. PROPRIEDADES RURAIS INSERIDAS NA MICROBACIA DO CÓRREGO CAVALHEIRO	89
5.2. ANÁLISE DOS DADOS PLUVIOMÉTRICOS PARA A ÁREA DE ESTUDO	91
5.3. DADOS PRIMÁRIOS DE SOLO OBTIDOS NA MICROBACIA DO CÓRREGO CAVALHEIRO	92
5.4. VAZÃO REGIONALIZADA PARA A MICROBACIA DO CÓRREGO CAVALHEIRO	94
5.5. CENÁRIOS DE USO DO SOLO	95
5.6. MODELAGEM HIDROLÓGICA	98
5.6.1. Desempenho do modelo J2000/JAMS	98
5.6.2. Inferência estatística	103
5.6.3. Balanço hídrico	104
5.7. ANÁLISE DE DECISÃO MULTICRITÉRIO (MCDA).....	108
5.7.1. Ponderação dos critérios	108
5.7.2. Critério suporte à biodiversidade.....	110
5.7.3. Critério de Regulação do regime hidrológico	111
5.7.4. Critério Valor estético da paisagem	113
5.7.5. Critério produtividade primária	113
5.7.6. Avaliação do MCDA	114
5.8. FLUXOGRAMA DE GESTÃO ADAPTATIVA PARA PROGRAMAS DE PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS (PSA).....	117
6. CONCLUSÃO.....	121
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	123
ANEXO A – Curvas Granulométricas	139
ANEXO B – Gráfico de comparação entre a vazão observada do córrego Cavalheiro (linha vermelha) e a vazão simulada pelo modelo J2000/JAMS (linha tracejada preta).	141
ANEXO C – Formulário utilizado para a pesquisa com os tomadores de decisão de Analândia/SP	143
ANEXO D – Fluxograma dos módulos do J2K/JAMS	146

1. INTRODUÇÃO

A microbacia hidrográfica é a unidade básica de planejamento para a compatibilização da preservação dos recursos naturais e da produção agropecuária, uma vez que as mudanças no uso do solo afetam diretamente o seu ciclo hidrológico. A preocupação em compatibilizar as atividades rurais com a preservação da cobertura vegetal original do solo se justifica pelo fato de aproximadamente 57% da vegetação nativa no Brasil ocorrerem em propriedades privadas (Soares-Filho et al., 2014). Isto equivale a aproximadamente 367 Mha de vegetação nativa, cuja conservação é principalmente prevista pelo Código Florestal Brasileiro (SPAVOREK et al., 2012).

A Mata Atlântica e o Cerrado, dois dos principais biomas do estado de São Paulo, são caracterizados por habitats fragmentados, por conta da conversão de terras para fins agropecuários, sendo assim uma grande ameaça para a conservação de sua biodiversidade.

Em termos hidrológicos, a redução da cobertura vegetal original do solo gera aumento do escoamento superficial e da erosão (CAWSON et al., 2012). A perda de áreas florestais leva a um declínio na infiltração, resultando na conversão de uma proporção maior de chuvas em escoamento superficial, ao invés de se infiltrar no solo e recarregar os aquíferos regionais (BAKER & MILLER, 2013). A conversão de áreas florestadas em pastagens ou culturas anuais gera ainda a diminuição da evapotranspiração na bacia hidrográfica, resultando no aumento dos volumes anuais escoados superficialmente (LIMA et al., 2014).

Uma alternativa para incentivar a proteção das áreas de vegetação nativa pelos proprietários rurais são os programas para a remuneração pelos serviços ecossistêmicos (SE), chamados de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA). Os SE são definidos como os benefícios gerados pelos ecossistemas para os seres humanos (MEA, 2005). Entretanto, sem informações dos impactos das práticas de manejo do uso do solo no fornecimento de SE, é impossível o desenvolvimento de políticas ou programas de pagamento que irão prover o SE desejado ou prioritário (NELSON et al., 2009). Isto porque as escolhas humanas de manejo do uso do solo

geram os chamados *trade-offs* entre os SE, situações onde o fornecimento de um SE resulta na redução de outro SE (RODRÍGUEZ et al., 2006).

Este trabalho tem como objetivo propor e testar uma metodologia para o manejo de microbacias hidrográficas de forma a aumentar a oferta de serviços ecossistêmicos prioritários. O teste da metodologia foi realizado na microbacia do córrego Cavalheiro, localizada em Analândia/SP. Utilizando-se um modelo hidrológico integrado a sistema de informação geográfica (SIG), foram propostos e analisados diferentes cenários de porcentagem de áreas de vegetação nativa na microbacia, considerando tanto as políticas públicas quanto o aumento das faixas vegetadas marginais aos cursos d'água. A maximização dos SE prioritários foi realizada por meio de análise multicritério, utilizando o modelo de tomada de decisão multi-atributo (MDCA, sigla em inglês para *Multi-attribute Decision Making*) para a busca do melhor cenário para o fornecimento dos SE prioritários para a microbacia.

2. OBJETIVOS

2.1. GERAL

Propor e testar uma metodologia para o manejo de microbacias hidrográficas de forma a aumentar a oferta de serviços ecossistêmicos prioritários.

2.2. ESPECÍFICOS

- Avaliar a eficiência do código florestal vigente (Lei Federal nº12651/2012, alterada pela Lei Federal nº12727/2012), para a manutenção da disponibilidade hídrica em microbacia hidrográfica rural, bem como no fornecimento de serviços ecossistêmicos prioritários para a microbacia em questão;
- Aperfeiçoar a metodologia de identificação de serviços ecossistêmicos prioritários utilizando modelagem hidrológica e análise de decisão multicritério, visando incorporar a opinião dos tomadores de decisão locais;

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. FRAGMENTAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA

A manutenção da continuidade dos ecossistemas tornou-se um elemento central das políticas de ordenamento do território (DE MONTIS et al., 2017). A fragmentação do habitat e a conversão da cobertura vegetal para fins agrícolas por seres humanos são ameaças constantes à conservação da biodiversidade (LEVENTON et al., 2017), afetando um dos maiores biomas do Brasil, o Cerrado (CARVALHO et al., 2009). A fragmentação do habitat leva ao isolamento e reduz as áreas de habitat, além de uma série de efeitos negativos sobre as populações naturais, afetando a riqueza, abundância e distribuição de espécies animais (MESQUITA; PASSAMANI, 2012).

O Brasil é um dos países com maior cobertura vegetal no mundo, correspondente a 62% do território nacional – 530 milhões de hectares –, sendo que as unidades de conservação da natureza (UC), que fazem parte do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC, Lei Federal 9985/2000), são responsáveis pela proteção de 40% dessa área, dos quais 91% concentra-se no bioma Amazônia (SAE, 2013). Apesar da vasta área de florestas, a cobertura vegetal brasileira encontra-se dispersa pelo país em fragmentos de vários tamanhos (MMA, 2015a).

O Cerrado é o segundo maior bioma do Brasil, depois da Amazônia, e um dos *hotspots* de biodiversidade do mundo (KLINK; MACHADO, 2005). Apesar disso, mais da metade da área do Cerrado, 2 milhões de km², foi transformada em pastagens, culturas agrícolas e outros usos nos últimos 35 anos (KLINK; MACHADO, 2005).

Aproximadamente 57% da vegetação nativa no Brasil ocorrem em propriedades privadas (SOARES-FILHO et al., 2014). Isto equivale a aproximadamente 367 Mha de vegetação nativa, nas quais o Código Florestal Brasileiro é a mais importante legislação para a sua conservação (SPAVOREK et al., 2012). Essas áreas são altamente ameaçadas pela cultura de expansão rural. O processo de expansão agrícola que se dá a partir do desmatamento indiscriminado,

resulta em sistemas produtivos de monoculturas em larga escala, mecanizados e altamente dependentes de insumos químicos (BRASIL, 2006).

Os corredores florestais são muitas vezes considerados o principal instrumento para compensar os efeitos da perda de habitat e da fragmentação, e por isso a legislação florestal brasileira exige a manutenção de larguras específicas de florestas ripárias nas margens de córregos e rios (LEES; PERES, 2008). Os corredores ripários possuem uma variedade incomum de espécies e processos, relacionada a regimes de inundação variáveis, processos de canais geomórficos, mudanças climática e influências de terras altas no corredor fluvial, além de uma diversidade de ciclos e taxas biogeoquímicas, à medida que os organismos se adaptam a regimes de perturbação em grandes escalas espaço-temporais (NAIMAN et al., 1993). Os autores sugerem que uma gestão das florestas ripárias realizada de forma eficaz pode melhorar muitas questões ecológicas relacionadas ao uso da terra e à qualidade ambiental, e devem desempenhar um papel essencial no planejamento da água, da paisagem e na restauração dos sistemas aquáticos.

3.2. SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS RELACIONADOS À VEGETAÇÃO NATIVA

Os SE são definidos como os benefícios gerados pelos ecossistemas para os seres humanos (MEA, 2005). O termo serviços ecossistêmicos (SE) surgiu no início dos anos 80 para descrever a estruturação e a síntese do entendimento biofísico dos processos ecossistêmicos em termos de bem estar humano, uma vez que colocar o ser humano como beneficiário tem um grande potencial de proteção dos ecossistemas e dos serviços que estes fornecem (BRAUMAN et al., 2007).

O conjunto de SE derivados da manutenção de áreas naturais, sejam APP ou RL, é reconhecido como importante para a sociedade, bem como para a sustentabilidade dos sistemas de produção. Entre esses serviços, vale assinalar: a) regulação hidrológica (aumento do armazenamento, transferência e recarga de aquíferos); b) serviços ofertados pela biodiversidade (polinização, controle de pragas agrícolas e de doenças, inclusive humanas); c) valor estético da paisagem; d) regulação atmosférica (maior sequestro de carbono e redução de gases causadores

do efeito estufa); e) controle da erosão; (LIMA et al., 2014; POWER, 2010). Na presente pesquisa foram considerados os três primeiros serviços ecossistêmicos.

3.2.1. Serviços ecossistêmicos hidrológicos

O papel das florestas na manutenção da quantidade, qualidade e na regulação do regime hidrológico pode ser enquadrado no conceito de serviços ecossistêmicos hidrológicos (SEH) (FERRAZ et al., 2013). Segundo Willaarts et al. (2012), a natureza e a quantificação dos SEH estão intimamente ligadas com a gestão territorial, e a capacidade de diferentes usos e ocupação do solo em dividir a precipitação em infiltração, evapotranspiração e escoamento.

A disponibilidade hídrica de uma bacia hidrográfica é geralmente medida pelo volume de água escoado superficialmente (vazão, Q) pela calha do rio principal no seu ponto de exutório, por ser resultado da interação entre todas as variáveis do balanço hídrico:

$$Q = \text{Precipitação} - \text{armazenamento de água na bacia} - \text{evapotranspiração}$$

Existem dois processos reconhecidos na formação de escoamento superficial em bacias hidrográficas: a) precipitação de intensidade superior à capacidade de infiltração do solo (processo Hortoniano) e b) precipitação sobre solos saturados (processo Dunniano) (COLLISCHONN; DORNELLES, 2013). O processo Hortoniano compara o solo com um reservatório, assim, quando a intensidade da chuva é maior que a capacidade de infiltração do solo (capacidade máxima de absorção de água pelo solo, em determinadas condições), o excedente da chuva torna-se escoamento superficial.

O processo Hortoniano é associado às bacias hidrográficas urbanas ou com solos impermeabilizados pela ação do homem (COLLISCHONN; DORNELLES, 2013), uma vez que em condições naturais a taxa de infiltração da água no solo é normalmente mantida em seu máximo, raramente ocorrendo a formação de escoamento superficial pelo excedente de chuva (ZAKIA et al., 2009). Por isso, a redução da cobertura vegetal original do solo em uma bacia hidrográfica gera aumento do escoamento superficial e da erosão (CAWSON et al., 2012), pois a

capacidade de infiltração do solo diminui e uma parcela maior da bacia começa a contribuir para a formação do escoamento superficial com o processo Hortoniano.

Em bacias naturais ocorre predominantemente o processo Dunniano, no qual o escoamento superficial é quase totalmente originado pela parcela da precipitação que atinge zonas de solo saturado (COLLISCHONN; DORNELLES, 2013). As zonas saturadas do solo são localizadas nas margens dos cursos d'água e suas cabeceiras e concavidades do terreno para as quais as linhas de fluxo convergem, como as frequentemente existentes nas cabeceiras das bacias hidrográficas (ZAKIA et al., 2009). Estas zonas saturadas são chamadas de zonas ripárias.

A quantificação do efeito da mudança do uso do solo na geração de escoamento superficial tem tido grande interesse dos hidrólogos. Lima et al. (2014) demonstrou com modelo hidrológico acoplado à modelo climático que o desmatamento da cobertura vegetal resulta em um aumento na descarga do rio proporcional à área desmatada. Esse resultado corrobora com resultados de pesquisas históricas (HIBBERT, 1965; BOSCH; HEWLETT, 1982; BURT; SWANK, 1992; FARLEY et al., 2005) e com trabalhos usando simulação hidrológica (MOLIN, 2014) e trabalhos experimentais em campo (OLIVEIRA et al., 2015), e contradiz o pensamento comum, ou mitos populares, que sugerem que uma maior cobertura florestal na bacia hidrográfica resulta em maior produção de água (ANDRÉASSIAN, 2004; CALDER, 2004; 2007), o que atualmente guia a maioria dos programas para Pagamentos de Serviços Ambientais (PSA) voltados para a produção de água no Brasil.

Entretanto, segundo Lima (2010), existe a tendência da vazão anual da microbacia voltar às condições de equilíbrio original à medida que a plantação florestal avança em idade. De certa forma, esta estabilização do crescimento pode explicar a reconhecida estabilidade hidrológica de microbacias protegidas com florestas naturais não perturbadas. Um estudo em microbacias com cobertura vegetal preservada, na Serra do Mar – Núcleo Cunha, mostrou que estas apresentavam elevado rendimento hídrico e um regime de vazão estável durante todo o ano (DE CICCIO et al., 2007).

3.2.2. Suporte à biodiversidade

Estimativas sugerem que mais da metade de todas as espécies no mundo existem principalmente fora das áreas protegidas, principalmente em paisagens agrícolas (BLANN, 2006; SCHERR; McNELLY, 2008). Por exemplo, a conservação de zonas húmidas dentro de paisagens agrícolas é fundamental para as populações de aves selvagens (HEIMLICH et al., 1998).

Apesar da obrigação de preservação de Reserva Legal (RL) em propriedades privadas datar de 1934 (CAMARA, 2013) e da obrigação da preservação das florestas ripárias em Áreas de Preservação Permanente (APP), esta estratégia de comando e controle sempre esteve marcada por falta de efetividade, gerando a fragmentação de habitats resultando em baixa resiliência da vegetação nativa. Segundo Ferraz et al. (2014), menos de 1/4 dos fragmentos florestais inseridos na bacia hidrográfica do rio Corumbataí, em São Paulo, apresentam-se adequados para cumprir com o papel de proteção dos recursos hídricos. Essas áreas são altamente ameaçadas pela cultura de expansão rural, que se dá a partir do desmatamento indiscriminado, resultando em sistemas produtivos de monoculturas em larga escala, mecanizados e altamente dependentes de insumos químicos (BRASIL, 2006).

Lindenmayer et al. (2006) propuseram cinco princípios orientadores para a conservação da biodiversidade que são amplamente aplicáveis a qualquer área florestal: (1) a manutenção da conectividade; (2) a manutenção da heterogeneidade da paisagem; (3) a manutenção da complexidade estrutural; (4) a manutenção da integridade dos ecossistemas aquáticos; e (5) o uso de regimes de perturbação natural para guiar os regimes de perturbação humana. Assim, os corredores ecológicos criados em áreas rurais podem ser considerados importantes para o suporte à biodiversidade, por conectar as espécies entre fragmentos existentes na paisagem agrícola, uma vez que os fragmentos de habitat conectados por corredores são mais resilientes e retêm mais espécies de plantas nativas do que os fragmentos isolados (DAMSCHEEN et al., 2006).

3.2.3. Valor estético da paisagem

A ligação entre os serviços ecossistêmicos e o bem-estar dos diferentes grupos sociais representa um déficit nas pesquisas, uma vez que os serviços

ecossistêmicos culturais são intangíveis, subjetivos e difíceis de avaliar (BEICHLER, 2015). Entretanto, segundo a autora os serviços ecossistêmicos culturais são particularmente adequados para estudar a relação entre o bem-estar da população e os serviços ecossistêmicos, considerando os benefícios diretamente percebíveis, como recreação e beleza cênica.

A importância de se levar em consideração os SE culturais em um planejamento do uso e ocupação do solo reside no fato de que os seres humanos são participantes ativos na paisagem, levando à atribuição de significado e à valorização de paisagens e lugares específicos (BROWN, 2004).

No modelo transacional, os seres humanos recebem informações da observação e da experiência, que levam à percepção, podendo ser mediada pelo contexto sociocultural em que a pessoa existe e as funções de utilidade pessoal do indivíduo, levando os seres humanos a uma associação de valores com uma dada paisagem (BROWN, 2004).

Costanza et al. (1997) definiram os valores culturais como valores estéticos, artísticos, educacionais, espirituais e/ou científicos dos ecossistemas. A Avaliação dos Ecossistemas do Milênio (MEA, 2005) ampliou essa definição para incluir os benefícios não materiais que as pessoas obtêm dos ecossistemas através do enriquecimento espiritual, desenvolvimento cognitivo, reflexão, recreação e experiência estética, incluindo, por exemplo, sistemas de conhecimento, relações sociais e valores estéticos. Agregando essas duas definições Chan et al. (2012) definiu os serviços culturais como contribuições dos ecossistemas para os benefícios não materiais (por exemplo, capacidades e experiências) que surgem das relações homem-ecossistema.

3.3. METAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL NO BRASIL

Na Conferência das Nações Unidas sobre Mudança Climática (UNFCCC), realizada em Paris no ano de 2015, o Brasil se comprometeu a restaurar e reflorestar 12 milhões de hectares de vegetação nativa até 2030 para usos múltiplos. Um dos caminhos para atingir este objetivo seria o efetivo cumprimento do que prevê o novo Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012), apesar da grande discussão em relação a essa legislação.

Este compromisso foi reafirmado na Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Proveg), instituída pelo Decreto nº 8972 de 23 de janeiro de 2017. Segundo o decreto, um dos objetivos da Proveg é impulsionar a regularização ambiental das propriedades rurais brasileiras, nos termos do Código Florestal vigente em área total de, no mínimo, doze milhões de hectares, até 31 de dezembro de 2030.

3.4. PROTEÇÃO DA COBERTURA VEGETAL NO BRASIL

Os instrumentos de controle do desmatamento no Brasil dividem-se em três tipos: comando e controle; instrumentos institucionais e instrumentos econômicos (RAJÃO et al., 2014).

Os instrumentos de comando e controle funcionam com a criação de legislações pelo governo que impõem normas, regras e penalidades que depois são inspecionados por órgãos fiscalizadores. O processo gerencial de comando e controle no Brasil ficou mais marcado a partir dos anos 1930, com o estabelecimento de diretrizes, princípios e regras para o uso de recursos hídricos, minerais e florestais com penalidades, taxas e impostos que pouco contribuíram para o uso racional dos recursos naturais (CÂMARA, 2013). O principal instrumento de comando e controle do desmatamento no Brasil é o código florestal (BRASIL, 2012).

Os instrumentos institucionais oferecem um contexto legal e administrativo para encorajar o cumprimento da lei, por exemplo, para evitar multas. Um exemplo deste instrumento é a criação de Unidades de Conservação da Natureza (UC), que pode ser considerado um dos mais efetivos instrumentos para o controle do desmatamento (RAJÃO et al., 2014).

Por fim, os instrumentos econômicos encorajam o comportamento ambientalmente sustentável fechando barreiras comerciais por meio de moratórias ou pactos ambientais ou fornecendo incentivos positivos, geralmente de valor monetário, caso dos esquemas de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA).

3.4.1. Código florestal brasileiro e a conservação dos recursos hídricos

A Lei Federal nº 12651/2012 chamada de novo código florestal, alterada pela Lei Federal nº 12.727/2012, dispõe sobre a proteção da vegetação nativa em substituição à Lei Federal nº 4.771/65. Estabelece áreas de preservação das florestas e vegetação nativa em áreas de preservação permanente (APP) e Reserva Legal (RL). As recentes mudanças no Código Florestal levantaram o debate sobre as bases científicas de seus dispositivos, principalmente em relação à extensão de áreas a serem mantidas ou recuperadas com cobertura vegetal natural (LIMA, 2014).

No caso das APP, a referida lei estabelece, em seu artigo 4º, larguras mínimas nas faixas marginais de qualquer curso d'água natural dependentes da largura dos corpos d'água margeados:

- a) 30(trinta) metros, para cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura;
- b) 50 (cinquenta) metros, para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;
- c) 100 (cem) metros, para cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;
- d) 200 (duzentos) metros, para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura;
- e) 500 (quinhentos) metros, para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros;

Metzger (2010) critica a adoção dessa largura mínima para a APP, pois apesar dela poder ser suficiente para a filtração dos nitratos vindos dos campos agrícolas, pode ser insuficiente para as demais funções desta faixa vegetada. Para o autor, a definição da largura mínima de APP no código florestal deveria respeitar a função mais exigente, que parece ser a manutenção da biodiversidade pela criação de corredores ecológicos (METZGER, 2010). A partir da análise de dezenas de

estudos científicos disponíveis, Lima et al. (2014) inferiu que as faixas ripárias protegidas pelas APP devem ser mais largas do que a legislação vigente prevê.

Em microbacias com boa cobertura vegetal, o escoamento direto é produzido em uma área dinâmica que normalmente representa uma fração da área total da microbacia, chamada de zona ripária ou área variável de afluência (AVA) (LIMA; ZAKIA, 2004). Do termo variável entende-se que a extensão da zona ripária é dependente do tempo e do uso do solo da microbacia, podendo, portanto, não estar contemplada nos limites da APP estabelecidos na legislação.

A porção da zona ripária que não for protegida pela legislação ambiental, por não estar localizada em APP ou sem possibilidades de ser considerada RL, deveria ter um manejo diferenciado de acordo com o uso e ocupação da microbacia (ATTANASIO et al., 2006). Segundo Zakia et al. (2009), uma microbacia pode ter sua zona ripária identificada, se ela não puder ser incorporada a uma APP deve no mínimo ser submetida a uso especial. Porém, no artigo 6º do novo código florestal (BRASIL, 2012) atribuiu-se ao Chefe do Poder Executivo (Presidência da República) a definição das áreas de interesse social, que muitas vezes são de âmbito regional e local (I – áreas destinadas à contenção de erosão do solo e mitigação de riscos de enchentes e deslizamentos de terra e rocha; II – proteger as restingas ou veredas; III – proteger várzeas; IV – abrigar exemplares da fauna e flora ameaçados de extinção). Esta atribuição deveria ser dada aos Chefes dos Poderes Executivos nas três esferas federativas para garantir que as áreas ripárias fossem devidamente protegidas nas escalas locais e regionais.

Outro ponto bastante criticado do novo código florestal é o artigo 61 (incluído pela Lei nº 12.727/2012) que autoriza a continuidade de atividades agrossilvopastoris, de ecoturismo e de turismo rural em áreas rurais consolidadas até 22 de julho de 2008. Historicamente, o Código Florestal sempre esteve atrelado a interesses econômicos e a lei 12.651/2012 surgiu com o objetivo de legalizar irregularidades cometidas (RORIZ, 2013). A recuperação das APP desmatadas até 2008 passou a ser regida de acordo com o tamanho da propriedade definido pelos módulos fiscais, conforme Tabela 1. O artigo 61 do novo código florestal, também conhecido como “escadinha”, reduziu em aproximadamente 8 Mha a área a ser recomposta em APP no Brasil (SAE, 2013).

Tabela 1: Recuperação mínima exigida para a APP com área agrossilvopastoril consolidada até 22 de julho de 2008, de acordo com o tamanho da propriedade rural

Número de módulos fiscais da propriedade	Largura obrigatória de recomposição das faixas marginais (m)
Até 1	5
De 1 até 2	8
De 2 até 4	15
Maior que 4	Mínimo de 20 e máximo de 100 conforme determinação do Programa de Recuperação Ambiental (PRA)

Além disso, no artigo 67 a lei define que nos imóveis rurais que detinham, em 22 de julho de 2008, área de até 4 (quatro) módulos fiscais e que possuam remanescente de vegetação nativa em percentuais inferiores ao previsto no art. 12 (no caso do cerrado 20% da área da propriedade), a RL será constituída com a área ocupada com a vegetação nativa existente neste período, vedadas novas conversões para uso alternativo do solo.

O módulo fiscal é uma unidade de medida expressa em hectares (ha), fixada para cada município segundo os seguintes fatores: Tipo de exploração predominante no município; Renda obtida com a exploração predominante; Outras explorações existentes no município que, embora não predominantes, sejam significativas em função da renda ou da área utilizada; e Conceito de propriedade familiar (INCRA, 2014). Para o município de Analândia/SP, no qual é localizada a área de estudo, um módulo fiscal é igual a 18 ha (INCRA, 1980).

Das aproximadamente 5 milhões de propriedades rurais no Brasil, 92% têm áreas de até 4 módulos fiscais, muito embora essa relação em proporção de área se reduza para 30% (SAE, 2013).

Este tratamento do ambiente como imóveis rurais, e não como bacias hidrográficas conectadas, diverge do princípio III do Código Florestal de preservação da água, do solo e da vegetação. O critério da diferenciação de tratamento da recomposição da vegetação baseado no tamanho da propriedade é criticável do ponto de vista ambiental, uma vez que a proteção ao meio ambiente independe desse fator. Porém, o Código Florestal tem caráter social e econômico, bem como fatores do desenvolvimento sustentável, e presume que o pequeno produtor (até 4

módulos fiscais) teria uma hipossuficiência econômica e atividades menos impactantes (VALVERDE, 2012).

Segundo Martinelli et al. (2010), o Brasil já tem área desprovida de vegetação natural suficiente para acomodar a expansão agrícola. Gibbs et al. (2015) calculam que as áreas já desmatadas no bioma Cerrado brasileiro seriam suficientes para triplicar a produção de soja atual. Os entraves para a produção de alimento no país não são, portanto, as restrições ambientais, mas sim a desigualdade de distribuição, as restrições de crédito agrícola ao agricultor que produz alimentos de consumo direto, a falta de assistência técnica que o ajude a aumentar a sua produtividade e a falta de investimentos em infraestrutura para armazenamento e escoamento da produção agrícola (MARTINELLI et al., 2010).

Esta visão territorial do ambiente dada pelo Código Florestal foge da integração da gestão ambiental com a gestão de recursos hídricos, uma das diretrizes da Lei Federal 9433/1997, também conhecida como “lei das águas”. Os planos de recursos hídricos criados pela Lei Federal 9433/1997, tem no seu conteúdo mínimo a proposição da criação de áreas sujeitas à restrição de uso, com vistas à proteção dos recursos hídricos. Isso vai de encontro com o manejo integrado de bacias hidrográficas, uma vez que trata o ambiente como um todo.

Alger e Lima (2005) recomendam que os Planos de Bacia Hidrográfica considerem medidas de atenuação da fragmentação de ecossistemas, e que se criem incentivos para produtores rurais que estabelecem RL associada à APP, em área que favoreçam a conservação de mananciais.

3.4.2. Criação de UC

Devido à rápida expansão dos centros urbanos em meados do século XIX, surgiu nos Estados Unidos a ideia de criação de ilhas de conservação, com a proteção de florestas nativas em áreas públicas como os Parques Nacionais (DIEGUES, 2000). Seguindo essa abordagem, no Brasil institui-se a proteção de fragmentos de florestas com a criação de Unidades de Conservação da natureza (UC), regulamentadas pela Lei 9.985 de 2000, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC).

As UC são definidas como espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção. As UC são de dois tipos: proteção integral e uso sustentável dos recursos naturais.

As UC de proteção integral preveem a manutenção dos ecossistemas livres de alterações causadas por interferência humana, admitido apenas o uso indireto dos seus atributos naturais, enquanto que autorizam a exploração do ambiente de maneira a garantir a perenidade dos recursos ambientais renováveis e dos processos ecológicos, mantendo a biodiversidade e os demais atributos ecológicos, de forma socialmente justa e economicamente viável. A instituição das UC pode ser considerada um dos mais efetivos instrumentos para o controle do desmatamento (RAJÃO et al., 2014), protegendo cerca de 40% da vegetação nativa do Brasil (SAE, 2013).

3.4.3. Moratórias

Moratória pode ser definida como um atraso ou suspensão de atividades para proteção de espécies, como é o caso, por exemplo, da suspensão da pesca em rios brasileiros na época da piracema (época de desova dos peixes). No caso da proteção contra o desmatamento pode-se citar a moratória da soja, o primeiro acordo voluntário de desmatamento zero implementado nos trópicos (GIBBS et al., 2015). Nesta moratória os maiores negociadores de soja assinaram um acordo de não compra de soja que foi produzida em áreas desflorestadas após julho de 2006 na Amazônia brasileira (GIBBS et al., 2015).

O acordo teve início em 2006 e foi adiado para maio de 2016. Segundo Gibbs et al. (2015), no período da moratória da soja, o desmatamento de vegetação nativa para expansão do plantio de soja na Amazônia caiu de 30% para aproximadamente 1%. Especialistas defendem a adoção de moratórias deste tipo para outros biomas brasileiros.

3.4.4. Incentivos econômicos para a proteção e recuperação da cobertura vegetal

Uma maneira de integração entre os instrumentos de planejamento de florestas e de recursos hídricos, ambas afetadas pela gestão territorial, seriam as formas de articulação e mesmo de financiamento à recomposição da cobertura vegetal, como a remuneração pelos SEH, que poderiam ser propostas no âmbito dos comitês de bacia e do ICMS ecológico, diluindo o custo econômico das metas de conservação florestal (BONNET et al., 2007).

Com a crise hídrica ocorrida no estado de São Paulo, houve um grande esforço das agências municipais de meio ambiente para incentivar a recuperação de zonas ripárias e proteção de fragmentos florestais em propriedades privadas, por meio da remuneração dos proprietários rurais pela prestação de serviços ecossistêmicos (SE), resultando na aprovação de leis de PSA em pelo menos 13 % dos municípios paulistas, conforme pesquisa realizada nos sites das prefeituras em 2017. Esta alternativa poderia promover a proteção ou recuperação à escala da paisagem, podendo agregar projetos individuais de propriedades privadas em um único programa de restauração. De acordo com Leventon et al. (2017), embora a gestão da biodiversidade na escala de propriedade tenha efeitos positivos, os resultados da gestão da biodiversidade são melhorados quando implementados numa escala de paisagem.

Nesse contexto, os mecanismos de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) têm se tornado cada vez mais importantes nas discussões em torno de estratégias de desenvolvimento ambientalmente sustentáveis no mundo. De acordo com Wunder (2015), os mecanismos de PSA são uma transação voluntária entre usuários e prestadores de serviços ecossistêmicos (SE), que é condicionada por regras de gestão de recursos naturais acordadas para a geração de serviços externos ao local de geração. Desde 2006, 20 casos de programas de PSA surgiram no Brasil, bem como esforços para aprovar leis de PSA nos níveis federal, estadual e municipal (PAGIOLA et al., 2013). Este tipo de mecanismo já está previsto no Código Florestal vigente, em seu Capítulo X: do programa de apoio e incentivo à preservação e recuperação do meio ambiente.

Em teoria, o PSA pode melhorar a percepção do valor dos recursos naturais, aumentando os investimentos em conservação, mas na prática ainda é necessário desenvolver os mecanismos científicos, políticos e financeiros para incorporar o capital nas decisões de mudança do uso da terra (DAILY et al. 2009). Apesar das dificuldades de implementação, em 2010 foram identificadas 78 iniciativas promissoras de PSA no contexto da Mata Atlântica, outro hotspot de biodiversidade no Brasil (GUEDES; SEEHUSEN, 2011). Costa Rica, México e China também iniciaram programas de grande escala que dão pagamentos diretos aos proprietários de terras para empreender práticas específicas de uso da terra que poderiam aumentar a prestação de serviços hidrológicos, a conservação da biodiversidade, a prevenção da erosão, o sequestro de carbono ou a beleza cênica (JACK et al., 2008).

Com base na análise e sistematização dos programas de PSA já em andamento na América Latina, o Ministério do Meio Ambiente do Peru definiu três fases para a elaboração de programas de PSA: diagnóstico (caracterização de ecossistemas, serviços ecossistêmicos e seus provedores e usuários); desenho (Identificação do mecanismo financeiro e definição do arranjo institucional) e implementação (implementação, Monitoramento e avaliação da gestão adaptativa) (PERU, 2010). Entender a distribuição de serviços e benefícios em uma paisagem, bem como saber onde os serviços são fornecidos, informa onde as intervenções de gestão devem ser concentradas (CHAN et al., 2006; NAIDOO, RICKETTS, 2006).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. ÁREA DE ESTUDO

A microbacia do córrego Cavalheiro localiza-se no município de Analândia/SP, entre os paralelos 22°05' e 22° 08' de latitude sul e entre os meridianos 47°39' e 47°42' de longitude oeste, na cabeceira da sub-bacia do rio Corumbataí (Alto Corumbataí) pertencente à Bacia do Rio Piracicaba, com área de 9,9 km² (Figura 1).

Pinton e Cunha (2009) exaltam a importância da microbacia do córrego Cavalheiro por constituir-se em uma das áreas de nascentes do rio Corumbataí, o qual possui grande importância regional devido ao seu potencial hídrico para abastecimento dos municípios de Analândia, Corumbataí, Rio Claro e Piracicaba.

Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do córrego Cavalheiro

Fonte: Elaboração própria

4.1.1. Mapeamento de propriedades rurais inseridas na microbacia do córrego Cavalheiro

Os limites dos imóveis rurais inseridos na microbacia do córrego Cavalheiro foram definidos pelo contato pessoal com o então presidente da Câmara de

Vereadores de Analândia, Sr. Rodrigo Tendolini Balerini. Posteriormente, foi realizada a confirmação por meio de fotointerpretação de imagem de satélite disponível no Google Earth (ano 2010) e consulta com os próprios proprietários rurais inseridos na microbacia. O mapeamento foi realizado utilizando-se o Sistema de Informações Geográficas (SIG) ArcGIS 10.3.

4.2. DIAGNÓSTICO E ANÁLISE PARA ELABORAÇÃO DE PROJETOS DE PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS (PSA)

Baseado na análise e sistematização para elaboração de programas de PSA (Figura 2), proposta pelo Ministério de Meio Ambiente do Peru (PERU, 2010) e ratificada pelo Ministério do Meio Ambiente Brasileiro (GUEDES; SEEHUSEN, 2011), bem como nas experiências relatadas em Pagiola et al. (2013), foi proposto neste estudo uma metodologia para a etapa de identificação dos serviços ecossistêmicos integrado em um fluxograma de diagnóstico e análise conforme mostrado na Figura 2.

Esta etapa visou indicar os serviços ecossistêmicos prioritários para um programa de PSA com o objetivo de alcançar o cenário ideal para a área de estudo, com o uso da Análise de Decisão Multicritério (MCDA, sigla em inglês para *Multi-Criteria Decision Analysis*) para comparação de alternativas de uso do solo, conforme descrito na Figura 2.

Figura 2: Fases e etapas do processo de elaboração e implementação de programas de Pagamentos por serviços ambientais.

Fonte: Peru (2010).

Figura 3: Proposta de modificação da fase de diagnóstico e análise para elaboração de programas para Pagamento por serviços ecossistêmicos.

Fonte: Elaboração própria

Nos próximos itens são descritas cada etapa do fluxograma proposto neste estudo para a microbacia do córrego Cavalheiro.

4.2.1. Legislação, políticas públicas e revisão e análise da literatura para definição do problema ambiental

Nesta etapa, o Código Florestal Brasileiro foi selecionado como base para o estudo, uma vez que legisla sobre as propriedades rurais privadas. Já para a revisão

da literatura, a revisão bibliográfica foi baseada em publicações localizadas por meio da ferramenta de busca do ISI *Web of Knowledge*, localizando artigos a partir de 1995, que continham os termos “*ecosystem service*” ou “*ecosystem services*” no título, refinados para as categorias “*environmental sciences*”, “*environmental studies*” e “*biodiversity conservation*”, o que resultou em 2.240 estudos.

Para a análise das políticas públicas, o estudo foi fundamentado em duas literaturas técnicas sobre os programas de PSA em andamento, que foram: a publicação do Ministério do Meio Ambiente do Peru (PERU, 2010), chamado de “*Compensación por servicios ecosistémicos: Lecciones aprendidas de una experiencia demonstrative*” (em português, Compensação por serviços ecossistêmicos: Lições aprendidas de uma experiência demonstrativa); e a publicação do Ministério do Meio Ambiente brasileiro (GUEDES; SEEHUSEN, 2011), chamado de “Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: Lições aprendidas e desafios”, bem como a compilação dos PSA brasileiros relatada em Pagiola et al. (2013).

4.2.2. Caracterização ambiental da área de estudo

A caracterização ambiental da microbacia do córrego Cavalheiro foi realizada levando-se em conta seis fatores: clima, solo, uso do solo, vegetação nativa, geologia e geomorfologia e vazão do córrego Cavalheiro, que serão descritos a seguir.

4.2.2.1. Clima

Segundo a classificação de Koeppen, a área de estudo possui clima subtropical úmido, com chuvas no verão e seca no inverno, com a temperatura média do mês mais quente superior a 22°C. A precipitação média anual da região varia de 1300 a 1400 mm.

Para a análise da pluviosidade da área de estudo foram utilizados os dados do pluviômetro do Departamento de Águas e Energia Elétrica de São Paulo (DAEE), código D4-035, localizado em Analândia/SP (22°08’S, 47°40’W). Os dados obtidos são do período de janeiro de 1937 a dezembro de 2014. O gráfico da Figura 4 mostra a precipitação total anual na região. A média pluviométrica anual para o período (1937-2013) foi de 1373 mm. O ano mais chuvoso ocorreu em 1983 com

precipitação total anual de 2396 mm e o menos chuvoso foi o ano de 1963 com apenas 646 mm de precipitação no ano.

Figura 4: Precipitações totais anuais registradas no pluviômetro do DAEE D4-035

Fonte: Elaboração própria

Outra fonte de dados utilizada no presente trabalho foi a estação automática do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2015), localizada em São Carlos (21,96°S, 47,86° W). A estação fluviométrica do INMET também mede outros dados climáticos que foram utilizados no presente trabalho: temperatura, horas de insolação, umidade relativa do ar e velocidade do vento.

Além desses, foram utilizadas outras variáveis climáticas (horas de insolação, temperatura do ar, umidade do ar, velocidade dos ventos, pressão atmosférica e precipitação) obtidas nas estações meteorológicas do Centro de Análise e Planejamento Ambiental (CEAPLA) da Unesp de Rio Claro/SP e do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA) da USP de São Carlos/SP. A Figura 5 mostra a localização das estações climatológicas em relação à microbacia do córrego Cavalheiro.

Figura 5: Localização das estações climatológicas do CHREA, CEAPLA e INMET e do Pluviômetro do DAEE em relação à microbacia do córrego Cavalheiro.

Fonte: Elaboração própria

4.2.2.2. Solo

O mapa vetorizado de solo da bacia do córrego Cavalheiro (Figura 6) foi obtido de Silva (2012) que utilizou quatro quadrículas dos mapas de solo do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC): São Carlos (PRADO et al., 1981), Araras (OLIVEIRA et al., 1981), Piracicaba (OLIVEIRA; PRADO, 1989) e Campinas (OLIVEIRA et al., 1977). A nomenclatura dos solos nos mapas foi atualizada conforme o padrão do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) (EMBRAPA, 2006).

Figura 6: Tipos de solos que ocorrem na bacia do córrego Cavalheiro.

Fonte: Adaptado de SILVA (2012)

Na microbacia predominam os Latossolos Vermelho Amarelo (LV-2) e Neossolo Quartzarênico (RQ) nas porções mais planas (Centro-Sul da bacia). Nas Cuestas Basálticas ocorre associação de Neossolos Litólicos (RL) e Nitossolo Vermelho (NV), enquanto que nas porções com relevo acidentado ocorrem solos Argissolo Vermelho Amarelo (PVA) e associação entre Latossolos Vermelho Amarelo com Plintossolos Pétricos Concrecionários (FFc) (SILVA, 2012).

Os latossolos apresentam horizonte A pouco espesso com uma transição difusa para um horizonte B muito espesso (atingindo mais de 2 m de profundidade). São caracterizados com uma textura relativamente uniforme em todo o perfil, variando de média a muito argilosa. A estrutura é composta de agregados fracamente desenvolvidos arranjados de modo que deixam entre eles grande espaço poroso, propiciando alta permeabilidade (LEPSCH, 2013).

Depois dos Latossolos, os Argissolos – presentes no norte da bacia hidrográfica – constituem a ordem mais extensa no Brasil e a mais heterogênea, podendo ser rasos ou muito profundos, ter alta ou baixa saturação por bases e ser arenosos ou argilosos. O relevo é também muito variável, podendo estar presente

em relevos montanhosos ou suave ondulado. Quando associado à Latossolos – caso da área de estudo –, costumam situar-se em posições mais declivosas que estes (LEPSCH, 2013).

Os neossolos litólicos distribuem-se por todo o Brasil, com predomínio em declives fortes e relevos movimentados. São solos jovens ou pouco expostos aos processos pedogenéticos, por isso são pouco profundos e com frequente pedregosidade, não tendo aptidão para o uso agrícola. Na escala definida para o mapeamento dos solos, este solo na bacia do córrego Cavalheiro está associado com Nitossolo Vermelho, solos medianamente profundos, com fraca diferenciação entre os horizontes e desenvolvem-se de rochas básicas (diabásio e basalto) sendo muitas vezes referidos como um dos solos mais produtivos dos trópicos úmidos (LEPSCH, 2013).

Os neossolos Quartzarênicos apresentam-se na área urbanizada da bacia hidrográfica. Por serem muito arenosos, apresentam limitações para atividades agrícolas pela baixa capacidade de armazenar água e nutrientes para as plantas (LEPSCH, 2013).

Por fim, os Plintossolos Pétricos são considerados muito problemáticos para a agricultura, tanto por sua baixíssima fertilidade e pouco volume de solo disponível para as plantas, como pela presença de concreções que limitam o enraizamento e dificultam o trabalho de máquinas agrícolas (LEPSCH, 2013).

Para o reconhecimento das propriedades físicas do solo foram realizadas análises granulométricas e curva de retenção em laboratório. Amostras deformadas e indeformadas foram coletadas em três pontos da bacia (Figuras 7 e 8), e em três profundidades diferentes (50, 100 e 200 cm). Para tanto, foi necessária a abertura de trincheira de aproximadamente 2 x 2 x 2 m.

As amostras foram do tipo indeformadas para análise da porosidade total e efetiva, massa específica dos grãos, densidade do solo e curva de retenção. Nas mesmas profundidades foram coletadas amostras deformadas para análise de umidade do solo e para teste de peneiramento para traçar as curvas granulométricas.

Figura 7: Pontos de amostragem do solo na bacia hidrográfica do córrego Cavalheiro

Fonte: Elaboração própria

Os critérios para escolha dos pontos de coletas foram: a) a declividade do terreno; assim, foi priorizada a área da bacia com declividade menos acentuada que possibilitaria a abertura de trincheiras; b) o contato prévio com os proprietários dos imóveis rurais; c) a posição geográfica na bacia hidrográfica – oeste, centro e leste; d) pela distância dos pontos até o leito dos cursos d’água – 25, 100 e 250 m. Ressalta-se que o solo investigado neste estudo era o de maior profundidade e portanto o que mais influencia na capacidade de infiltração da microbacia, parâmetro mais sensível para a calibração do modelo hidrológico, conforme descrito na análise de sensibilidade realizada por Machado et al. (2016) para o modelo J2000/JAMS que foi utilizado no presente estudo, e descrito no item 4.2.4 desta Tese.

O ponto 1 localiza-se na Estância São Sebastião, coordenadas 22°6’52,2”S e 47°40’52,8”W. Fica a aproximadamente 25 m de distância do leito do córrego Cavalheiro. O ponto 2 localiza-se na Fazenda Santa Maria da Glória, coordenadas 22°6’41,0”S e 47°40’36,0”W, e dista de 250 m do leito de um córrego sem nome. E por último, o ponto 3 localiza-se na Fazenda São Francisco, coordenadas

22°6'27,8"S e 47°39'52,8"W, distante aproximadamente 100 m do córrego São Francisco.

Figura 8: Trincheiras abertas nos pontos P1, P2 e P3.

Fonte: Elaboração própria

A análise granulométrica visa à quantificação da distribuição por tamanho das partículas individuais de minerais do solo (ALMEIDA, 2012). Segundo o autor, o procedimento operacional visa romper os agregados do solo e liberar as partículas isoladas na suspensão, por meio de uma combinação de energia mecânica (ensaio de peneiramento) e química (ensaio de sedimentação), e formar uma suspensão estabilizada, para a quantificação após a separação das frações.

Com as amostras indeformadas tomadas em campo, foram realizados no laboratório de mecânica de solos da Escola Politécnica da USP, medições de sucção e teor de umidade do solo. As medições de sucção foram feitas a partir do uso de placa de sucção, placa de pressão e papel filtro. Com a primeira foram realizadas medições de teor de umidade para suções até de 30 kPa; as medições na placa de pressão foram feitas para suções entre 30 kPa e 500 kPa e finalmente a partir da técnica do papel filtro foram feitas medições de teor de umidade volumétrica para suções superiores de 1000 kPa. Estas medições foram necessárias para a estimativa da capacidade de campo e do ponto de murcha do solo, bem como da condutividade hidráulica do Latossolo Vermelho-Amarelo.

Para a aquisição dos dados de condutividade hidráulica dos demais tipos de solos na área de estudo, parâmetro necessário para o modelo, foram realizados

testes de infiltração em 13 pontos da bacia hidrográfica (Figura 9), em oito campanhas de campo mensais, utilizando-se o infiltrômetro *mini disk* da marca Decagon Devices Inc.

Figura 9: Pontos onde foram realizados testes de infiltração na microbacia do córrego Cavalheiro.

Fonte: Elaboração própria

4.2.2.3. Vazão

A microbacia do córrego Cavalheiro não conta com estações fluviométricas para a medição de vazão diária. Entretanto, existe uma estação fluviométrica do DAEE (código-023), coordenadas 22°07'44"S e 47°40'02"W, no rio Corumbataí, localizada antes da confluência entre este rio com o córrego Cavalheiro.

Algumas formas simples de regionalização podem ser aplicadas de forma mais imediata. A forma mais simples de regionalização hidrológica é o estabelecimento de uma relação linear entre vazão e área de drenagem da bacia (COLLISCHONN; DORNELLES, 2013), utilizando-se a Equação 3

$$Q_A = Q_B \cdot \frac{A_A}{A_B} \quad (1)$$

na qual A_A é a área de drenagem da bacia no ponto A; A_B é a área de drenagem da bacia no ponto B; Q_A é a vazão média no ponto A; e Q_B é a vazão média no ponto B. Este método pode ser utilizado quando as características das duas bacias forem homogêneas quanto às características de relevo, clima, solo, uso do solo e geologia.

Devido à proximidade das bacias do rio Corumbataí no ponto da estação fluviométrica do DAEE e a do córrego Cavalheiro (Figura 10), as características de clima, relevo, solo e geologia das duas áreas de drenagem são bastante semelhantes. Em uma análise de uso do solo por meio de fotointerpretação de imagens de satélite, constatou-se que a proporção entre as classes de uso do solo são também semelhantes.

Figura 10: Localização das bacias hidrográficas do córrego Cavalheiro e do rio Corumbataí no ponto da estação fluviométrica do DAEE

Fonte: Elaboração própria

A área da bacia do córrego Cavalheiro no ponto de seu exutório (983 ha) corresponde a 17% da área da bacia do rio Corumbataí no ponto da estação do DAEE (5940 ha).

Para a validação do método de regionalização de vazão adotado, foram realizadas medições de vazão nos dois pontos considerados, com o uso de micromolinete. As medições foram realizadas mensalmente, durante oito meses. Os locais escolhidos para a medição são mostrados na Figura 11.

Figura 11: Seções de medição de vazão: a) Estação fluviométrica do DAEE no Rio Corumbataí, e b) Exutório da bacia do córrego Cavalheiro

Fonte: Elaboração própria

Vazão Mínima de Referência

O cálculo da vazão mínima de referência Q90 foi efetuado com a série histórica obtida por meio da regionalização dos valores diários da estação fluviométrica do DAEE. Os cálculos foram realizados em planilha eletrônica, na qual as vazões diárias foram ordenadas em ordem decrescente, desde o maior valor da série de registros até o menor. Calculou-se então a probabilidade de ocorrência de uma vazão igual ou maior para cada uma das vazões consideradas, convertendo-se em seguida a probabilidade para valores percentuais.

Os dados foram então plotados em um gráfico, no qual no eixo Y dispuseram-se as vazões diárias e no eixo X as probabilidades em %. Este procedimento resultou no traçado da curva de permanência ou de duração, que é utilizada quando se deseja conhecer a permanência no tempo de determinados valores. A vazão para a probabilidade de 90% de ocorrência (Q90) foi considerada como a vazão mínima de referência para o presente estudo.

4.2.2.4. Uso do solo

A análise sobre o uso do solo foi realizada por meio dos mapeamentos realizados com fotointerpretação de imagens de satélite de 2007 (PINTON; CUNHA, 2009) e 2010 (SILVA, 2012), além do mapeamento da vegetação nativa realizada pelo Instituto Florestal do Estado de São Paulo, a partir de imagens de 2001 (IF, 2005).

O uso do solo preponderante na área de estudo é a pastagem, recobrando 31% da área da bacia, seguido por mata (25%), plantio de cana de açúcar (20%), área urbanizada (10%) e silvicultura (11%) (Figura 12).

Figura 12: Distribuição espacial do uso e ocupação do solo na microbacia do córrego Cavalheiro

Fonte: Adaptado de Silva (2012).

No modelo hidrológico, a vegetação influencia diretamente no cálculo da evapotranspiração e da interceptação da água da chuva. Os parâmetros do uso do solo exigidos pelo modelo são: albedo (%), índice de área foliar (IAF), crescimento vegetativo efetivo (m) e profundidade de raízes (dm). O albedo, ou coeficiente de reflexão, derivado do termo latino albedo (brancura ou luz solar refletida, a partir de albus, branco), é a refletividade difusa ou poder de reflexão de uma superfície. Ela é a razão entre a radiação refletida pela superfície e a radiação incidente sobre ela. Este parâmetro é utilizado para o cálculo da evapotranspiração potencial. O IAF, por sua vez, é uma medida biofísica das folhagens da vegetação e é utilizada para a estimativa da interceptação da água da chuva pelo uso do solo. O crescimento vegetativo efetivo é expresso em metros de crescimento sendo utilizado para o cálculo da evapotranspiração potencial. A profundidade de raízes é utilizada pelo modelo para caracterização da zona de raízes do solo, na qual a água armazenada pode ser utilizada pelas plantas.

Estes parâmetros foram obtidos de estudos especializados brasileiros para cada uso do solo identificado na microbacia (Tabela 2).

Tabela 2: Parâmetros obtidos em literatura para caracterização do uso do solo da MCC

Uso do solo	Albedo (%)	IAF	Crescimento vegetativo efetivo (m)	Profundidade de raízes (dm)
Cana de açúcar	13 ^c	7,6 - 3 ^f	0,8 ^k	6 ^k
Vegetação nativa	14 ^b	4 - 6 ^g	4,5 ⁱ	120 ^l
Pasto	25 ^d	2 ^g	0,2 ^j	6 ^j
Eucalipto	19 ^d	1,5 - 4,4 ^{a, e}	19 ^h	150 ^h

a) Almeida e Soares (2003); b) Miranda et al. (1996); c) Giongo et al. (2010); d) Giongo e Vettorazzi (2014); e) Reis et al. (2014); f) Teruel et al. (1997); g) Ferreira et al. (2005); h) Simões et al. (1980); i) Ribeiro et al. (2012); j) do Canto et al. (2001); k) Farias et al. (2008); l) Jardim et al., 2005.

4.2.2.5. Vegetação nativa

A área de estudo apresenta-se em um ecótono entre a floresta estacional semidecidual e vegetação de cerrado. Segundo Almeida-Scabbia et al. (2011) a floresta estacional semidecidual está associada às cuestas basálticas na região central do estado de São Paulo, o que também é observado na microbacia do córrego Cavalheiro. Na Figura 13 é mostrada esta formação vegetal para a área de estudo, utilizando-se mapeamento do Instituto Florestal (IF, 2005).

O termo semidecidual refere-se à deciduidade, capacidade de perda foliar parcial na estação seca, observada em algumas espécies típicas dessa formação. Essa formação sofreu intervenções antrópicas, estando hoje restrita a pequenos remanescentes encravados em área de difícil acesso, consideradas inaptas à agricultura ou protegidas legalmente (RODRIGUES, 1999). Almeida-Scabbia et al. (2011), fizeram o levantamento florístico em uma fazenda de Analândia, próximo a área de estudo e constataram que as famílias com maior riqueza de espécies foram Fabaceae (19), Myrtaceae (18), Rubiaceae (nove), Meliaceae (sete) e Piperaceae (seis).

Figura 13: Formações vegetais na microbacia do córrego Cavalheiro.

Fonte: Elaboração própria

Já as formações de cerrado ocupavam originalmente área fora da influência dos cursos d'água, localizadas especialmente nas partes elevadas das colinas da depressão periférica e em maior expressão nas regiões englobadas pelo planalto ocidental (RODRIGUES, 1999). Por serem mais apropriados à mecanização, é o bioma que vem sofrendo maior conversão para as atividades agrícolas.

4.2.2.6. Geologia e Geomorfologia

A microbacia do córrego Cavalheiro situa-se na unidade geológica da Bacia Sedimentar do Paraná, pacote vulcânico sedimentar que possui características litoestruturais que proporcionam a formação de três compartimentos geomorfológicos do estado de São Paulo – Depressão Periférica, Cuestas Areníticas-Basálticas e o Planalto Ocidental (IPT, 1981). Assim, a microbacia tem um relevo bastante acidentado na porção centro-norte, enquanto que na porção centro-sul da bacia, ocorre um relevo que varia de plano a ondulado, onde se desenvolvem as atividades agrosilvopastoris (SILVA, 2012).

4.2.3. Cenários de uso do solo

Os cenários de uso e ocupação do solo foram elaborados pela junção de dois critérios: Área de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL). Para cada um dos dois critérios, foram definidas três alternativas, conforme detalhado no Quadro 1 para o critério APP e no Quadro 2 para o critério RL.

Para o critério RL (0, 1 e 2) foram feitas algumas simplificações, conforme explicado a seguir:

- Na situação em que a propriedade rural não estava 100% inserida na área de estudo, somente a área efetivamente inserida na microbacia foi utilizada para o cálculo dos 20% de RL, sendo, portanto, chamada de RL proporcional;
- Para o cálculo de RL proporcional atual foi considerada a vegetação nativa inserida na microbacia, descontada a APP exigida pelo CF. Apesar de a APP poder ser utilizada para o cálculo atual de RL, ela só pode ser computada se não houver novos desmatamentos. Por isso, para o presente estudo a APP não foi considerada para o cálculo de RL, simulando a situação na qual os proprietários estivessem de acordo com o antigo Código Florestal;
- Para a situação em que a propriedade rural possuía área de mata maior que a exigida pela legislação, a área de mata não foi modificada. Porém, no critério RL1 a área em excesso foi transformada em eucalipto. O cálculo de RL proporcional encontra-se na tabela da Figura 2.

Ressalta-se que para o cálculo dos módulos fiscais da propriedade foi considerada toda a área da propriedade, mesmo que parte dela estivesse fora dos limites da microbacia do Córrego Cavalheiro. A RL foi inserida nas propriedades com déficit de forma a conectar o fragmento existente à APP da propriedade.

Os mapas de uso do solo de cada cenário foram criados por meio da sobreposição dos layers dos critérios de RL e APP com o layer do mapeamento das demais classes de uso do solo. Para tanto, foi utilizada a ferramenta Union do Sistema de Informação Geográfica (SIG) ArcMap 10.2.

Critério	APP 0	APP 1	APP 2
Alternativa	Situação atual	Adequação ao CF	Largura de 100 m a partir da linha d'água dos córregos
Observação	APP conforme mapeamento do uso do solo (SILVA, 2012), ano 2010	Considerou-se o número de módulos fiscais das propriedades rurais inseridas na microbacia, bem como a largura dos córregos da microbacia que são menores do que 10 m	Essa largura foi escolhida devido a alguns estudos que indicaram que valores mínimos superiores a 100 m de cada lado dos corpos d'água podem manter a funcionalidade biológica dos corredores ecológicos nas APP (METZGER, 2010).
Mapa

Quadro 1: Alternativas do critério Área de Preservação Permanente (APP)

Critério	RL 0	RL 1	RL 2
Alternativa	Situação atual	Adequação ao CF com 50% da RL com plantio de eucalipto	Adequação ao CF com 100% de espécies nativas
Observação	RL conforme situação atual, ano 2010. A manutenção desta alternativa é factível, uma vez os proprietários com déficit de RL podem comprar cotas de reserva ambiental (CRA) de outras propriedades, conforme CF (BRASIL, 2012).	Foi considerada a ocupação da RL com 50% de espécies exóticas, permitida pelo CF, mesmo que na situação atual ela fosse 100% ocupada com vegetação nativa. O local para inserção das espécies exóticas foi a área da RL que ficasse mais afastada dos cursos d'água	Considerou-se o número de módulos fiscais das propriedades rurais inseridas na microbacia, uma vez que as propriedades com menos de 4 módulos são isentas de restauração de RL
Mapa

Quadro 2: Alternativas do critério Reserva Legal (RL)

4.2.4. Modelagem hidrológica

O modelo J2000/JAMS foi escolhido para a simulação hidrológica dos cenários de uso do solo proposto, por abranger módulos de regionalização de dados climáticos, estimativa da evapotranspiração potencial e real, interceptção, balanço volumétrico de água no solo, balanço volumétrico de águas subterrâneas e propagação do escoamento nos canais (descritos na Figura 14).

Figura 14: Esboço da estrutura do modelo chuva-vazão J2000 no *framework* JAMS

Fonte: Machado et al. (2017)

4.2.4.1. Delineamento das URH e da Propagação de fluxo

Neste estudo, os limites da microbacia do córrego Cavalheiro, a rede fluvial, as unidades de resposta hidrológica (URH) e as conexões entre os fluxos, referentes à topologia do terreno, foram delineadas por meio do aplicativo GRASS-HRU do Sistema de Informações Geográficas (SIG) QuantumGIS.

O delineamento das URH foi baseado em layers do SIG, derivados de:

- um modelo digital de elevação (MDE) elaborado a partir das curvas de nível apresentadas nas cartas topográficas do Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC), com escala 1:10.000 e distância entre cotas de 5 metros, vetorizadas por Silva (2012) para a MCC;

- mapa digital da geologia (PINTON, 2011),
- mapa digital do uso e ocupação do solo 2012 (SILVA, 2012) e
- mapa digital de solo (SILVA, 2012).

Durante o delineamento das URH, os parâmetros topográficos dos MDE (declividade, orientação de vertente e altitude) foram utilizados para gerar os limites da microbacia, e depois foram reclassificados e combinados com os outros layers do SIG (geologia, uso do solo e tipos de solo), por meio da técnica de sobreposição de mapas. Os polígonos resultantes foram agregados, com base em técnicas de generalização (conjunto de atributos e proximidade da vizinhança), para redução do número global de URH.

Após o delineamento das URH, o aplicativo GRASS-HRU reproduziu o fluxo de água em um fluxo de cascata de URH para URH, da área mais alta das bacias até o canal receptor. A relação de transferência entre URH é uma relação de N:1, assim uma URH pode ter várias entradas de água, mas apenas uma saída. A discretização resultou em 593 URH para a microbacia.

Machado et al. (2016) utilizou o modelo J2000/JAMS na Bacia do Ribeirão da Onça, com área 7 vezes maior do que a área da microbacia do córrego Cavalheiro, gerando 449 URH. O número maior de URH para a MCC foi possível devido à melhor resolução do MDE, gerado a partir das curvas de nível de 5 m, em comparação com o SRTM utilizado no outro estudo. A discretização por meio de URH garante a simulação da variabilidade espacial dos processos hidrológicos das bacias hidrográficas.

4.2.4.2. Equacionamento do Modelo J2000/JAMS

Não existe um tutorial específico para o modelo J2000/JAMS. Os materiais com maior nível de detalhamento sobre este modelo foram encontrados no site da Universidade Friedrich Schiller de Jena, Alemanha, escritos e/ou disponibilizados pelo criador do JAMS, o Professor Dr. Peter Krause, como uma tradução para o inglês de Krause (2001). São disponibilizados ainda materiais com exemplos de aplicações no *site* criado para a divulgação deste sistema *framework* (<http://jams.uni->

jena.de/). Todos estes materiais foram compilados e traduzidos para o português na dissertação de mestrado de Ribeiro (2012).

No modelo a classificação do solo é realizada uma única vez para todo o processo de simulação. O solo e a zona não-saturada são divididos entre poros grandes (LPS) (diâmetro $> 50\mu\text{m}$) e poros médios (MPS) ($0,2 > \text{diâmetro} > 50\mu\text{m}$). A zona saturada é dividida entre 2 reservatórios: a) franja capilar (RG1) e b) zona saturada (RG2). Todos os armazenamentos são mostrados na Figura 15.

Figura 15: Armazenamentos de água nas zonas não-saturada e saturada.

Fonte: Adaptado de Instituto Geológico e Mineiro (2001).

O fluxograma do processo de simulação do modelo J2000/JAMS é mostrado na Figura 14, na qual são destacados os módulos dos processos hidrológicos de regionalização das variáveis climáticas, interceptação da cobertura vegetal, solo-água e água subterrânea para o espaço de tempo de simulação de um dia. Os fluxogramas com detalhes de cada módulo encontram-se no Anexo D.

Cálculo dos parâmetros do solo e hidrogeológicos não temporais

Para o cálculo do armazenamento máximo no LPS (MaxLPS) toda a coluna do solo é levada em consideração, incluindo a zona não saturada (Equação 2). Para o armazenamento máximo no MPS (MaxMPS), a profundidade considerada coincide com a profundidade das raízes (Equação 3). Os parâmetros do solo: a) capacidade

de campo por decímetro de solo (F_c) e b) capacidade de ar (A_c) são parâmetros de entrada do modelo, e não são calibrados. Os parâmetros mF_c (multiplicador da capacidade de campo) e mA_c (multiplicador da capacidade de ar) são parâmetros de processo do modelo, e assim são definidos por calibração.

$$MaxLPS = A_c \cdot \text{Área da bacia} \cdot mA_c \quad (2)$$

$$MaxMPS = \left(\sum F_c \right) \cdot \text{Área da bacia} \cdot mF_c \quad (3)$$

O somatório da capacidade de campo é realizado até a profundidade das raízes.

As saturações relativas iniciais do MPS (θ_{MPS}) e do LPS (θ_{LPS}), [mm], são definidas pelo usuário. Se estes valores não forem indicados, o modelo atribui saturação inicial igual a 0. A saturação do solo é definida pela Equação 4.

$$\theta_{Soil} = \frac{\theta_{MPS} \cdot MaxMPS + \theta_{LPS} \cdot MaxLPS}{MaxMPS + MaxLPS} \quad (4)$$

O armazenamento máximo dos dois compartimentos de águas subterrâneas ($maxRG1$ e $maxRG2$) é realizado conforme os parâmetros de entrada $RG1_{max}$ e $RG2_{max}$ (Equações 5 e 6).

$$MaxRG_1 = RG1_{max} \cdot \text{Área} \quad (5)$$

$$MaxRG_2 = RG2_{max} \cdot \text{Área} \quad (6)$$

O preenchimento inicial desses armazenamentos é definido pelo usuário ($initRG1$ e $initRG2$) durante o processo de calibração.

Módulo de regionalização das variáveis climáticas

A simulação dos processos hidrológicos inicia-se no módulo de regionalização dos dados climáticos de entrada. Neste módulo são realizados o cálculo adicional de dados climáticos (umidade absoluta do ar e balanço de radiação) e a transferência dos dados climáticos de uma estação de medição para as URH. Isto fornece ao modelo um conjunto de dados distribuídos. A transferência é realizada utilizando-se a técnica de interpolação IDW (*inverse distance weighted* – Ponderação pelo inverso da distância), na qual um peso (W) é dado a cada estação dependendo da distância até o ponto considerado a partir da Equação 7.

$$Wi = \frac{1}{(h(x, xi))^p} \quad (7)$$

Os termos $h(x, xi)$ e p da Equação (10) representam respectivamente a distância entre o ponto x e a estação xi [m] e o parâmetro de potência. Segundo Marcuzzo et al. (2011), o parâmetro de potência p geralmente é igual a 2. Valores maiores enfatizam estações mais próximas, enquanto que valores menores enfatizam estações mais afastadas. A interpolação se completa com a Equação 8, na qual $Z(x)$ é o valor no ponto que se deseja interpolar, $Z(xi)$ o valor na estação i e n o número de estações climatológicas disponíveis.

$$Z(x) = \frac{\sum_{i=1}^n Wi \cdot Z(xi)}{\sum_{i=1}^n Wi} \quad (8)$$

Módulo de interceptação da cobertura vegetal

Após o processo de regionalização, a interceptação pela cobertura vegetal é calculada. Seu cálculo baseia-se no conceito de Dickinson (1984), que trata a interceptação como um armazenamento dependente do índice de área foliar (IAF) da cobertura vegetal, $m^2.m^{-2}$. A capacidade máxima de armazenamento ($Intmáx$) é calculada pela Equação 9, na qual α é um fator que descreve a capacidade de armazenamento por metro quadrado de área foliar em milímetros (KRAUSE, 2001). A cada passo do processo de simulação, um ΔInt é calculado como a capacidade remanescente para o armazenamento de água nas folhas, após o processo de evaporação do passo anterior. A precipitação que excede essa capacidade é encaminhada para o módulo solo-água com o nome de $netRain$ (mm).

$$Intmáx = \alpha \cdot IAF \quad [mm] \quad (9)$$

Módulo de Evapotranspiração Potencial

O cálculo da evapotranspiração potencial é realizado pela equação de Penman-Monteith (MONTEITH, 1975) nos módulos de radiação e evapotranspiração potencial. Essa equação foi escolhida por considerar a influência das diferenças entre os tipos de vegetação da cobertura do solo (KRAUSE, 2002). Dois valores de ETP_{pot} são gerados para cada intervalo de tempo, um para o dia e um para a noite

(Equações 10 e 11). Esta diferenciação é feita porque o balanço de radiação, necessária ao cálculo, é muito diferente entre o dia e a noite (KRAUSE, 2001).

$$ETP_{pot_d} = \frac{1}{L_d} \cdot \frac{s_d \cdot (R_{Nd} - G_d) + \rho \cdot c_p \cdot \frac{e_{s_d} - e_d}{r_a}}{s_d + \gamma_d \cdot \left(1 + \frac{r_{sd}}{r_a}\right)} \cdot \left(\frac{S_o}{24}\right) \quad (10)$$

$$ETP_{pot_n} = \frac{1}{L_n} \cdot \frac{s_n \cdot (R_{Nn} - G_n) + \rho \cdot c_p \cdot \frac{e_{s_n} - e_n}{r_a}}{s_n + \gamma_n \cdot \left(1 + \frac{r_{sn}}{r_a}\right)} \cdot \left(1 - \frac{S_o}{24}\right) \quad (11)$$

Os parâmetros das equações 10 e 11 são listados na Tabela 3.

Tabela 3: Parâmetros da Equação de Penman-Monteith.

Parâmetro	Descrição	Unidade
$L_{d,n}$	Calor latente de evaporação (dia e noite)	$Wm^{-2}.mm^{-1}.d$
$S_{d,n}$	Declividade da curva de vapor de pressão	$hPaK^{-1}$
$R_{Nd,n}$	Saldo de Radiação	Wm^{-2}
$G_{d,n}$	Fluxo de calor do solo	Wm^{-2}
ρ	Densidade do ar	Kgm^{-3}
c_p	Capacidade de calor específico do ar para pressão constante	$Jkg^{-1}K^{-1}$
$e_{sd,n}$	Pressão de saturação do vapor	hPa
$e_{d,n}$	Pressão de vapor	hPa
r_a	Resistência aerodinâmica da cobertura vegetal	sm^{-1}
$\gamma_{d,n}$	Constante do psicrômetro	$hPaK^{-1}$
$rsd_{d,n}$	Resistência superficial da cobertura do solo	sm^{-1}
S_o	Duração da insolação astronômica possível	h

Fonte: KRAUSE (2001)

As temperaturas do ar para o dia e para a noite são calculadas segundo as Equações 12 e 13. Estes valores são utilizados no cálculo de $L_{d,n}$.

$$T_d = \frac{T_{max} + T_{média}}{2} \quad [^{\circ}C] \quad (12)$$

$$T_n = \frac{T_{min} + T_{média}}{2} \quad [^{\circ}C] \quad (13)$$

O valor aproximado de $L_{d,n}$ é obtido utilizando-se a Equação 14.

$$L_{d,n} = 28,9 - 0,028.T_{d,n} \quad [\text{Wm}^{-2}.\text{mm}^{-1}.\text{d}^{-1}] \quad (14)$$

O valor da $e_{sd,n}$ é calculado segundo a fórmula de Magnus de 1844, com os coeficientes de Sonntag de 1990 (Equação 15).

$$e_{sd,n} = 6,11.e^{\frac{17,62.T_{d,n}}{243,12+T_{d,n}}} \quad [\text{hPa}] \quad (15)$$

O valor de $e_{d,n}$ resulta de $e_{sd,n}$ e da umidade relativa do ar (U em %) Equação 16.

$$e_{d,n} = e_{sd,n} \cdot \frac{U}{100} \quad [\text{hPa}] \quad (16)$$

$S_{d,n}$ é calculado a partir da Equação 17.

$$s_{d,n} = e_{sd,n} \cdot \left(\frac{4284}{(243,12 + T_{d,n})^2} \right) \quad [\text{hPaK}] \quad (17)$$

A pressão do ar na altitude z é gerada pela adaptação da fórmula barométrica (Equação 18), na qual g é a aceleração da gravidade (aprox.. 9,811 m.s⁻¹), p_o é a pressão do ar no nível do mar (1013 hPa), R é a constante universal dos gases (8314,3 JKmol⁻¹K⁻¹) e Tabs é a temperatura absoluta do ar (K).O valor $p_{zd,n}$ é utilizada no cálculo de $\gamma_{d,n}$ Equação 19.

$$p_{zd,n} = p_o \cdot e^{-\left(\frac{g}{R.T_{absd,n}} \cdot z\right)} \quad [\text{hPa}] \quad (18)$$

$$\gamma_{d,n} = \frac{c_p \cdot p_{d,n}}{0,622 \cdot L_{d,n} \cdot 86400} \quad \left[\frac{\text{hPa}}{\text{K}} \right] \quad (19)$$

O valor 0,622 é a relação do peso molar do vapor de água e do ar seco.

O valor de $R_{Nd,n}$, é calculado no módulo de radiação utilizando-se a radiação global (R_G), o albedo da cobertura vegetal (α) e a radiação efetiva de ondas longas (R_L) (Equações 20 e 21).

$$R_{Nd} = (1 - \alpha) \cdot R_G - R_{Ld} \quad (20)$$

$$R_{Nn} = 0 - R_{Ln} \quad (21)$$

A R_G [MJ/m²] é calculada pela fórmula de Angstrom (Angstrom 1924), mostrada na Equação 22. Esta fórmula é um modelo estatístico (MARTINEZ-LOZANO et al., 1984), no qual R_o é a irradiação no topo da atmosfera [W.m⁻²] (Equação 23), S o total de horas de brilho solar diário [h] E α e β são constantes da equação. α expressa a fração de radiação extraterrestre que atinge a Terra em dias nublados ($S=0$); $\alpha + \beta$ é a fração da radiação extraterrestre que atinge a Terra em dias claros ($S=S_o$). Seguindo orientação do documento da FAO (1998), serão utilizados os valores de $\alpha = 0,25$ e $\beta = 0,50$ para o presente trabalho.

$$R_G = R_o \left(\alpha + \frac{\beta \cdot S}{S_o} \right) \quad [\text{MJ}/\text{m}^2] \quad (22)$$

$$R_o = \frac{1}{8,64} \cdot [245 \cdot (9,9 + 7,08 \cdot \text{sen}(\zeta)) + 0,18 \cdot (\phi - 51) \cdot (\text{sen}(\zeta - 1))] \left[\frac{W}{m^2} \right] \quad (23)$$

$$\zeta = 0,0172 \cdot (\text{dia Juliano}) - 1,39 \quad (24)$$

Com o ângulo ζ e o fator $1/8,64$ para a conversão de Jcm⁻² para Wm⁻² assim como de latitude (ϕ) para graus.

O valor de S_o é calculado pela Equação 25.

$$S_o = 12,3 + \text{sen}(\zeta) \cdot \left(4,3 + \frac{\phi - 51}{6} \right) \quad [h] \quad (25)$$

A $R_{Ld,n}$ é calculada pela Equação 26, da qual fazem parte a radiação de corpo negro de Boltzmann de 1884, o grau de nuvens é uma função empírica da quantidade de vapor de água contida no ar.

$$R_{Ld,n} = \sigma \cdot T_{absd,n}^4 \cdot \left(0,1 + 0,9 \cdot \frac{S}{S_o} \right) \cdot (0,34 - 0,044 \cdot \sqrt{e_{d,n}}) \quad \left[\frac{W}{m^2} \right] \quad (26)$$

Na Equação (26) σ é a constante de Stefan-Boltzmann ($5,67 \cdot 10^{-8}$) [$Wm^{-2}K^{-4}$] e $T_{absd,n}$ é a temperatura absoluta do ar [K].

O cálculo do G é feito de acordo com uma relação simplificada (Equação 27) (KRAUSE, 2001).

$$G_{d,n} = 0,2 \cdot R_{N,n,d} \left[\frac{W}{m^2} \right] \quad (27)$$

Para o cálculo da evapotranspiração real, o modelo assume que a vegetação só pode transpirar até um limite de água que é contida no solo, nem sempre atingindo a evapotranspiração potencial definida para a vegetação. Assim, a evapotranspiração real diminui proporcionalmente desde a evapotranspiração potencial até chegar a zero quando atinge o ponto de murcha do solo. No modelo J2000/JAMS, a evapotranspiração real é calculada por meio de uma função, que pode ser linear ou polinomial, conforme Equações 28 e 29, dependendo da escolha do usuário.

$$f(\theta) = \begin{cases} \left(\frac{\theta MPS}{linear_{reduc}} \right) & \text{para } linear_{reduc} < \theta MPS \\ 1 & \text{para demais casos} \end{cases} \quad (28)$$

$$f(\theta) = 10^{(-10 \cdot (1-sat)^{poly_{reduc}})} \quad (29)$$

nas quais, θMPS é a saturação atual dos poros médio do solo, calculada pelo modelo a cada passo de tempo; $linear_{reduc}$ é um parâmetro calibrável inserido pelo usuário caso escolha a função de redução linear; e $poly_{reduc}$ é um parâmetro calibrável inserido pelo usuário no caso da escolha da redução polinomial. No caso do presente estudo, a função que mais se adaptou ao comportamento hidrológico da microbacia foi escolhida a função linear. A evapotranspiração real (ETP_R) é então calculada com o valor obtido para $f(\theta)$, conforme a Equação 30.

$$ETP_R = f(\theta) \cdot ETP [mm \cdot d^{-1}] \quad (30)$$

Módulo solo-água

O módulo solo-água é parte fundamental do núcleo de modelagem (KRAUSE, 2002), refletindo a atuação central do solo atuante como sistema de regulação e de distribuição, influenciando quase todos os processos do ciclo hidrológico.

A Infiltração é calculada a partir de uma equação empírica, pois segundo Krause (2001), devido à resolução temporal do modelo ser de um dia não é possível utilizar as equações tradicionais como a de Green & Ampt ou a de Richards. A equação escolhida Equação (31) é a subtração de um volume máximo de infiltração ($MaxInf$, em mm), definido pelo usuário, pela saturação relativa do MPS (θ_{MPS}). Os valores de $MaxInf$ são obtidos para duas épocas do ano, verão ($MaxInfsummer$) e inverno ($MaxInfwinter$).

$$Inf_{atual} = (1 - \theta_{soil}) \cdot MaxInf_{summer,winter} \quad [mm] \quad (31)$$

A água infiltrada é distribuída entre LPS e MPS de acordo com a θ_{MPS} . Quanto mais seco estiver o MPS maior será o aporte de água para esta zona. O afluxo de água para o MPS (MPS_{in}) é calculado por meio da infiltração atual (Inf_{atual}), da umidade relativa do MPS (θ_{MPS}) e de um parâmetro “dist” calibrável pelo usuário (Equação (32)).

$$MPS_{in} = Inf_{atual} \cdot \left[1 - e^{(-dist/\theta_{MPS})} \right] \quad [mm] \quad (32)$$

O restante do volume de água infiltrada é repassado para o LPS (Equação (33)).

$$LPS_{in} = Inf_{atual} - MPS_{in} \quad [mm] \quad (33)$$

O conteúdo do MPS é esgotado apenas pelo processo da transpiração da cobertura vegetal. O cálculo da máxima transferência da umidade no MPS para a evapotranspiração ($MaxTransf$) é pela Equação (35). Na Equação (34) $LinRed$ é o fator de redução linear da ETP_{pot} , parâmetro calibrável do modelo.

$$Coered = \frac{\theta_{MPS}}{linRed} \quad [-] \quad (34)$$

$$MaxTrans = \Delta ETP \times Coered \quad [mm] \quad (35)$$

O cálculo do θ_{MPS} é realizado, considerando o valor de entrada (MPS_{in}), o volume transferido para a transpiração ($MaxTrans$) e a saturação do passo anterior ($\theta_{MPS_{n-1}}$) pela Equação (36).

$$\theta_{MPS} = \theta_{MPS_{n-1}} + \frac{(MPS_{in} - MaxTrans)}{maxMPS} \quad [mm] \quad (36)$$

Já o conteúdo do LPS é a fonte de água para a percolação e interfluxo lateral no módulo do solo. O volume escoado do LPS (LPS_{out}) depende da saturação do LPS (θ_{LPS}), do conteúdo atual (LPS_{atual}) do LPS e de um coeficiente calibrável L_{out} (Equação (37)).

$$LPS_{out} = \theta_{LPS}^{L_{out}} \cdot LPS_{atual} \quad [mm] \quad (37)$$

O LPS_{out} é distribuído entre perc e interfluxo lateral pelas Equações (38) e (39), dependendo da declividade da topografia (em graus) e do coeficiente de distribuição definido pelo usuário ($latVert$).

$$perc = LPS_{out} \cdot [1 - \tan(declividade) \cdot latVertLPS] \quad [mm] \quad (38)$$

$$interfluxo = 1 - perc \quad [mm] \quad (39)$$

Enquanto a perc é limitada pela capacidade máxima de percolação ($MaxPerc$), definida pelo usuário, o interfluxo pode ser desacelerado através do parâmetro calibrável $concRD2$ pela Equação (40). O volume de água que excede a $MaxPerc$ é tratado como interfluxo.

$$RD2_{out} = interfluxo \times \frac{1}{concRD2} \quad [mm] \quad (40)$$

No módulo solo-água, o volume de água escoado superficialmente é calculado. O volume de água que não infiltra é considerado escoamento direto (RD_1 , em mm). Os processos de escoamento superficial hortoniano e escoamento superficial nas zonas saturadas são envolvidos no cálculo da geração da vazão. O volume de água provindo destes dois processos é armazenado em superfície. A capacidade de armazenamento em superfície é definida pelo usuário. Para superfícies mais íngremes que 5° , a capacidade máxima de armazenamento diminui pela metade. O volume de água que excede tal capacidade é escoado para a próxima URH ou para a calha do rio.

O escoamento RD_1 pode ser desacelerado utilizando o parâmetro calibrável $concRD_1$ (Equação (41)).

$$RD_1 = \text{Escoamento direto} \cdot \frac{1}{concRD_1} \quad [mm] \quad (41)$$

Módulo de Águas-Subterrâneas

No último módulo da simulação, o volume de águas subterrâneas é dividido entre zona capilar (RG_1) e zona saturada (RG_2). Durante a fase de parametrização, o usuário define as capacidades máximas de armazenamento para essas duas zonas (em mm). Para a condição inicial, o usuário deve definir a fração inicial de preenchimento para estas zonas ($initRG_1$ e $initRG_2$).

O dado de entrada para o módulo de águas subterrâneas é a taxa de água percolada, $perc$, calculado no módulo solo-água. Este volume é distribuído entre RG_1 e RG_2 seguindo as Equações (42) e (43). Na Equação (42) RG_1RG_2dist representa um coeficiente de distribuição entre as duas zonas, definido pelo usuário.

$$RG_{1in} = perc \cdot (1 - (\tan(slope))^{RG_1RG_2dist}) \quad [mm] \quad (42)$$

$$RG_{2in} = 1 - RG_{1in} \quad [mm] \quad (43)$$

Os escoamentos destes dois armazenamentos são calculados seguindo as Equações (44) e (45), nas quais kRG_1 [-] é o coeficiente de armazenamento do RG_1 e kRG_2 [-] é o coeficiente de armazenamento do RG_2 , parâmetros de entrada

do modelo e RG1Fact e RG2Fact representam as dinâmicas de escoamento do RG1 e do RG2. Se o volume de água RG2_{in} exceder a capacidade de armazenamento atual do RG2, o restante de água é repassado para a RG1. Caso a capacidade de armazenamento atual do RG1 seja excedida, o restante da água é tratado como interfluxo lateral, seguindo para a próxima URH ou para a calha do rio.

$$RG1_{out} = \frac{RG1_{act}}{kRG1 \times RG1Fact} \quad [mm] \quad (44)$$

$$RG2_{out} = \frac{RG2_{act}}{kRG2 \times RG2Fact} \quad [mm] \quad (45)$$

O volume atual dos armazenamentos RG1 e RG2 (RG1act e RG2act) é atualizado, considerando a quantidade de água que entra nestas zonas (Equações 42 e 43), o volume de RG1act_(n-1) do passo anterior e a quantidade de água que escoou (Equações 44 e 45).

Um esquema é mostrado na Figura 16 com os escoamentos: RD1, RD2out, RG1out e RG2out.

Figura 16: Escoamentos do modelo J2K/JAMS

Fonte: Elaboração própria

Propagação Lateral

O módulo de propagação lateral descreve a transferência de água, em um fluxo de cascata de URH para URH, da área mais alta da bacia até o canal receptor. A relação de transferência entre URH é uma relação de n:1, assim uma URH pode ter várias entradas de água, mas apenas uma saída (Figura 17) . A ordem de transferência entre as URH é determinada anteriormente na parametrização das URHs. Além do caminho entre as URHs o usuário ainda define as URH que drenam água para o rio.

Fonte: Elaboração própria

Propagação Rio

Finalmente, a propagação no rio é implementada pela abordagem da onda cinemática e pela equação de Manning-Strickler (Equação 47) para o cálculo da velocidade do escoamento. A partir desta velocidade (v) um coeficiente de recessão da propagação de cheia (R_K) é calculado pela Equação (46), dependendo do

comprimento do fluxo (fl) de cada trecho de rio e de um coeficiente de propagação definido pelo usuário (TA , em h). O parâmetro TA representa o tempo que a onda de propagação leva para se mover através do canal até o exutório da bacia após um evento de chuva.

$$R_K = \frac{v_{new}}{fl} \cdot TA \cdot 3600 \quad [-] \quad (46)$$

$$v_{new} = M \cdot Rh^{2/3} \cdot I^{1/2} \quad (47)$$

$$Rh = \frac{A}{b + 2 \cdot \frac{A}{b}} \quad [m] \quad (48)$$

$$A = \frac{q}{v_0} \quad [m^2] \quad (49)$$

O valor da área molhada (A) é necessário para o cálculo do raio hidráulico (Rh ; Equação (48)) da fórmula de Manning-Strickler. Para tanto na Equação (49) um valor de velocidade inicial (v_0) é necessário. Este é assumido como sendo 1 m/s. Um processo iterativo se inicia com v_0 sendo substituído por v_{new} a cada iteração. A iteração só termina quando a diferença entre as velocidades for menor que 0,001 m/s. O valor de q da Equação (49) é a soma dos escoamentos $RD1$, $RD2_{out}$, $RG1_{out}$ e $RG2_{out}$ transformados em (m^3/s)

O escoamento no rio é determinado pela Equação (50).

$$vazão = q \cdot e^{\left(\frac{-1}{R_K}\right)} \quad [m^3/s] \quad (50)$$

Os parâmetros que devem ser definidos pelo usuário são os parâmetros de processo do modelo, como definido por Sorooshian & Gupta (1995). Estes devem ser calibrados para melhor ajuste dos dados simulados aos dados observados.

4.2.4.3. Sensibilidade dos parâmetros calibráveis do modelo

Machado et al. (2016) destaca a grande influência dos parâmetros: $ConcRD2$, Fc , Ac , $MaxInfWinter$, $MaxPerc$, $RG1RG2dist$, $initRG2$, $RG2Fact$, α , β e $LinRed$ sobre o cálculo do volume escoado e sobre a variação da vazão de pico na simulação com

o modelo J2000/JAMS na Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Onça, localizada em Brotas/SP, município vizinho à Analândia/SP. Fischer et al. (2009) sugerem que dentre os parâmetros do solo, o ConcRD_1 , o ConcRD_2 e o LatVertLPS teriam maior influência na simulação do modelo. Wolf et al. (2009) também citaram estes parâmetros após uma análise dos parâmetros sensíveis à declividade do terreno. Para a área estudada por Machado et al. (2016), apenas o ConcRD_2 foi considerado influente na variação da vazão de pico da bacia piloto sendo inversamente proporcional a esta.

O parâmetro ConcRD_2 é responsável pela correção do escoamento RD_2 (interfluxo lateral da zona não-saturada do solo).

O parâmetro LatVertLPS responde pela divisão do escoamento do LPS entre percolação e interfluxo. Na análise realizada na bacia do Ribeirão da Onça não foi constatada uma alta sensibilidade para este parâmetro, uma vez que o relevo desta bacia é plano. Segundo Wolf et al. (2009), este parâmetro é sensível a altas declividades, as quais também são observadas na microbacia do córrego Cavalheiro.

Outra diferença que pode haver entre a sensibilidade encontrada por Machado et al. (2016) e o presente estudo é a baixa sensibilidade encontrada para o parâmetro ConcRD_1 . Este parâmetro é responsável pela correção do escoamento direto (RD_1). A baixa sensibilidade deste parâmetro justificou-se no estudo de Machado et al. (2016) pela insignificante taxa de escoamento direto para a bacia hidrográfica do Ribeirão da Onça, em termos de volume total escoado. A microbacia do presente estudo tem uma porcentagem de área impermeabilizada suficiente para aumentar a sensibilidade do parâmetro ConcRD_1 na presente análise. O mesmo raciocínio serve para os parâmetros que ditam a infiltração nas áreas urbanizadas: GT80 e LT80 .

Um dos parâmetros mais sensíveis do modelo encontrado por Machado et al. (2016), tanto no cálculo do volume escoado quanto na variação da vazão de pico, é o mFc , parâmetro responsável pelo cálculo do armazenamento máximo de umidade no MPS. O parâmetro responsável pelo cálculo do armazenamento máximo de umidade no LPS, o mAc , foi sensível apenas na variação da vazão de pico, pois o armazenamento no LPS ocorre somente nas chuvas com grande intensidade (Machado et al., 2016). Segundo os autores, isto também é observado para os

parâmetros MaxInfWinter, capacidade máxima de infiltração no inverno, e MaxPerc, capacidade máxima de percolação.

Todos os parâmetros que controlam o escoamento das águas subterrâneas foram considerados sensíveis no estudo de Machado et al. (2016): o RG1RG2dist faz a distribuição da água entre os armazenamentos RG1 (franja capilar) e RG2 (zona saturada); o parâmetro initRG2 é fração de preenchimento inicial do RG2; e o parâmetro RG2Fact, é um fator que controla a dinâmica do escoamento do RG2. Igualmente à área de estudo do presente trabalho, a bacia do Ribeirão da Onça também está inserida na zona de afloramento do aquífero Guarani, o que pode indicar a sensibilidade destes parâmetros.

4.2.4.4. Parametrização

Por ser um modelo físico, o J2000/JAMS exige a entrada de alguns parâmetros para caracterização das propriedades físicas da bacia. Na Tabela 4 são mostrados os parâmetros demandados para a caracterização de cada tipo de solo, cobertura vegetal e hidrogeologia. Os parâmetros da cobertura vegetal foram obtidos por meio de literatura brasileira, apresentados no item 4.2.2.4 dessa Tese. Já para a obtenção dos parâmetros do solo, optou-se por se fazer levantamentos primários, parte primordial da modelagem hidrológica com o J2000/JAMS, descritos no item 4.2.2.2 dessa Tese.

Tabela 4: Parâmetros das propriedades físicas da bacia para entrada no modelo J2000/JAMS

SOLO	COBERTURA VEGETAL	HIDROGEOLOGIA
Profundidade [m]	Albedo [%]	Capacidade de armazenamento do aquífero [mm]
Condutividade hidráulica [m/d]	Índice de área foliar [-]	
Capacidade de ar [mm]	Crescimento efetivo [m]	Coeficiente de armazenamento [d]
Capacidade de campo [mm]	Profundidade da raiz [dm]	

4.2.4.5. Calibração e validação do modelo J2000/JAMS na área de estudo

A calibração do modelo J2000/JAMS para microbacia do córrego Cavalheiro foi realizada aplicando o método manual de tentativa e erro de ajuste dos parâmetros, utilizando dados regionalizados de vazão diária conforme descrito no item 4.2.2.3.

Para a avaliação do comportamento do modelo hidrológico e do seu desempenho para a estimativa da vazão foi realizado um teste de divisão de amostras (*Split-sample test*, em inglês) proposto por Klemes (1986), que consiste na divisão dos dados de vazão observada, parte para a comparação no período de calibração e parte para o período de validação do modelo calibrado. Para a microbacia do córrego Cavalheiro, os períodos selecionados foram de janeiro de 2010 a dezembro de 2011 para a calibração e de janeiro de 2012 a dezembro de 2012 para a validação. Para a atenuação do efeito de inicialização dos armazenamentos, um período de aquecimento de 3 anos de dados foi utilizado. Este período foi selecionado devido às análises realizadas por Machado et al. (2016).

Para diminuir a subjetividade da comparação visual entre as curvas de vazão o desempenho do modelo foi testado por meio de três funções objetivo: (1) *coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe* (NSE – Equação 51); (2) porcentagem de viés (PBIAS – Equação 52) e (3) raiz do erro quadrático médio (RMSE – Equação 53).

O coeficiente de eficiência NSE foi proposto por Nash e Sutcliffe em 1970 e, por isso, é conhecido pelo nome de seus autores. Este coeficiente vem sendo amplamente utilizado na avaliação estatística do desempenho de modelos hidrológicos (ALE et al., 2012). O coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) é descrito pela Equação 11, na qual Y_i^{obs} é vazão observada, Y_i^{sim} a vazão simulada e a média da vazão observada é Y_i^{med} (MORIASI et al., 2007).

$$NSE = 1 - \frac{\sum_i^n [Y_i^{obs} - Y_i^{sim}]^2}{\sum_i^n [Y_i^{obs} - Y_i^{med}]^2} \quad (51)$$

O NSE varia entre $-\infty$ a 1. Uma eficiência menor que 0 indica que a média é um melhor preditor do que o modelo, e uma eficiência ótima tem o valor de 1 (GUPTA et al., 1999).

A porcentagem de viés (PBIAS) mede a tendência dos dados simulados em serem menores ou maiores do que os dados observados (GUPTA et al., 1999). O seu valor ótimo é 0, com valores baixos indicando uma simulação acurada (MORIASI et al., 2007). A equação do PBIAS é descrita pela Equação 52.

$$PBIAS = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{sim} - Y_i^{obs})}{\sum_{i=1}^n Y_i^{obs}} \right] * 100 \quad [\%] \quad (52)$$

Valores positivos de PBIAS indicam que o modelo está superestimando os valores de vazão, enquanto que valores negativos indicam que o modelo subestima esses valores.

Uma avaliação proposta por Moriasi et al. (2007) determinou diretrizes para avaliação dos modelos hidrológicos distribuindo os valores dos coeficientes NSE e PBIAS em quatro categorias (insatisfatório, satisfatório, bom e muito bom), conforme Tabela 5.

Tabela 5: Avaliação do desempenho de modelos a partir dos coeficientes NSE e PBIAS. Fonte Moriasi et al. (2007).

Avaliação do desempenho	NSE	PBIAS (%)
Muito Bom	$0,75 < \text{NSE} < 1,00$	$\text{PBIAS} < \pm 10$
Bom	$0,65 < \text{NSE} \leq 0,75$	$\pm 10 < \text{PBIAS} < \pm 15$
Satisfatório	$0,50 < \text{NSE} \leq 0,65$	$\pm 15 < \text{PBIAS} < \pm 25$
Insatisfatório	$\text{NSE} \leq 0,50$	$\text{PBIAS} > \pm 25$

Estes coeficientes analisam a concordância do modelo com o escoamento superficial observado nas áreas de estudo. Para análise do volume escoado, foi utilizado o valor da raiz do erro quadrático médio (RMSE), por meio da Equação 53. A raiz do erro quadrático médio (RMSE) é uma medida bem aceita do erro absoluto das predições dos modelos (HARMEL; SMITH, 2007). O menor valor de RMSE indica o melhor ajuste dos valores simulados com os valores observados.

$$RMSE = \left[n^{-1} \sum_{i=1}^n (Y_i^{sim} - Y_i^{obs})^2 \right]^{0,5} \quad \left[\frac{m^3}{s} \right] \quad (53)$$

4.2.4.6. Simulação hidrológica dos cenários de uso do solo

Após a calibração e validação do modelo, os cenários de uso do solo, apresentados no item 4.2.3, foram simulados na base diária, utilizando-se os dados climatológicos e precipitação do período entre janeiro de 2006 e dezembro de 2014.

Os valores diários de vazão e evapotranspiração obtidos foram transformados em média anuais. As variáveis hidrológicas foram interpretadas em termos do balanço hídrico anual para cada situação representada. Assim, foram obtidos os valores do armazenamento de água no solo, utilizando-se a Equação 53, considerando a microbacia do córrego Cavalheiro como o volume de controle.

$$\Delta S = P - ETP_R - Q \text{ [mm]} \quad (54)$$

na qual ΔS é a variação do armazenamento de água retido no solo, P é o volume precipitado no período, ETP_R é o volume da evapotranspiração real calculada pelo modelo e Q é a vazão anual calculada pelo modelo.

4.2.4.7. Inferência estatística

Para se determinar o quanto que a variabilidade entre os resultados da simulação para os cenários é significativa a ponto de se considerar um real efeito da mudança do uso do solo da microbacia nas variáveis hidrológicas simuladas (vazão, vazão de base, evapotranspiração e interceptação), foram realizadas análises de variância, uma vez que se pode considerar que toda variação pode ser medida através do desvio em relação à média (SOKAL; ROHLF, 1981).

A análise escolhida para o teste da hipótese nula de igualdade entre as médias, considerando todos os cenários ao mesmo tempo, foi o Teste não paramétrico de Friedman, utilizado para 3 ou mais grupos de análise dependentes (pareados) (SOKAL; ROHLF, 1981). A análise foi feita para o período compreendido entre os anos de 2006 e 2014. No caso do presente estudo, cada um dos cenários foi considerado como um bloco experimental diferente, sendo testada a diferença entre os blocos ano a ano (teste paramétrico).

Caso houvesse a rejeição da hipótese nula, sendo considerado, portanto, que houve diferença significativa ($p < 5\%$) entre os dados simulados para os cenários de uso e ocupação do solo, era aplicada uma nova inferência estatística, dessa vez analisando-se a variância entre pares de cenário (análise de 2 a 2) por meio de dois testes: Teste T e Teste de *Wilcoxon Signed Rank*.

As análises foram realizadas por meio do software EXSTAT (sigla em inglês para calculadora estatística de Excel) (PEIXOTO; MONTANHER, 2013), um software de uso livre distribuído pelo Instituto de Matemática e Estatística da Universidade de São Paulo (IME/USP).

4.2.5. Análise de Decisão Multicritério (MCDA)

O método de análise de decisão multicritério (MCDA, sigla em inglês) foi aplicado na avaliação dos cenários de uso do solo, utilizando-se a metodologia de Fontana et al. (2013), que implementaram o conceito de serviço ecossistêmicos no MCDA.

Com base nos resultados da revisão da literatura, análise de políticas públicas, caracterização ambiental da área de estudo e simulações hidrológicas, foi decidido estudar três serviços de ecossistemas (SE) como critérios: Suporte à biodiversidade; Regulação do regime hidrológico; e valor estético da paisagem. Além dos SE, o critério Produtividade Primeiro foi adicionado à análise. Para avaliar o SE de forma abrangente, foi selecionado um conjunto de indicadores para cada critério, conforme detalhado a seguir.

Foram atribuídos pesos para cada critério selecionado, indicando o grau de prioridade de cada critério para a administração municipal e na tomada de decisão sobre o uso do solo na microbacia do Córrego Cavalheiro. No método MCDA, todos os fatores têm seu impacto interno reclassificado para uma escala comum, de modo que é necessário determinar o impacto relativo de cada critério no problema, atribuindo-se peso (WANG et al., 2009). Para tanto, foi utilizado o método de entrevistas por sondagem de opinião, na qual um questionário estruturado com perguntas pré-fixadas foi utilizado (Anexo C), e cada resposta expressou a opinião do entrevistado sobre qual critério seria mais importante, com a pergunta "Na sua opinião, quanto mais importante é o critério A em comparação ao critério B para a paisagem de Analândia?". Os dados obtidos foram quantificados e tratados pelo método quantitativo de análise chamado de ponderação codificada, adaptada do processo de hierarquia analítica (AHP, sigla em inglês) (SAATY, 1980), conforme descrito a seguir.

- Valor 1 – Igual importância: Dois critérios são igualmente importantes para a administração municipal de Analândia e para a tomada de decisão;
- Valor 2 – Importância moderada: A experiência e o julgamento favorecem levemente um critério sobre outro;

- Valor 4 – Forte importância: a experiência e o julgamento favorecem fortemente um critério sobre outro.

Os julgamentos individuais de cada tomador de decisão foram agregados em uma única matriz de julgamento representativa para todo o grupo, usando o método de ponderação de ordem de classificação AHP. Os pesos foram calculados usando uma escala derivada da matriz criada.

Para a amostragem dos entrevistados, a população de Analândia/SP foi estratificada para que a amostra estivesse no grupo daquelas pessoas que tem influência sobre a tomada decisão do manejo do uso do solo da microbacia do Córrego Cavalheiro. Este grupo foi composto de quatro categorias: Agricultor, Governo Municipal, Recreação e Turismo (Tabela 6). A seguir foi realizada sobre a população estratificada a amostragem não aleatória. Segundo Bêrni (2002), este tipo de amostragem pode ser a mais adequada quando o pesquisador já tem razoável conhecimento sobre uma pequena população e pode selecionar casos representativos, que foi considerado o caso do presente estudo. Entretanto, o pesquisador perde rigor quantitativo e não pode fazer extrapolações dos seus resultados para outras populações (BÊRNI, 2002), o qual não foi o intuito da presente pesquisa. A amostragem não aleatória selecionada foi a amostragem de conveniência, na qual o pesquisador seleciona entrevistados por meio de indicações de novos elementos a entrevistar (BÊRNI, 2002).

Foram entrevistados 14 tomadores de decisão envolvidos em decisões de gestão do uso do solo em Analândia/SP. Na Tabela 6 são mostrados o número de tomadores de decisão por categoria. Cada entrevistado poderia integrar mais de uma categoria, uma vez que esta é a característica da população de Analândia/SP.

Tabela 6: Categorias dos tomadores de decisão entrevistados no estudo

Categoria	Descrição	Quantidade de tomadores de decisão
Agricultor	Proprietários rurais	3
Governo municipal	Responsáveis pelo meio ambiente, agricultura, administração geral, saúde, esgoto e água	8
Recreação	Categoria não motorizada	1
Turismo	Gerentes de hotelaria e atrações turísticas	6

4.2.5.1. Critério de suporte à biodiversidade

Seguindo o padrão adotado por Gagné et al. (2015) para simplificar a análise da biodiversidade, foi escolhido um indicador que poderia ser usado para situações em que não se dispõem de informações específicas de espécies e somente dados espaciais de uso do solo estão disponíveis. Isso pode ser visto como um ponto de partida para a conservação que pode ser melhor elaborado se surgirem dados detalhados sobre biodiversidade, conforme descrito no item 5.8.

Supondo que os fragmentos de habitats conectados por corredores retêm mais espécies de plantas nativas do que os fragmentos isolados (DAMSCHEIN et al., 2006) e que as práticas atuais de agricultura fragmentam a paisagem, isolando as populações de espécies selvagens em unidades vegetais menores que são mais vulneráveis à extirpação (SCHERR; MCNEELY, 2007), o suporte à biodiversidade entre os cenários foi classificado utilizando o índice de conexão do *software* Fragstat, testando a conexão entre os fragmentos de vegetação nativa para cada cenário de uso do solo.

A área de estudo tem áreas significativas de fragmentos de matas ciliares mal ou não conectadas. Para aumentar o apoio à biodiversidade das florestas ripárias, nos cenários de uso do solo foram propostas conexões entre os fragmentos com diferentes larguras de corredores. Os Cenários 3, 4, e 5 sugeriram corredores de 30 m de largura, seguindo o Código Florestal Brasileiro, e os Cenários 6 a 8 sugeriram corredores de 100 m de largura de cada lado dos córregos, seguindo a orientação descrita por Metzger (2010), para o Bioma do Cerrado.

O índice de conexão usado para indicar o suporte de biodiversidade para cada cenário é definido como uma porcentagem da conexão máxima possível, dado o número de fragmentos. Este índice é calculado por meio da Equação 55.

$$CONNECT = \left[\frac{\sum_{j=k}^n c_{ijk}}{\frac{n_i(n_i-1)}{2}} \right] (100) \quad (55)$$

na qual c_{ijk} é a junção entre o fragmento j e k (0 = não unido, 1 = unido) da classe de uso do solo escolhida para a análise (i), com base numa distância de limiar especificada pelo utilizador, que foi assumida como 100; e n_i é o número de

fragmentos na paisagem da classe escolhida para a análise. De acordo com Sleeman et al. (2005), a porcentagem de conexão não é significativamente diferente entre as categorias de fragmentação usando diferentes distâncias de limiares

A conexão é igual a 0 quando a classe focal consiste em um único fragmento ou nenhum dos fragmentos de vegetação nativa estão conectados, e a conexão é igual a 100 quando todos os fragmentos de classe de vegetação nativa estão conectados.

4.2.5.2. Critério regulação do regime hidrológico

A regulação do regime hidrológico é uma função dos componentes de armazenamento e retenção da bacia hidrográfica. O valor da regulação do fluxo de água pelos ecossistemas geralmente não é realizado *in situ*, mas pode ser transferido espacialmente através dos rios para outro local fora das bacias hidrográficas onde as condições são mais adequadas para o monitoramento (GUO et al., 2000). Isto porque a capacidade de uma bacia de regular os fluxos em seus rios está diretamente relacionada ao volume de água que é retida ou armazenada no solo e nos aquíferos subjacentes (EGOH et al., 2008; ONAINDIA et al., 2013).

De acordo com Egoh et al. (2008), a contribuição da água subterrânea para a vazão do rio é a medida mais direta da função de regulação do regime hidrológico de uma bacia hidrográfica. A contribuição da água subterrânea para o volume escoado para cada cenário foi calculada a partir dos resultados apresentados pelo modelo hidrológico J2000/JAMS. Isso foi possível porque o modelo J2000/JAMS divide a saída de água do sistema em quatro escoamentos: Escoamento superficial, interfluxo lateral superior, interfluxo lateral inferior e escoamento de base.

4.2.5.3. Critério de valor estético da paisagem

A área de pesquisa sobre serviços ecossistêmicos culturais relaciona-se a questões importantes no planejamento e projeto ambiental, incluindo, por exemplo, a avaliação da paisagem visual, o fornecimento de vegetação e parques nas cidades e questões de manejo e recreação (ULRICH, 1983). No planejamento tradicional do uso do solo, a ênfase tem sido na medição e mapeamento de características objetivas da paisagem com base em dados fisicamente ou remotamente detectados, enquanto relativamente poucos recursos foram dedicados para a avaliação cultural

das paisagens, incluindo percepções humanas e valores de paisagens (BROWN, 2004)

O valor estético da paisagem foi avaliado pelo indicador de beleza cênica. A beleza cênica foi valorada qualitativamente através de entrevistas com os tomadores de decisão do município de Analândia/SP (Tabela 6). Foram realizados experimentos de imagem para avaliar as reações dos respondentes a 4 figuras de paisagens. Os 14 tomadores de decisão da paisagem de Analândia entrevistados foram convidados a colocar as Figuras 18 a 21 em ordem de beleza, e justificar suas opções. As quatro figuras da paisagem foram selecionadas por conterem os aspectos reais da paisagem de Analândia.

Os cenários foram então avaliados para a estética da paisagem. Aqueles com maiores áreas com a paisagem escolhida para a beleza cênica receberam notas mais elevadas do que os outros cenários.

Figura 18: Paisagem natural em Analândia/SP.

Fonte: Revista Bem Você, 2017

Figura 19: Paisagem de pastagem

Fonte: Sampaio e Romero (2017)

Figura 20: Plantação de eucalipto

Fonte: Karpuk (2017)

Figura 21: Plantação de cana-de-açúcar

Fonte: Canavial Fazenda Santa Sofia (2017)

4.2.5.4. Critério produtividade primária

Este critério foi escolhido para introduzir o aparente *tradeoff* entre a proteção do ambiente e as atividades econômicas. De acordo com Tilman et al. (1997), acredita-se que a produtividade primária seja um bom substituto para as funções do ecossistema, na visão de capital.

As áreas de produtividade na bacia do córrego Cavalheiro são representadas por pastagem, cana-de-açúcar e plantio de eucalipto. Para cada cenário, a soma dessas áreas foi calculada e descrita como áreas de produtividade primária.

4.2.5.5. Avaliação do MCDA

Para a análise multicritério foi escolhido o método PROMETHEE II (*Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluations*), que oferece uma ordenação completa de alternativas por comparação par a par das alternativas de cada critério (LEENEER; PASTIJN, 2002).

No método PROMETHEE II, uma estrutura de preferências escolhida leva a indicadores de preferência $P_j(a, b)$, para o critério j_{th} , que depende da diferença de avaliação do cenário “a” e do cenário “b” para este critério. Se “a” é melhor que “b” então $P_j(a, b) > 0$, senão $P_j(a, b) = 0$. Usando os pesos w_j atribuídos a cada critério (no qual $\sum w_j = 1$), pode-se determinar o indicador agregado de preferência da comparação entre os cenários a e b, como segue nas equações 56 a 58:

$$\text{Sobreclassificação}(+) = \sum_{j=1}^n w_j \cdot F_j(a, b) \quad (56)$$

$$\text{Sobreclassificação}(-) = \sum_{j=1}^n w_j \cdot F_j(b, a) \quad (57)$$

$$\text{Valor alternativa}(a) = \text{sobreclassificação}(+) - \text{sobreclassificação}(-) \quad (58)$$

na qual, $F_j(a, b)$ é a função de preferência que assume valor entre 0 e 1, conforme Quadro 3.

Portanto, o método PROMETHEE II requer: i) uma matriz de desempenho para cada cenário; ii) os pesos para cada critério; e iii) uma função de preferência para cada critério, que define a relação entre pares de alternativas (preferência, indiferença e incomparabilidade) (BRANS et al., 1986).

O cálculo foi realizado com o software Visual PROMETHEE, versão 1.4 (MARESCHAL, 2013), que inclui várias saídas gráficas para visualizar os resultados.

1ª		<ul style="list-style-type: none"> • Imediata Preferência Estrita; • Não há parâmetros a ser definido. $d_j(a,b) \leq 0, F_j(a,b) = 0$ $d_j(a,b) > 0, F_j(a,b) = 1$
2ª		<ul style="list-style-type: none"> • Existe um limiar de indiferença (q), o qual deve ser fixado. $d_j(a,b) \leq q, F_j(a,b) = 0$ $d_j(a,b) > q, F_j(a,b) = 1$
3ª		<ul style="list-style-type: none"> • Preferência crescente até um limiar de preferência (p) determinado. $d_j(a,b) > p, F_j(a,b) = 1$ $d_j(a,b) < 0, F_j(a,b) = 0$ $0 \leq d_j(a,b) \leq p, F_j(a,b) = (1/p) * d(a,b)$
4ª		<ul style="list-style-type: none"> • Existem limiares de indiferença e preferência, os quais devem ser fixados; entre os dois, a preferência é média. $d_j(a,b) > p, F_j(a,b) = 1$ $d_j(a,b) \leq q, F_j(a,b) = 0$ $q < d_j(a,b) \leq p, F_j(a,b) = 0,5$
5ª		<ul style="list-style-type: none"> • Existem limiares de indiferença e preferência, os quais devem ser fixados; entre os dois, a preferência é crescente. $d_j(a,b) > p, F_j(a,b) = 1$ $d_j(a,b) < q, F_j(a,b) = 0$ $q \leq d_j(a,b) \leq p, F_j(a,b) = [1/(p-q)] * [d(a,b)-q]$
6ª		<ul style="list-style-type: none"> • Preferência crescente seguindo uma distribuição normal, o desvio padrão deve ser fixado. $\frac{-d(a,b)^2}{2s^2}$ $d_j(a,b) \geq 0, F_j(a,b) = 1 - e$ $d_j(a,b) < 0, F_j(a,b) = 0$ $d_j(a,b) \rightarrow +\infty, F_j(a,b) \rightarrow 1$

Quadro 3: Função de preferência para cada critério, que define a relação entre pares de alternativas (preferência, indiferença e incomparabilidade).

Fonte: Moraes e Almeida, 2006.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. PROPRIEDADES RURAIS INSERIDAS NA MICROBACIA DO CÓRREGO CAVALHEIRO

Ao todo 8 propriedades rurais estão total ou parcialmente inseridas na microbacia, conforme apresentado na Figura 22. Para essa análise desconsiderou-se as propriedades que possuíam menos de 6 ha dentro da microbacia. Este talvez seja o grande desafio para a proteção dos recursos hídricos, já que os limites de propriedades e mesmo os limites administrativos dos municípios não seguem os limites naturais das bacias hidrográficas, dificultando o planejamento integrado destas unidades.

Dos imóveis rurais inseridos na bacia, 3 (37,5%) são menores que 4 módulos fiscais de Analândia/SP (menores do que 72 ha), caracterizando-se como pequena propriedade rural pelo novo Código Florestal (BRASIL, 2012). Em área, apenas 5,2% da MCC (aproximadamente 51 ha) é ocupada por pequenas propriedades rurais. Este valor em área correspondente às pequenas propriedades rurais na microbacia do córrego Cavalheiro destoa do restante do país, uma vez 92% das propriedades brasileiras ou 30% do total de áreas ocupadas por propriedades rurais no Brasil são menores do que 4 módulos rurais (SAE, 2013).

O espaço sem delimitação de imóveis rurais no mapa da Figura 22 da bacia do córrego Cavalheiro faz parte da área urbanizada do município de Analândia/SP.

Figura 22: Imóveis rurais inseridas na bacia hidrográfica do córrego Cavalheiro

Fonte: Elaboração própria

5.2. ANÁLISE DOS DADOS PLUVIOMÉTRICOS PARA A ÁREA DE ESTUDO

Para a comparação entre os regimes de precipitações dos últimos anos na microbacia do córrego Cavalheiro (2009-2014), foi elaborado o histograma apresentado na Figura 23.

Figura 23: Histograma de precipitações de Analândia/SP, período 2009-2014. Os números indicam as médias mensais para o período analisado. Os dados de 2014 são até o mês de agosto

Fonte: Elaboração própria

Pode-se perceber pelo histograma que os meses do primeiro semestre de 2014, com exceção de março, tiveram precipitações abaixo da média mensal para o período analisado. A precipitação do mês de janeiro de 2014 (57 mm) foi a segunda menor precipitação registrada para este mês, considerando todo o período de registros do DAEE (1937-2014), só perdendo para a precipitação registrada em jan/1971 (54,1 mm). Só para comparação, no mês de janeiro do ano mais seco do período analisado, 1963, foram registrados 71,4 mm de precipitação.

Os dados registrados no pluviômetro do DAEE mostram forte correlação entre as precipitações totais mensais da estação automática do INMET, conforme apresentado no gráfico da Figura 24.

Figura 24: Correlação linear das precipitações totais mensais da estação automática do INMET em São Carlos e o pluviômetro do DAEE em Analândia.

Fonte: Elaboração própria

5.3. DADOS PRIMÁRIOS DE SOLO OBTIDOS NA MICROBACIA DO CÓRREGO CAVALHEIRO

As curvas granulométricas geradas para as 3 profundidades de cada um dos 3 pontos amostrados na bacia são apresentadas no Anexo A. Com as frações determinadas para areia, silte e argila foi possível definir a textura dos solos. Para esta determinação foi utilizada a classificação de subgrupamento textural (SANTOS, 2012).

A Tabela 7 apresenta o resultado do subgrupamento das classes de textura para os três pontos amostrados na bacia segundo as profundidades 50,100 e 200 cm.

Tabela 7: Subgrupamento de classes texturais obtidas nos três pontos amostrados na bacia do Córrego Cavalheiro

Local	Profundidade (cm)		
	50	100	200
P1	Média arenosa	Muito arenosa	Muito arenosa
P2	Média arenosa	Média argilosa	Média arenosa
P3	Muito arenosa	Muito arenosa	Muito arenosa

O subgrupamento de textura média arenosa compreende a classe textural franco arenosa com mais de 520g/kg de areia, o subgrupamento muito arenosa compreende a classe textural areia e o subgrupamento média argilosa compreende

a classe textural franco argiloarenosa (SANTOS et al., 2012). Esta classificação foi necessária para o cálculo da condutividade hidráulica, parâmetro do solo exigido para a construção do modelo hidrológico.

Na Tabela 8 são apresentadas as condutividades hidráulicas determinadas para cada tipo de solo na microbacia do córrego Cavalheiro.

Tabela 8: Condutividade hidráulica determinada para os solos da área de estudo

Tipo de solo	K (cm/s)
LV-2	0,0067
RL+NV	0,0019
LV-6 + FFC	0,0152
RQ	0,0545
PVA	0,0163

As curvas de retenção obtidas para os três pontos da microbacia são mostradas na Figura 25.

Figura 25. Curva de retenção da bacia do Córrego Cavalheiro

Fonte: Elaboração própria

Com as curvas de retenção, foi possível determinar a capacidade de campo e o ponto de murcha permanente os quais são considerados como os limites máximo e mínimo de água disponível no solo. Esta análise foi importante para balizar a calibração manual do modelo hidrológico.

O potencial de água no solo resulta de duas componentes principais: o potencial matricial, que se acentua à medida que o solo vai se tornando mais seco e é o resultante da adsorção e da capilaridade na matriz do solo; e o potencial gravitacional resultante da ação do campo gravitacional na terra e se evidencia quando a água está livre no solo gerando a percolação (Gonçalves, 1994).

O solo estará em capacidade de campo, quando o potencial matricial equilibra o potencial gerado pelo campo gravitacional; neste ponto o fluxo cessa. Geralmente o potencial pode ser de -10 kPa ou -33 kPa; porém para este estudo a capacidade de campo foi calculada para um potencial matricial de -10 kPa a partir do ensaio de placa de sucção. Por outro lado, o ponto de murcha permanente corresponde a um potencial matricial de -1500 kPa e foi calculado a partir do ensaio de papel filtro. Na Tabela 9 são apresentados os resultados obtidos; estes variam entre 0,088 – 0,268 cm³cm⁻³ e 0,051 – 0,189 cm³cm⁻³, valores correspondentes à capacidade de campo e ponto de murcha permanente respectivamente.

Tabela 9. Capacidade de Campo e ponto de Murcha permanente para os solos analisados.

PONTO	TIPO DE SOLO	Teor de umidade a 10kPa (cm ³ cm ⁻³) Capacidade de Campo	Máxima Capacidade de Armazenamento (mm)	Teor de umidade a 1500kPa (cm ³ cm ⁻³) Ponto de murcha	Mínima Capacidade de Armazenamento Capacidade de ar (mm)
P1 – 50cm	LVA	0,268	133,911	0,189	94,500
P1 – 100cm	LVA	0,170	169,600	0,076	76,000
P2 – 40cm	LVA	0,190	75,874	0,131	52,400
P2 – 100cm	LVA	0,193	192,827	0,134	134,000
P2 - 190cm	LVA	0,179	340,557	0,115	218,500
P3 - 35cm	LVA	0,130	45,394	0,088	30,800
P3 – 100cm	LVA	0,088	88,442	0,051	51,000
P3 – 220cm	LVA	0,100	220,453	0,058	127,600
Media		0,165	158,382	0,105	98,100

Fonte: Elaboração própria

As variações são dependentes tanto das características granulométricas do solo, quanto da profundidade do solo.

5.4. VAZÃO REGIONALIZADA PARA A MICROBACIA DO CÓRREGO CAVALHEIRO

As vazões obtidas para as oito campanhas de medição de vazão são mostradas na Tabela 10. Por serem medições mensais de vazão, pode-se notar que

as vazões obtidas são vazões de base. Para o presente estudo as medições foram consideradas suficientes, uma vez que as vazões mínimas foram priorizadas para o estudo da disponibilidade hídrica na microbacia.

Tabela 10: Vazões medidas nos dois pontos analisados: a) estação fluviométrica do DAEE no rio Corumbataí, e b) exutório da bacia do córrego Cavalheiro

Data	Rio Corumbataí	Córrego Cavalheiro	Q_B/Q_A
	Vazão medida PA (m³/s)	Vazão medida PB (m³/s)	
22/08/2014	0,33	0,067	0,20
28/09/2014	0,43	0,081	0,19
02/11/2014	0,36	0,066	0,18
21/11/2014	0,39	0,076	0,19
12/12/2014	0,41	0,094	0,23
23/01/2015	0,40	0,087	0,22
26/03/2015	0,60	0,131	0,22
03/06/2015	0,49	0,100	0,20
Média			0,20±0,02

As vazões medidas revelam que o valor da relação de áreas entre as duas bacias (0,17), está bem próxima da relação média entre as vazões medidas no córrego Cavalheiro (Q_B) e as medidas no rio Corumbataí (Q_A) que foi de $0,20 \pm 0,02$. Assim, foi utilizado um fator de correção $n=0,88$ na equação de regionalização de vazão, conforme Equação 59.

$$Q_B = Q_A \cdot (0,17)^{0,88} \quad (59)$$

5.5. CENÁRIOS DE USO DO SOLO

A combinação das seis alternativas dos dois critérios (APP e RL) deu origem a nove cenários de uso e ocupação do solo, apresentados em forma de matriz na Figura 26, na qual as linhas representam o critério APP e as colunas representam o critério RL.

Figura 26: Cenários de uso e ocupação do solo construídos com o cruzamento dos critérios APP e RL, descritos nas linhas e colunas, respectivamente.

Fonte: Elaboração própria

A Tabela 11 mostra as porcentagens em área de cada classe de uso do solo para os cenários. Os critérios considerados para a construção dos cenários impuseram aumento da cobertura florestal na APP. No caso do critério APP1 este aumento foi de 55,6 ha em relação à situação atual da APP. Já o critério APP2 aumentou em três vezes a área de florestas ripárias. Para os critérios de RL, o aumento da cobertura florestal proporcionado foi de apenas 34,3 ha para o critério RL2, valor menor do que o acréscimo proporcionado pelo critério de APP1. No critério RL1 a vegetação nativa teve um decréscimo equivalente a quase metade (1,8 vezes menor) da sua área original para o plantio de eucalipto.

Tabela 11: Diferenças de porcentagem em área para cada classe de uso do solo dos diferentes cenários construídos

Classe de uso do solo	Cenário 0	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8
Pasto	31,0%	30,9%	29,7%	27,7%	26,4%	26,3%	17,9%	17,4%	17,4%
Mata	24,5%	17,5%	28,2%	30,0%	24,1%	33,7%	49,7%	42,3%	51,8%
Cultura anual	19,9%	17,7%	17,8%	19,3%	17,1%	17,2%	15,6%	13,9%	14,0%
Eucalipto	11,0%	20,5%	11,0%	10,6%	20,2%	10,5%	8,0%	17,6%	7,9%
Área urbanizada	9,7%	9,7%	9,7%	9,1%	9,1%	9,1%	6,9%	6,9%	6,8%
Solo exposto	2,9%	2,9%	2,8%	2,7%	2,5%	2,5%	1,7%	1,6%	1,7%
Campo úmido	0,6%	0,6%	0,6%	0,4%	0,4%	0,4%	0,0%	0,0%	0,0%
Água	0,3%	0,3%	0,3%	0,3%	0,3%	0,3%	0,3%	0,3%	0,3%

As propriedades rurais inseridas na microbacia do córrego Cavalheiro não necessitariam de restauração de RL, se para o cálculo da RL fosse incluído o cômputo da APP, uma vez que todas atenderiam o Código Florestal apenas com a restauração e preservação da APP. Por exemplo, a propriedade número dois (Figura 2), necessitaria restaurar uma área de RL proporcional igual a 15,68 ha para atingir uma área de 42,38 ha – o que equivale a 20 % da área da propriedade inserida na microbacia –, porém, apenas com a área já preservada somada à restauração do déficit de APP, esta propriedade já teria uma área de 53,9 ha coberta com vegetação nativa.

Nos três últimos cenários (6, 7 e 8) a taxa de restauração florestal ficou entre 20 e 25% da área total da microbacia, taxas alinhadas com as iniciativas internacionais de restauração florestal, que consideram como limite mínimo a

taxa de 17% de aumento da cobertura florestal para a conservação da biodiversidade de *hotspots* (CBD, 2010).

A microbacia do córrego Cavalheiro já possuía em 2010 25% de sua área coberta por vegetação nativa, próximo da proporção sugerida por Banks-Leite et al. (2014) que relatam que a manutenção de aproximadamente 30% do habitat nativo é necessário para preservar a integridade das comunidades de vertebrados dentro de cada paisagem.

Entretanto, como é comum nas áreas rurais do estado de São Paulo, o habitat se encontra fragmentado na área de estudo. Assim, a proposta para os cenários 6, 7 e 8 foi testar o impacto do aumento da cobertura florestal para conectar os fragmentos com corredores ecológicos com 100 m de cada lado dos córregos, largura necessária para o fluxo de mamíferos, conforme sugerido por Metzger (2010).

5.6. MODELAGEM HIDROLÓGICA

5.6.1. Desempenho do modelo J2000/JAMS

Na Tabela 12 são mostrados os valores dos parâmetros calibrados para o modelo J2000/JAMS na microbacia do córrego Cavalheiro. A qualidade da calibração e validação do modelo foi primeiramente analisada com base na análise visual das curvas de vazão observada e simulada pelo modelo. Os picos, subidas e recessões do hidrograma foram devidamente representados, conforme hidrogramas da Figura 27. No anexo B encontra-se o hidrograma completo para todo o período de aquecimento, calibração e validação do modelo.

Tabela 12: Valores dos parâmetros de processo do modelo após a calibração

Parâmetro	Símbolo	Un	Inicial	Calibrado
Multiplicador da Capacidade de Campo	MFc	[-]	4,7	4,65
Multiplicador da Capacidade de Ar	MAc	[-]	1,5	1,95
Fração de preenchimento do reservatório RG1	InitRG1	[-]	0,96	0,59
Fração de preenchimento do reservatório RG2	InitRG2	[-]	0,10	0,79
Parâmetro α para a fórmula de Angstrom	α	[-]	0,25	0,25
Parâmetro β para fórmula de Angstrom	β	[-]	0,50	0,50
Capacidade máxima de armazenamento da interceptação por m ² de área foliar	α, rain	Mm	4,4	10,0
Máxima capacidade do reservatório superficial de água	MaxDPS	mm	250	400
Fator de redução polinomial da ETPpot	PolRed	[-]	0	0,0
Fator de redução linear da ETPpot	LinRed	[-]	1	0,45
Capacidade máxima de infiltração no verão	MaxInf Summer	mm	150	165
Capacidade máxima de infiltração no inverno	MaxInf Winter	[-]	200	350
Capacidade relativa de infiltração para áreas com impermeabilização maiores que 80%	GT80	[-]	0,25	0,25
Capacidade relativa de infiltração para áreas com impermeabilização menores que 80%	LT80	[-]	0,6	0,41
Coeficiente de calibração para distribuição da infiltração entre LPS e MPS	DistMPSLP S	[-]	0,28	5,5
Coeficiente de difusão do LPS para o MPS no final de um passo de tempo	DiffLPS	[-]	0,25	2,0
Coeficiente de definição da saída do LPS	OutLPS	[-]	0,06	12
Capacidade máxima de percolação	Max Perc	mm	40	27
Coeficiente de distribuição entre interfluxo e percolação	LatVertLPS	[-]	0,8	1,7
Coeficiente de retenção do escoamento superficial	ConcRD1	[-]	1,0	0,9
Coeficiente de retenção do interfluxo lateral	ConcRD2	[-]	30	47
Coeficiente de distribuição entre os reservatórios RG1 e RG2	RG1RG2dist	[-]	0,95	2,0
Fator de dinâmica do escoamento RG1	RG1Fact	[-]	1,5	1,39
Fator de dinâmica do escoamento RG2	RG2Fact	[-]	1,2	1,64
Fator para a definição de capilaridade	CapRise	[-]	0	0,0
Tempo de concentração do escoamento	RouteTA	[h]	25	30

Figura 27: Gráficos de comparação entre a vazão observada do córrego Cavalheiro (linha vermelha) e a vazão simulada pelo modelo J2000/JAMS (linha tracejada preta) nos períodos a) de calibração e b) de validação

Fonte: Elaboração própria

Pode-se perceber pelas curvas de permanência da Figura 25 que os picos dos grandes eventos de chuva foram subestimados pelo modelo. Entretanto, as ascensões e recessões do hidrograma foram satisfatoriamente representadas, conforme mostram os hidrogramas da Figura 27. Os valores de vazão na estiagem ficaram bem próximos das vazões observadas, o que garante uma adequada estimativa do escoamento de base.

Figura 28: Curvas de permanência para a comparação entre a vazão observada do córrego Cavalheiro (linha vermelha) e a vazão simulada pelo modelo J2000/JAMS (linha tracejada preta) nos períodos a) de calibração e b) de validação

Elaboração própria

A análise estatística da calibração e validação do modelo J2000/JAMS para a microbacia do córrego Cavalheiro é mostrada na Tabela 13. Segundo Sorooshian e Gupta (1995), uma das desvantagens da calibração manual é a ausência de certeza se o melhor ajuste já foi alcançado, para que o processo seja encerrado. Por isso, a calibração para ambas as áreas de estudo foi

realizada até que se chegou a um valor do coeficiente NSE maior que 0,75 e $PBIAS < \pm 10$, pois com estes valores o modelo já é considerado muito bom pelo guia de avaliação de modelo proposto por Moriasi et al. (2007).

Tabela 13: Valores obtidos para a avaliação estatística dos períodos de calibração e validação da microbacia do Córrego Cavalheiro.

Período	Calibração	Validação
	jan/2010-dez/2011	jan/2012-dez/2012
NSE	0,76	0,56
PBIAS (%)	-3,33	0,90
RMSE (m ³ /s)	0,02	0,03

Baseando-se no guia de avaliação de modelo proposto por Moriasi et al. (2007), para os valores de NSE e PBIAS, o desempenho do modelo J2000/JAMS foi considerado “muito bom” para o período de calibração. Para o período de validação o desempenho foi considerado “satisfatório”. Este desempenho satisfatório do modelo pode ser explicado pelo período de apenas um ano selecionado para a calibração do modelo, uma vez que os dados não permitiram a escolha de um período maior devido ao método de regionalização de vazão adotado.

O desempenho satisfatório foi apenas verificado pelo valor do NSE. A maior desvantagem deste coeficiente está no fato de que a diferença entre os valores observados e previstos é elevada ao quadrado, o que superestima os picos do hidrograma enquanto os baixos valores são negligenciados (LEGATES; McCABE, 1999). O modelo J2000/JAMS subestimou as vazões de pico de grandes eventos de chuva, uma razão para isso, citada por Spruill et al. (2000), foi o efeito do ajuste das precipitações – tanto em tempo, quanto em magnitude –, regionalizadas a partir de estações climatológicas localizadas fora da área da microbacia.

Ressalta-se que, devido à subestimação dos picos do hidrograma para os grandes eventos de chuva, o modelo não poderia ser utilizado para a predição de eventos de inundação/enchentes. Entretanto, o modelo pode ser utilizado para a gestão da disponibilidade hídrica da bacia hidrográfica e zoneamento hidrológico da microbacia, uma vez que os valores absolutos de vazão foram

corretamente simulados, conclusão baseada nos baixos valores obtidos para o erro absoluto, calculado com o RMSE (Tabela 13).

5.6.2. Inferência estatística

A hipótese nula de igualdade entre as médias para todas as variáveis hidrológicas dos cenários simulados foi rejeitada pelo Teste não paramétrico de Friedman ($p=0\%$). Sendo assim, pode-se inferir que o efeito da mudança do uso e ocupação do solo nas variáveis hidrológicas foi estatisticamente significativo ($p=0\%$). As médias anuais e erro padrão entre os dados das variáveis hidrológicas (deflúvio anual, vazão de base, evapotranspiração anual e interceptação anual) para os nove cenários no período compreendido entre os anos de 2006 e 2014, podem ser visualizadas nos gráficos da Figura 29.

Figura 29: Médias anuais (período de 2006 a 2014) e erros padrões das variáveis hidrológicas para os cenários de uso e ocupação do solo simulados no modelo J2000/JAMS

Fonte: Elaboração própria

Na segunda análise de inferência estatística foram comparados pares de cenários 2 a 2, para cada variável isoladamente. Apesar de ter havido semelhança entre médias na comparação de variáveis isoladas, como por exemplo, o deflúvio anual do cenário 3 foi estatisticamente semelhante ao deflúvio anual do cenário 4, não houve nenhum cenário que foi semelhante a outro em todas as variáveis, concomitantemente – a média anual da

evapotranspiração e interceptação do cenário 3 foi estatisticamente diferente ($p < 5\%$) da média anual dessas variáveis para o cenário 4. Este resultado demonstra a importância da tomada de decisão baseada na análise conjunta de todas as características da microbacia, por meio de modelos hidrológicos, uma vez que apesar da comparação entre os cenários 3 e 4, por exemplo, ter resultado em resultados estatisticamente diferentes para a interceptação e evapotranspiração na microbacia, os resultados da simulação para o deflúvio anual e escoamento de base foram estatisticamente semelhantes.

A menor média anual de interceptação ($569,35 \pm 38,42$ mm) e de evapotranspiração ($711,50 \pm 57,84$ mm) do cenário 4 em relação ao cenário 3 (interceptação igual a $602,79 \pm 40,29$ mm e evapotranspiração igual a $759,28 \pm 60,31$ mm) pode ser explicada pela conversão de 57,6 ha de mata em eucalipto no cenário 4. No cálculo realizado pela equação de Penman Monteith no modelo J2000/JAMS (com parâmetros de literatura), a cultura de eucalipto teria menor evapotranspiração do que a vegetação nativa. A interceptação calculada também foi menor para o eucalipto em relação à vegetação nativa. Por isso, considera-se que a obtenção dos parâmetros do uso e ocupação do solo diretamente na área de estudo é relevante, uma vez que a confirmação dessa relação entre eucalipto e vegetação nativa é essencial para a tomada de decisão quanto ao impacto da introdução de espécies exóticas nas áreas de RL e APP, permitido pelo Código Florestal vigente (BRASIL, 2012). A obtenção dos parâmetros do uso e ocupação do solo em campo deverá ser considerada para trabalhos futuros.

5.6.3. Balanço hídrico

A distribuição das médias anuais (período de 2006 a 2014) das variáveis hidrológicas em termos de evapotranspiração, vazão e variação do armazenamento anual do solo para todos os cenários de uso e ocupação do solo são apresentados no gráfico da Figura 30. Para todos os cenários foi considerado o mesmo volume de precipitação média anual igual a 1509 mm, calculado pelo modelo por meio da regionalização dos dados pluviométricos.

Inferiu-se que os valores calculados para a variação do armazenamento anual do solo (ΔS), diferente de zero, estão de acordo com os valores obtidos pelo monitoramento dos níveis de lençol freático realizados em uma bacia piloto localizada na zona de afloramento do Sistema Aquífero Guarani (SAG), no município de Brotas/SP, próximo à área do presente estudo (WENDLAND et al., 2015; LUCAS et al., 2012; MANZIONE et al., 2012; HOMOBONO; WENDLAND, 2011; BARRETO et al., 2009; WENDLAND et al., 2007; MACHADO et al., 2016). Os estudos citados mostraram que somente após muitos anos hidrológicos o ΔS torna-se zero.

As maiores alterações entre os cenários foram observadas no aumento da evapotranspiração, principalmente para os cenários 6, 7 e 8, com consequente diminuição da vazão anual. Isto porque nestes cenários houve aumento de 20 a 25% da área coberta com vegetação florestal na MCC. Este resultado confirma a conclusão exposta na literatura de que os efeitos da mudança de uso e ocupação do solo na vazão anual é melhor constatado quando há conversão maior do que 20% da área da microbacia (BRAUMAN et al., 2007; LIMA, 2010).

Figura 30: Balanço hídrico dos 9 cenários de uso e ocupação do solo, considerando as médias anuais de evapotranspiração, vazão e armazenamento no solo

Fonte: Elaboração própria

A relação média entre evapotranspiração e precipitação (ETP/P) esteve entre 44% (para o cenário 0) e 63% (para o cenário 8). Um estudo de microbacias pareadas realizado no Brasil (Programa Cooperativo sobre Monitoramento e Modelagem de Bacias Hidrográficas – PROMAB), do Instituto de Pesquisas Florestais (IPEF) mostrou que microbacias majoritariamente ocupadas por florestas nativas tem a relação média ETP/P igual a 73%, enquanto que para microbacias cobertas por eucalipto apresentaram um valor médio de 85% para a relação ETP/P (LIMA; FONTANA, 2008). Assim, considera-se que os resultados da simulação estão coerentes com os dados reais.

Em consequência ao aumento das taxas de ETP, houve a diminuição nos valores de vazão anual, como mostrado na Figura 31, tanto para a vazão média anual, quanto para a vazão mínima de referência Q90. Segundo Farley et al. (2005), em regiões onde a vazão média anual é menor do que 10% da precipitação anual, o reflorestamento de mais de 20% da microbacia pode resultar em diminuição drástica da vazão dos córregos. Por outro lado, onde a vazão média anual é em torno de 30% da precipitação anual, a redução da vazão esperada para este reflorestamento é de cerca de 50% (FARLEY et al., 2005). No caso da microbacia do córrego Cavalheiro, a vazão anual representa, em média, 25% da precipitação anual na microbacia. Assim, conforme o esperado, o reflorestamento da microbacia representado pelo cenário 8 resultou na diminuição média de 47,6% da vazão anual da microbacia.

Como resultado do reflorestamento do cenário 8, o escoamento superficial foi em média 81,25% menor, enquanto que o escoamento de base ficou 32,2% menor em relação ao cenário atual (cenário 0). Já para o cenário 5, que demonstra a adequação ao Código Florestal, o escoamento superficial foi 50% menor e o escoamento de base foi 7,3% menor do que a situação atual (cenário 0).

Figura 31: Diferença da vazão anual e da vazão mínima de referência (Q90) de cada cenário em relação ao cenário 0 (situação atual). *médias de vazão anual estatisticamente iguais ($p < 5\%$).

Fonte: Elaboração própria

A conversão do uso do solo em cobertura florestal nos cenários 6, 7 e 8 resultou em diminuição de mais de 30% da vazão mínima anual de referência (Q90) em comparação ao Q90 do cenário atual (Figura 31). Segundo Brauman et al. (2007), em regiões características de escassez hídrica, uma vegetação que requer menor quantidade de água é mais passível de prover maiores benefícios de suprimento de água.

A maior diferença observada na vazão anual ocorreu entre o cenário 8 e o cenário 0 que corresponde a 187,95 mm. Essa diferença transformada em vazão, levando em conta a área da microbacia, resulta em um valor de $0,004 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Esse déficit de vazão pode trazer consequências negativas para o abastecimento público dependendo da persistência dessa vazão e do índice pluviométrico regional. A variação de vazão mínima (Q90) para o cenário 5 foi de 13% e 20% na média anual (Figura 9).

De maneira geral, é possível inferir que para a área de estudo, o aumento da cobertura florestal resulta em menor rendimento hídrico em termos de vazão média anual e vazão mínima de referência (Q90). Esse resultado corrobora com resultados de pesquisas históricas (HIBBERT, 1965; BOSCH; HEWLETT, 1982; BURT; SWANK, 1992) e com trabalhos usando simulação hidrológica (MOLIN, 2014) e trabalhos experimentais em campo (OLIVEIRA et al., 2015). E contradiz

o pensamento comum, ou mitos populares, que sugerem que uma maior cobertura florestal na bacia hidrográfica resulta em maior produção de água (ANDRÉASSIAN, 2004; CALDER, 2004; 2007), que atualmente guia a maioria dos Programas por Pagamentos de Serviços Ambientais (PSA) voltados para a produção de água no Brasil, sendo o principal serviço ecossistêmico citado nas leis de PSA dos municípios do estado de São Paulo.

Entretanto, segundo Lima (2010), existe a tendência da vazão anual da microbacia voltar às condições de equilíbrio original à medida que a plantação florestal avança em idade. De certa forma, esta estabilização do crescimento pode explicar a reconhecida estabilidade hidrológica de microbacias protegidas com florestas naturais não perturbadas. Um estudo em microbacias com cobertura vegetal preservada, na Serra do Mar – Núcleo Cunha, mostrou que estas apresentavam elevado rendimento hídrico e um regime de vazão estável durante todo o ano (DE CICCIO et al., 2007).

Na simulação com o modelo J2000/JAMS não são consideradas as mudanças nas taxas de evapotranspiração decorrentes das alterações nas características da vegetação de um mesmo cenário. Por exemplo, a diminuição nas taxas de ETP devido ao amadurecimento da vegetação e ao corte de eucalipto ao longo dos 10 anos de simulação de um mesmo cenário não são computados. Por isso, nem o efeito da estabilização do crescimento da cobertura florestal, nem o efeito do período de rotação do eucalipto, no ciclo do manejo de florestas plantadas, puderam ser simulados.

5.7. ANÁLISE DE DECISÃO MULTICRITÉRIO (MCDA)

5.7.1. Ponderação dos critérios

A ponderação dos critérios realizada por meio das entrevistas com os tomadores de decisão classificou o critério de regulação do regime hidrológico como o mais prioritário dentre os critérios estudados (0,41), seguido do critério de suporte à biodiversidade (0,34), valor estético da paisagem (0,17) e produtividade primária (0,08).

Os entrevistados demonstraram grande valor para a água, o que resultou no valor atribuído ao critério de regulação do regime hidrológico. A justificativa para isto foi atribuída ao fenômeno da crise hídrica que acometeu o estado de São Paulo, entre os anos de 2014 e 2015. Os entrevistados demonstraram preocupação com o manejo do uso do solo, atribuindo a este a culpa pela diminuição da água disponível neste período. Isto também justifica o alto valor atribuído ao critério de suporte à biodiversidade, visto que os entrevistados relacionam o aumento da vegetação nativa com o aumento da quantidade de água disponível.

O valor de peso muito baixo atribuído à produtividade primária foi justificado pela expansão das lavouras de cana-de-açúcar percebida pelos entrevistados. A expansão do cultivo da cana-de-açúcar é caracterizada pela alta competição de terras, favorecendo o arrendamento de grandes áreas de cultivo de cana-de-açúcar para esta agroindústria, resultando em concentração de terras e exclusão de outros tipos de cultivos (GARCIA et al., 2015).

O sistema atual também se baseia no uso intensivo de terras e novas tecnologias, marcado pela automação e redução da mão-de-obra envolvida no sistema produtivo canavieiro. O cultivo da cana-de-açúcar é distribuído em grande número de propriedades rurais de pequeno e médio porte, a maioria arrendadas (GARCIA et al., 2015), alterando assim todas as estruturas socioeconômicas regionais (locais), gerando mudanças nas condições econômicas, sociais e perfil urbano. Portanto, a expansão do cultivo de cana-de-açúcar em regiões cuja estrutura territorial produtiva é a agricultura tradicional causa disputas e conflitos territoriais entre os agentes sociais envolvidos (SILVA et al., 2015). Esse fenômeno foi verificado nas entrevistas com os tomadores de decisão, que demonstraram uma aversão a esse tipo de cultura, uma vez que relataram que essa agroindústria "tirou o homem do campo".

Além disso, o município de Analândia/SP iniciou seus investimentos em turismo ecológico na atual gestão administrativa, com a criação de um Conselho Municipal de Turismo (COMTUR). Isto devido ao grande potencial do turismo contemplativo e de aventura no município, pelas características geomorfológicas da região. Na região está o "Morro do Cuscuzeiro", um morro com cerca de 900

m de altitude que já é usado para a escalada tradicional e esportes de aventura. Assim, o critério relacionado ao turismo (valor estético da paisagem) ficou melhor pontuado (0,17) do que a produtividade primária (0,08).

5.7.2. Critério suporte à biodiversidade

O índice de conexão calculado com o *software* Fragstat (Figura 32) mostrou que corredores com maior largura (100 m, cenários 6 e 8) contribuíram para elevar a conexão em 6,6 vezes em relação à situação atual (cenário 0). Embora o cenário 7 tenha a mesma largura de floresta ripária (100 m) do que os cenários 6 e 8, o aumento de plantações de eucalipto diminuiu o tamanho dos fragmentos de vegetação nativa, o que interferiu no valor do índice de conexão.

Conforme citado anteriormente, como não se dispunha de informações específicas de espécies coletadas em campo, para o presente estudo supõe-se que os fragmentos conectados, retêm mais espécies de plantas nativas do que os fragmentos isolados (DAMSCHEIN et al., 2006). Assim, os cenários que obtiveram os maiores índices de conexão, foram considerados os maiores potenciais para o suporte à biodiversidade na área de estudo.

Figura 32: Índice de conectividade calculado por meio do *software* Fragstat para os cenários simulados na microbacia do córrego Cavalheiro

Fonte: Elaboração própria

Apesar das incertezas associadas ao uso do índice de conectividade, este índice também foi utilizado por outros autores, que mostraram a sua utilidade em estudos nos quais não se possuía dados de campo. Este é o caso de Holzmüller et al. (2011), que utilizou o índice de conectividade para priorização de áreas para restauração e Esbah (2009) que também utilizou o índice para analisar os efeitos da urbanização na fragmentação da cobertura vegetal.

5.7.3. Critério de Regulação do regime hidrológico

A Figura 33 apresenta a relação das médias anuais dos escoamentos total e de base nos cenários simulados em comparação com o cenário 0 (situação atual). Todos os cenários simulados mostraram um aumento da contribuição da vazão de base na vazão total do córrego Cavalheiro em comparação com a situação atual (cenário 0). O aumento da proporção de vegetação nativa na bacia foi, portanto, acompanhado pela diminuição do escoamento superficial, e consequente aumento da contribuição da vazão de base no escoamento do córrego Cavalheiro. Isso pode ser explicado pelo aumento das taxas de infiltração nas áreas cobertas com vegetação nativa, também observado no estudo em área experimental por Oliveira et al. (2015).

Figura 33: Relação entre o escoamento de base e escoamento superficial anual nos cenários simulados, em comparação com o cenário 0.

* médias de vazão de base estatisticamente iguais ($p < 5\%$).

Fonte: Elaboração própria

Observa-se na Figura 33 que para os cenários nos quais houve conversões do uso do solo em cobertura florestal menor do que 20% seguindo a adequação parcial ou total ao CF vigente (cenários 3, 4 e 5), a diminuição da vazão anual foi principalmente por conta da diminuição do escoamento direto. O escoamento direto resulta em respostas hidrológicas mais rápidas resultando em aumento das taxas de pico de vazão com potencial para gerar grandes descargas e até inundações no período das chuvas e redução das descargas nos períodos de estiagens (SBPC, 2012). O aumento no escoamento superficial tem maior potencial erosivo, com o carreamento de partículas de solo, matéria orgânica, fertilizantes, pesticidas e sementes para os cursos d'água e reservatórios (SHERIDAN et al., 1999). Além disso, o escoamento superficial fornece um mecanismo de transporte rápido para potenciais poluentes chegarem até os cursos d'água (WALTER et al., 2000; TUSET et al., 2016).

A regulação do regime hidrológico foi ainda confirmada nos cenários com maior cobertura florestal da microbacia pela menor variância dos valores de escoamento anual dos cenários 6 e 8 em relação aos demais cenários, como mostra a Figura 34. Estes resultados são sustentados por pesquisas que indicam que a cobertura florestal age como atenuante para vazões de pico, promovendo maior evapotranspiração e infiltração do solo, diminuindo ou mesmo extinguindo o escoamento superficial na bacia hidrográfica (PIERCE, 1965; ARCOVA; DE CICCIO; ROCHA, 2003; DE FREITAS et al., 2013; MOLIN, 2014; OLIVEIRA et al., 2015).

Figura 34: Gráfico boxplot mostrando a variância entre os dados de volume escoado anual para cada cenário

Fonte: Elaboração própria

5.7.4. Critério Valor estético da paisagem

Verificou-se que 93% dos entrevistados preferem a paisagem natural quando foram solicitados a indicar a imagem mais bonita dentre as analisadas. Isto sugere que o aumento nas áreas da paisagem natural poderia ser benéfico para o aumento da beleza cênica na área de estudo. Esse resultado de preferência também indica a tendência dos tomadores de decisão de escolherem aquela paisagem que favoreceria as atividades turísticas.

5.7.5. Critério produtividade primária

Para cada critério, foi calculada a porcentagem de área produtiva, representada pelas áreas com pastagem e plantio de cana-de-açúcar e eucalipto. Na Figura 35 são mostrados os valores obtidos de produtividade primária para cada cenário. Nota-se que a redução só foi perceptível para os cenários que propõe um aumento da cobertura vegetal da bacia, acima de 20%,

cenários 6, 7 e 8. As mudanças para a adequação total ou parcial das propriedades rurais ao Código Florestal (Cenários 2 a 5) impactaram mais na área produtiva das grandes propriedades da microbacia, que têm área média de 215,4 ha. Isto já era esperado pela forma como foi criada essa legislação, considerando-se os aspectos socioeconômicos das propriedades familiares (pequenas propriedades com área menor do que quatro módulos fiscais), que ficaram isentas da restauração de RL e tiveram uma significativa redução na obrigação de restauração das APP.

Figura 35: Porcentagem de área produtiva (área de pastagem e plantios de cana-de-açúcar e eucalipto) para cada cenário.

Fonte: Elaboração própria

5.7.6. Avaliação do MCDA

O desempenho dos cenários juntamente com a quantidade de cada serviço ecossistêmico fornecido e a produtividade primária por cenário é visualizado no gráfico do Visual PROMETHEE (Figura 36). Os cenários com maiores áreas de vegetação nativa (cenários 6 e 8) foram classificados em primeiro lugar, uma vez que contribuíram de forma significativa com a quase totalidade dos serviços ecossistêmicos verificados (Figura 36). A produtividade primária nestes dois cenários recebeu notas muito baixas, uma vez que reduziram as áreas produtivas em mais de 20%. Este foi um resultado esperado,

uma vez que a agricultura é muitas vezes considerada anátema para a conservação (POWER, 2010).

Uma gestão adequada pode melhorar muitos dos impactos negativos da agricultura, mantendo em grande parte os serviços de provisão como a regulação do regime hidrológico (POWER, 2010; FERRAZ et al., 2013). Foi percebido pelo estudo que o manejo apropriado da paisagem poderia ser incentivado na microbacia. Os proprietários de terra estão interessados em conservação e estão envolvidos em um projeto de restauração (projeto PSA) a ser financiado pelo comitê de bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí. Além disso, os agricultores também podem ser candidatos potenciais para novas formas de atividades agrícolas, como práticas agroflorestais e silvicultura de espécies nativas, que seriam igualmente benéficas para o fornecimento dos SE avaliados neste estudo.

O Código Florestal Brasileiro permite que os agricultores usem áreas protegidas para a produção de madeira e produtos não madeireiros. Esta atividade pode ser estruturada para se tornar apropriada para a criação de corredores ecológicos, os quais, como visto no presente estudo, são importantes para a produção de serviços ecossistêmicos para o melhor cenário selecionado.

Além disso, atividades como o agroturismo podem ser incentivadas em propriedades que, de acordo com Lupi et al. (2017), podem abrir novos horizontes no desenvolvimento rural com possíveis efeitos benéficos no meio ambiente, na paisagem e na redução do êxodo rural.

Figura 36: Combinação dos valores dos indicadores dos critérios com a ponderação dos critérios, elaborado com o software Visual PROMETHEE

Fonte: Elaboração própria

Nota: critérios mencionados acima da linha 0 contribuem positivamente para o desempenho das alternativas e critérios abaixo da linha 0 negativamente. O comprimento das barras revela o montante da contribuição de critérios

Para a área de estudo, os três serviços ecossistêmicos inicialmente selecionados tiveram resultados semelhantes, pois mostraram melhores resultados para cenários com maiores áreas de vegetação nativa. O serviço ecossistêmico que mais influenciou a escolha do melhor cenário pelo método MCDA foi o suporte à biodiversidade. Embora o peso recebido por este SE tenha sido menor do que o dado ao critério de regulação do regime hidrológico, o índice de conexão foi quase 3 vezes maior nos cenários 6 e 8 do que nos cenários 7 e 5, que receberam o segundo melhor resultado para este indicador. Valente et al. (2017) utilizou análise multicritério em uma bacia em processo de urbanização no município de Americana/SP obtendo como resultado o direcionamento das ações de restauração da paisagem também iniciando-se pela formação de corredores ecológicos na zona ripária.

Assim, esse resultado sugeriu que o melhor indicador para a evolução dos programas de PSA para a área de estudo seria algum relacionado ao aumento da biodiversidade nos corredores ecológicos a serem formados pela restauração de matas ciliares na microbacia. Antes do processo de restauração proposto

para a microbacia, é necessário iniciar o monitoramento dos indicadores de biodiversidade, para estabelecer a linha de base dos indicadores. De acordo com Maes et al. (2012), muitos SE dificilmente são abordados na literatura científica devido à falta de informação de base suficiente.

Se surgirem novos dados detalhados sobre biodiversidade, ou novas legislações e novas políticas públicas, por exemplo, o diagnóstico e análise do PSA poderá ser revisto, conforme mostrado no item seguinte.

5.8. FLUXOGRAMA DE GESTÃO ADAPTATIVA PARA PROGRAMAS DE PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS (PSA)

Se surgirem novas informações, tais como novas políticas públicas e legislação, novos indicadores e outras pesquisas, outros critérios e restrições e troca de opinião entre os tomadores de decisão, é indicada uma revisão de todo o diagnóstico e análise do programa de PSA. Para isso, foi desenvolvido um esquema de retroalimentação e *by-pass* para revisar o diagnóstico, para a gestão adaptativa de projetos de PSA.

A qualquer momento, podem surgir novas informações que farão o sistema elaborado para a fase de diagnóstico e análise percorrer alguns dos *by-passes* definidos no fluxograma da Figura 37. A linha tracejada vermelha indica o fluxo de *by-pass* após possíveis mudanças, o que redefinirá o diagnóstico e análise realizado neste estudo. As linhas pretas no fluxograma mostram o fluxo elementar, que os projetos de elaboração do PSA continuarão a seguir após as mudanças.

Figura 37: Fase de diagnóstico e análise modificada para elaboração de PSA

Fonte: Elaboração própria

Nota: O fluxo de *by-pass* é mostrado com linha tracejada em vermelho, que redefinirá o diagnóstico e análise previamente realizado.

Além disso, o esquema da Figura 38 mostra possíveis caminhos de retroalimentação, definidos no fluxograma com a linha tracejada a verde, após o acompanhamento e avaliação dos SE elegíveis. O esquema interliga os estágios das fases de elaboração do PSA (diagnóstico e análise, desenho e implementação).

Figura 38: Fluxograma de gestão adaptativa para programas de PSA

Fonte: Elaboração própria

Nota: As linhas tracejadas em verde mostram os sistemas de retroalimentação para atualização dos programas de PSA em andamento; as linhas pretas indicam o caminho elementar que será seguido após as atualizações

6. CONCLUSÃO

A metodologia apresentada neste estudo foi capaz de trazer informações relevantes para o manejo do uso do solo na microbacia estudada. O emprego da modelagem hidrológica mostrou que deve existir uma ponderação entre a regulação do regime hidrológico com a consequente diminuição da vazão anual esperada. O incremento da vegetação nativa na microbacia, tanto pela adequação ao Código Florestal vigente (cenários 3 a 5), quanto por um possível aumento proporcionado por incentivos financeiros aos produtores rurais (cenários 6 a 8), tem efeitos positivos e negativos nos serviços ecossistêmicos hídricos. De um lado, o incremento florestal resulta em menor rendimento hídrico anual, mostrando que a produção de água na bacia tende a ser menor. Como resultado do reflorestamento do cenário 8, o escoamento superficial foi em média 81,25% menor, enquanto que o escoamento de base ficou 32,2% menor em relação ao cenário atual. Já para os cenários nos quais houve conversões do uso do solo em cobertura florestal menor do que 20% seguindo a adequação parcial ou total ao Código Florestal vigente (cenários 3, 4 e 5), a diminuição da vazão anual foi principalmente por conta da diminuição do escoamento direto.

De outro lado, o incremento da cobertura florestal provou ter a função de regulação hídrica, diminuindo as taxas de escoamento direto e aumentando a contribuição do escoamento de base no volume total escoado. A contribuição da vazão de base no volume escoado passou de 68% na situação atual para 81% no cenário 5 e 87% nos cenários 6 e 8. Assim, a decisão quanto ao tamanho das áreas florestadas deve ficar por conta das funções ecológicas mais exigentes das florestas ripárias, que depende do contexto regional e da opção dos tomadores de decisão locais. O uso da ponderação dos critérios para a análise de decisão multicritério (MCDA), realizada por meio de entrevistas com os tomadores de decisão de Analândia/SP mostrou que estes estão interessados em novas formas de manejo de uso do solo, visando a regulação do regime hidrológico, aumento do suporte à decisão e paisagens que tragam maior potencial às atividades de ecoturismo.

Os cenários com maiores áreas de vegetação nativa (cenários 6 e 8) foram classificados em primeiro lugar, uma vez que contribuíram de forma significativa com os serviços ecossistêmicos analisados. O serviço ecossistêmico que mais influenciou a escolha do melhor cenário pelo método MCDA foi o suporte à biodiversidade. Embora o peso recebido por este SE tenha sido menor do que o dado ao critério de regulação do regime hidrológico, o índice de conexão foi quase 3 vezes maior nos cenários 6 e 8 do que nos cenários 7 e 5, que receberam o segundo melhor resultado para este indicador. Esse resultado sugeriu que o melhor indicador para a evolução dos programas de PSA para a área de estudo seria algum relacionado ao aumento da biodiversidade nos corredores ecológicos a serem formados pela restauração de matas ciliares na microbacia.

Portanto, a metodologia utilizada contribui com informações essenciais para a fase de diagnóstico e análise da elaboração de programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), que tem sido a alternativa usada pelas agências municipais de meio ambiente no Brasil, visando o incentivo à recuperação de florestas ripárias e proteção de fragmentos florestais nas propriedades rurais privadas. Este resultado poderá ser atualizado se novas informações surgirem por meio do fluxograma de gestão adaptativa para programas de PSA apresentados neste estudo.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALE, S.; BOWLING, L. C.; OWENS, P. R.; BROUDER, S. M.; FRANKENBERGER, J. R. Development and application of a distributed modeling approach to assess the watershed-scale impact of drainage water management. **Agricultural Water Management**, v. 107, 2012, p. 23-33.
- ALGER, K.; LIMA, A. Políticas públicas e a fragmentação de ecossistemas. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Orgs.) **Fragmentação de Ecossistemas**: causas, efeitos sobre a diversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: 2. ed. MMA/SBF, 2005.
- ALMEIDA, A.C.; SOARES, J.V.. Comparação entre uso de água em plantações de eucalipto grandis e floresta ombrófila densa (Mata Atlântica) na costa leste do Brasil, **Revista Árvore**, 27, n. 2, 2003, pp. 159–170.
- ALMEIDA, B. G. **Padronização de Métodos para Análise Granulométrica no Brasil**. Comunicado técnico 66, Rio de Janeiro, 2012.
- ALMEIDA-SCABBIA, R. J. et al. Características físico-químicas do solo e distribuição de espécies arbóreas em um trecho de cuesta basáltica, Analândia, SP, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 9, n. 3, p. 322-331, 2011.
- ANDRÉASSIAN, V. Water and forests: from historical controversy to scientific debate, **Journal of Hydrology**, v. 291, n.1, p. 1-27, 2004.
- ANGSTROM, A. Solar and terrestrial radiation. Q. **J.R. Meteorol. Soc.**, v. 50, 1924, p. 121-125.
- ARCOVA, F. C. S.; DE CICCIO, V.; ROCHA, P. A. B.. Precipitação efetiva e interceptação das chuvas por floresta de mata atlântica em uma microbacia experimental em Cunha, São Paulo, **Revista Árvore**, v. 27, n. 2, p 257-262, 2003.
- ASCOUGH II JC, DAVID O, KRAUSE P, HEATHMAN GC, KRALISCH S, LAROSE M, AHUJA LR, KIPKA H (2012) Development and application of a modular watershed-scale hydrologic model using the object modeling system: Runoff response evaluation. **Trans Am Soc Agr Biol Eng** 55:117-135. doi: 10.13031/2013.41260
- ATTANASIO, C.M.; LIMA, W.P.; GANDOLFI, S.; ZAKIA, M.J.B.; VENEZIANI-JÚNIOR, J.C.T. Método para identificação da zona ripária: microbacia hidrográfica do Ribeirão São João (Mineiros do Tietê, SP). **Scientia Forestalis**, v.71, p.131-140, 2006.

BANKS-LEITE C, PARDINI R, TAMBOSI LR, PEARSE WD, BUENO AA, BRUSCAGIN RT, CONDEZ TH, DIXO M, IGARI AT, MARTENSEN AC, METZGER JP. et al., 2014, Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot, **Science**, Vol: 345, Pages: 1041-1045, ISSN: 0036-8075

BARRETO C.E.A.G.; WENDLAND E.; MARCUZZO FFN. Estimativa da evapotranspiração a partir de variação de nível estático de aquífero, **Eng Agr** 29, p. 52-61, 2009.

BAKER, T. J.; MILLER, S. N. Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to assess land use impact on water resources in an East African watershed. **Journal of Hydrology**, v. 486, 2013, pp. 100–111.

BEICHLER, S. A. Exploring the link between supply and demand of cultural ecosystem services – towards an integrated vulnerability assessment, International Journal of Biodiversity Science, **Ecosystem Services & Management**, 2015, 11:3, 250-263.

BÊRNI, D. A (org.). **Técnicas de pesquisa em economia**: Transformando a curiosidade em conhecimento. São Paulo: Saraiva, 2002.

BLANN, K. Habitat in agricultural landscapes: how much is enough? A state-of-the-science literature review. **West Linn**, Defenders of Wildlife, 2006.

BONNET, B. R. P.; FERREIRA, N. C.; FERREIRA, L. G.. Ampliação de ambientes ripários como alternativa às reservas legais: conciliando política florestal e conservação dos recursos hídricos no bioma cerrado. **Boletim goiano de geografia**, v. 27, n.1, 2007, p. 97-115.

BOSCH, J. M.; HEWLETT, J. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration, **Journal of Hydrology**, v. 55, n. 1, p 3-23, 1982.

BRANS, J.P., VINCKE, PH., MARESCHAL, B.. How to select and how to rank projects: the PROMETHEE method. **European Journal of Operational Research** 24, 228–238, 1986.

BRASIL. 2006. Programa Nacional de Conservação e Uso Sustentável do Bioma Cerrado – Programa Cerrado Sustentável. Grupo de Trabalho do Bioma Cerrado, 2006. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/>>. Acesso em: 04 de março 2015.

BRASIL. 2012. Lei nº12.651. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de

setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em:< http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 20 de outubro de 2013.

BRAUMAN, K. A. et al. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 32:67–98, 2007.

BROWN, G.. Mapping Spatial Attributes in Survey Research for Natural Resource Management: Methods and Applications, **Society & Natural Resources: An International Journal**, Volume 18, 2004, Issue 1.

BURT, T.; SWANK, W. Flow frequency responses to hardwood-to-grass conversion and subsequent succession, **Hydrological Processes**, v. 6, n. 2, p. 179-188, 1992.

CALDER, I. Forests and water-closing the gaps between public and science perceptions, **Water Science & Technology**, v. 49, n. 7, p. 39-53, 2004.

CALDER, I.. Forest and water: ensuring forest benefits outweigh water costs, **Forest Ecology and Management**, v. 251, n. 1, p 110-120, 2007.

CÂMARA, J. B. D. Governança ambiental no Brasil: ecos do passado. **Revista de Sociologia e Política**, v. 21, n. 46, 2013, p. 125-146.

CANAVIAL FAZENDA SANTA SOFIA. Disponível em:< https://pt.wikipedia.org/wiki/Ficheiro:Faz_S_Sofia_canavial_090607_REFON.JPG>. Acesso em: jan 2017

CARVALHO, F. M.V.; MARCO JÚNIOR, P.; FERREIRA, L. G.. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil, **Biological Conservation**, Volume 142, Issue 7, 2009, Pages 1392-1403.

CARVALHO, J. J. et al. Produtividade e teores de nutrientes em grãos de feijão sob diferentes manejo do solo e da irrigação. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada** v.8, nº. 3, 2014, p. 296 – 307.

CAWSON J. G., SHERIDAN G. J., SMITH H. G., LANE P. N. J. Surface runoff and erosion after prescribed burning and the effect of different fire regimes in forests and shrublands: a review. **International Journal of Wildland Fire**, 2012, v. 21, 857–872

CBD- CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. 2010 Biodiversity targets: Goals and subtargets for Protect the components of biodiversity. Disponível em:< <https://www.cbd.int>>. Acesso em: novembro 2016.

CHAN, K. M.A.; SATTERFIELD, T.; GOLDSTEIN, J. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values, **Ecological Economics**, Volume 74, February 2012, Pages 8-18.

CHAN, K.M.A. et al.,. Conservation planning for ecosystem services. **Plos Biology** 4, 2138–2152, 2006

COLLISCHONN, W.; DORNELLES, F. **Hidrologia para engenharia e ciências ambientais**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1 ed., 2013, 336 p.

COSTANZA et al., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital, **Nature**, 387 (1997), pp. 253–260.

DAILY et al. (2009). Ecosystem services in decision making: time to deliver. **The Front Ecol Environ**, 7(1): 21–28, doi:10.1890/080025.

DAMSCHEIN, E.I., et al.. Corridors increase plant species richness at large scales. **Science**, 313:1284-1286, 2006.

DE CICCIO, V.; ARCOVA, F. C. S.; RANZINI, M.; SANTOS, J. B. A.; FORTI, M. C.. Recursos hídricos na Mata Atlântica: estudo de caso do Laboratório de Hidrologia Florestal Walter Emmerich, Cunha-SP. **In: I Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul: o Eucalipto e o Ciclo Hidrológico**, 2007. **Anais...** Taubaté : UNITAU, 2007. p. 25-33.

DE FREITAS, J. P. O; DIAS, H. C. T; BARROSO, T. H. A.; POYARES, L. D. B. Q.. Distribuição da água da chuva em mata atlântica, **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 2, p. 100-128, 2013.

DE MONTIS, A.; MARTÍN, B.; ORTEGA, E.; LEDDA, A.; SERRA, V.. Landscape fragmentation in Mediterranean Europe: A comparative approach, **Land Use Policy**, Volume 64, 2017, p. 83-94.

DICKINSON, R.E. Modelling evapotranspiration for three-dimensional global climate models. *In*: HANSEN, J.E.; TAKAHASHI, T. Climate Processes and Climate Sensitivities; **Geophys. Monograph**. Ser. 29; Washington, 1984.

DIEGUES, A. C. S. **O mito moderno da natureza intocada**. São Paulo : Hucitec Núcleo de Apoio à Pesquisa sobre Populações Humanas e Áreas Úmidas Brasileiras, ed. 3, USP, 2000, p. 161. ISBN 85-271-0345

DO CANTO, M. W.; CECATO, U.; PETERNELLI, M.; JOBIM, C. C.; ALMEIDA JÚNIOR, J.; RIGOLON, L. P.; WATFE, E.; BARRIONUEVO, C. V.; NUNES, B. R. C. Efeito da Altura do Capim-Tanzânia Diferido nas Características da Pastagem no Período do Inverno, **Rev. bras. zootec.**, 30(4):1186-1193, 2001.

EGOH, B.; REYERS, B.; ROUGE, M.; RICHARDSON, D. M.; LE MAITRE, D. C., VAN JAARSVELD, A. S.. Mapping ecosystem services for planning and management, Agriculture, **Ecosystems & Environment**, Volume 127, Issues 1–2, 2008, p. 135-140.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa em Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS), 2006.

ESBAH, H.. Analyzing landscape change through landscape structure indices: Case of the City of Aydin, Turkey. **Journal of Applied Sciences**, v. 9, n. 15, p. 2744-2752, 2009.

FARIAS, C. H. DE A.; FERNANDES, P. D.; AZEVEDO, H. M.; DANTAS NETO, J. Índices de crescimento da cana-de-açúcar irrigada e de sequeiro no Estado da Paraíba. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.12, n.4, p.356–362, 2008

FARLEY, K.A.; JOBBAGY, E.G.; JACKSON, R.B. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. 2005. **Global Change Biology**, 11: 1565-1576.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Crop Evapotranspiration - Guidelines For Computing Crop Water Requirements**, v. 56, 1998.

FERRAZ, S. F. B.; LIMA, W. P.; RODRIGUES, C. B.. Managing forest plantation landscapes for water conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 301, 2013, p. 58–66

FERRAZ, S. F.B. et al. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning?. **Landscape ecology**, v. 29, n. 2, p. 187-200, 2014.

FERREIRA, M. E.; PECCININI, A. A.; FERREIRA, L. G.; HUETE, A. R. Análise da sazonalidade de paisagens antrópicas e nativas do bioma Cerrado através dos produtos MODIS índices de vegetação, área foliar e atividade fotossintética. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12, 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005, p. 505-512.

FISCHER, C.; KRALISCH, S.; KRAUSE, P.; FINK, M.; FLÜGEL, W. A. Calibration of hydrological model parameters with the JAMS framework. **Anais...**In: 18th World IMACS / MODSIM Congress, Cairns, Australia, 13-17 July 2009.

FONTANA, V. et al. Comparing land-use alternatives: Using the ecosystem services concept to define a multi-criteria decision analysis. **Ecological Economics**, v. 93, p. 128-136, 2013.

GAGNÉ, S. A. et al.. A simple landscape design framework for biodiversity conservation, **Landscape and Urban Planning**, Volume 136, 2015, Pages 13-27

GARCIA, J. R.; LIMA, D. A. L. L. ; VIEIRA, A. C. P.. A nova configuração da estrutura produtiva do setor sucroenergético brasileiro: panorama e perspectivas. **Revista de Economia Contemporânea**, v. 19, p. 162-185, 2015.

GIBBS, H. K. et al. Brazil's Soy Moratorium. **Science**, v. 347, n. 6220, p. 377-378, 2015.

GIONGO, P. R.; MOURA, G. B. A.; SILVA, B. B.; ROCHA, H. R.; MEDEIROS, S. R. R.; NAZARENO, A. C. Albedo à superfície a partir de imagens Landsat 5 em áreas de cana-de-açúcar e cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, p.279-287, 2010.

GIONGO, P. R.; VETTORAZZI, C. A. Albedo da superfície por meio de imagens TM-Landsat 5 e modelo numérico do terreno, **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.18, n.8, p.833–838, 2014.

GONÇALVES, M. C. P. B. Características hidrodinâmicas dos solos:sua determinação e funções de pedo-transferência. Lisboa, Portugal. 193p. **Tese de Doutorado**. Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, 1994

GUEDES, F. B., SEEHUSEN, S. E. (org.). **Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios**. Brasília: MMA, 2011.

GUO, Z., XIAO, X.; LI, D.. An assessment of ecosystem services: water flow regulation and hydroelectric power production. **Ecological Applications**, 10: 925–936, 2000. doi:10.1890/1051-0761, 2000.

GUPTA, H. V.; SOROOSHIAN, S.; YAPO, P. O. Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multilevel expert calibration. **Journal of Hydrologic Engineering**, 1999, p. 135-143.

HARMEL, R. D.; SMITH, P. K. Consideration of measurement uncertainty in the evaluation of goodness-of-fit. **Journal of Hydrology**, v. 337, 2007, p. 326-336.

HEIMLICH, R. E., WIEBE, K. D., KLASSEN, R.; GADSBY, D. **Wetlands and agriculture: private interests and public benefits**. Washington, DC: US Department of Agriculture, 1998.

HIBBERT, A. R. Forest treatment effects on water yield. In: **SYMPOSIUM FOR HYDROLOGY**, 1, 1965, University Park. *Proceedings...*Oxford: Pergamon, 1965, p. 527-543.

HOLZMUELLER, E. J.; GASKINS, M. D.; MANGUN, J. C. A GIS approach to prioritizing habitat for restoration using neotropical migrant songbird criteria. **Environmental management**, v. 48, n. 1, p. 150, 2011.

HOMOBONO T, WENDLAND E. Influência de características do solo na variação do nível d água em região de recarga do Aquífero Guarani, **Rev Bras Recur Hidr**, v. 16, p.55-65, 2011.

IF – INSTITUTO FLORESTAL. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente/Instituto Florestal, Imprensa Oficial, 2005.

INSTITUTO GEOLÓGICO E MINEIRO. Água Subterrânea: Conhecer para Preservar o Futuro. 2001. Disponível em: <http://eGeo.ineti.pt/geociencias/edicoes_online/diversos/agua_subterranea/indice.htm>. Acesso em: 21/04/2012.

INCRA - INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA. INSTRUÇÃO ESPECIAL/INCRA/Nº 20, DE 28 DE MAIO DE 1980. Estabelece o Módulo Fiscal de cada Município, previsto no Decreto nº84.685 de 06 de maio de 1980. Disponível em: <http://www.incra.gov.br/media/institucional/legislacao/atos_internos/instrucoes/instrucao_especial/IE20_280580.pdf>. Acesso em: jan 2014.

INCRA - INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA. Perguntas frequentes: O que é módulo fiscal?. Disponível em: <<http://www.incra.gov.br/perguntas>>. Acesso em: jan 2014.

INMET – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Dados meteorológicos de estações automáticas. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>>. Acesso em: jan 2015.

IPT – INSTITUTO DE PESQUISA TECNOLÓGICA DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**: Nota Explicativa. São Paulo: IPT, 98 p., 1981.

JACK, B. K., KOUSKY, C.; SIMS, K. R. E.. Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experience with incentive-based mechanisms **PNAS**, 2008 105 (28) 9465-9470, 2008.

JARDIM, R. S. M.; BORGES, G. B. O.; SOUZA, D. S. W.; NEVES, B. M. C. ; SATO, M. N. ; MIRANDA, H. S. . Biomassa de raízes em cerrado sensu stricto do DF: dados preliminares de uma área submetida a queimadas bienais em junho. In: VII Congresso de Ecologia do Brasil, 2005, Caxambu. Anais do VII Congresso de Ecologia do Brasil, 2005

KARPUK, E. O design, o lixo e a consciência. Disponível em:<
<https://erikakarpuk.com/2016/01/04/o-design-o-lixo-e-a-consciencia/>>. Acesso
em: jan 2017.

KLEMES, V. Operational testing of hydrological simulation models. **Hydrological Sciences**, v. 31, n. 1, 1986.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B.. Conservation of the Brazilian cerrado. **Conservation biology**, v. 19, n. 3, p. 707-713, 2005.

KRAUSE, P. Das hydrologische Modellsystem J2000 – **Beschreibung und Anwendung in großen Flußgebieten** (The hydrological modelling system J2000 – Documentation and application in large river basins); Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Band 29, 2001.

KRAUSE, P. Quantifying the impact of land use changes on the water balance of large catchments using the J2000 model. **Physics and chemistry of the Earth**, n. 27, p. 663-673, 2002

LEENEER, I.D., PASTIJN, H. Selecting land mine detection strategies by means of outranking MCDM techniques. **Eur J Oper Res**, 139:327–338, 2002.

LEES, A. C.; PERES, C. A. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for amazonian birds and mammals. **Conservation Biology**, v.22, n.2, p.439-449, 2008.

LEGATES, D. R.; McCABE Jr., G. J. Evaluating the use of goodness-of-fit measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. **Water Resources Research**, v. 35, n. 1, 1999, p. 233-241.

LEPSCH, I. F. **19 lições de pedologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2013, p. 456.

LEVENTON, J.; SCHAAL, T.; VELTEN, S., DÄNHARDT, J.; FISCHER, J.; ABSON, D. J.; NEWIG, J.. Collaboration or fragmentation? Biodiversity management through the common agricultural policy, **Land Use Policy**, v. 64, 2017, p.1-12

LIMA, L. S. et al. Feedbacks between deforestation, climate, and hydrology in the Southwestern Amazon: implications for the provision of ecosystem services. **Landscape Ecology**, v. 29, n. 2, p. 261-274, 2014.

LIMA, W P. **A silvicultura e a água** : ciência, dogmas, desafios. Rio de Janeiro: Instituto BioAtlântica, 2010. 64 p. (Cadernos do Diálogo ; v. 01).

LIMA, W. de P.; FONTANA, C. R. (coord.). Promab: Histórico, Fundamentos e Conquistas. Documentos Técnicos IPEF, v.1, n.1, março de 2008. Disponível

em: < <http://www.ipef.br/publicacoes/doctecnicos/dt001.pdf>>. Acesso em nov. 2016.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B.. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R. e LEITÃO FILHO, H. F. (Org.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo, Editora da Universidade de São Paulo, Fapesp, 2004, 2ªed., p. 33-44.

LINDENMAYER, D.B.; FRANKLIN, J.F.; FISCHER, J.. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation, **Biological Conservation**, Volume 131, Issue 3, August 2006, Pages 433-445.

LUCAS MC, GUANABARA RC, WENDLAND E. Estimativa de recarga subterrânea em área de afloramento do Sistema Aquífero Guarani, **Bol Geol Min**, v. 123,p 311-323, 2012.

LUPI, C.; GIACCIO, V.; MASTRONARDI, L.; GIANNELLI, A.; SCARDERA, A.. Exploring the features of agritourism and its contribution to rural development in Italy, **Land Use Policy**, Volume 64, 2017, p. 383-390.

MACHADO A. R.; MELLO JUNIOR, A. V.; WENDLAND E. Avaliação do modelo J2000/JAMS para modelagem hidrológica em bacias hidrográficas brasileiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental** [online]. In press, Epub, 2017. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522017005001102&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: Jan, 2017.

MACHADO A. R.; WENDLAND E.; KRAUSE P.. Hydrologic simulation for water balance improvement in an outcrop area of the Guarani Aquifer system, **Environ Process**, v. 3, n.1, p. 19–38, 2016.

MAES, O.; EGOH , B.; WILLEMEN, L.; LIQUETE, C.; VIHervaara, P.; SCHÄGNER, J. P.; GRIZZETTI, B.; DRAKOU, E. G.; LA NOTTE, A.; ZULIAN , G.; BOURAOU , F.; PARACCHINI, M. L.; BRAAT, L.; BIDOGLIO, G.. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union, **Ecosystem Services**, Volume 1, Issue 1, 2012, Pages 31-39.

MANZIONE R..L.; WENDLAND E.; TANIKAWA D.H.. Stochastic simulation of time-series models combined with geostatistics to predict water-table scenarios in a Guarani Aquifer System outcrop area, **Hydrogeol J**, v. 20, p 1239-1249, 2012. doi: 10.1007/s10040-012-0885-8

MARCUZZO, F. F. N.; ANDRADE, L. R.; MELO, D. C. R. Métodos de Interpolação Matemática no Mapeamento de Chuvas do Estado de Mato Grosso. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 04, p. 793 – 804, 2011.

MARESCHAL, 2013. www.promethee-gaia.net.

MARTINELLI, L.A.; JOLY, C.A.; NOBRE, C.A. E SPAROVEK, G. The false dichotomy between preservation of the natural vegetation and food production in Brazil. **Biota Neo- trop.**, v.10, n.4, 2010.

MARTINEZ-LOZANO, J. A.; TENA, F.; ONRUBIA, J. E.; DE LA RUNIA, J. The hitorical evolution of the Angstrom formula and its modification: Review and Bibliography. **Agricultural and forest meteorology**, v. 33, 1984, p. 109-128.

MESQUITA, A. O.; PASSAMANI, M.. Composition and abundance of small mammal communities in forest fragments and vegetation corridors in Southern Minas Gerais, Brazil. **Rev. biol. trop**, San José , v. 60, n. 3, p. 1335-1343, Sept. 2012

METZGER, J. P. O código florestal tem base científica? **Natureza e conservação**, v. 8, n. 1, 2010, p. 1-5.

MEA - MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-being**: Synthesis Island Press, Washington, DC (2005).

MIRANDA, A.C.; MIRANDA, H.S.; LLOYD, J.; GRACE, J.; MCYNTIRE, J.A.; MEIR, P.; RIGGAN, P.; LOCKWOOD, R.; BRASS, J.. **Carbon dioxide fluxes over a cerrado sensu stricto in central Brazil**. GASH, J.H.C.; NOBRE, C.A.; ROBERTS, J.M.; VICTORIA, R.L. (Eds.), *Amazonian Deforestation and Climate*, Wiley, New York (1996), pp. 353–364

MOLIN, P. G.. **Dynamic modeling of native vegetation in the Piracicaba River basin and its effects on ecosystem services**. 2014. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, University of São Paulo, Piracicaba, 2014. doi:10.11606/T.11.2014.tde-06012015-111535. Acesso em: 2017-03-19.

MONTEITH, J.L. **Vegetation and atmosphere**, v.1, Principles, Academic Press, 1975.

MORAIS, D. C.; ALMEIDA, A. T. de. Modelo de decisão em grupo para gerenciar perdas de água. **Pesqui. Oper.**, Rio de Janeiro , v. 26, n. 3, p. 567-584, Dec. 2006 .

MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; VAN LIEW, M. W.; BINGNER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. L.. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations, **Trans Am Soc Agr Biol Eng**, 2007, n. 50, p. 885-900. doi: 10.13031/2013.23153

NAIDOO, R.; RICKETTS, T.H.. Mapping the economic costs and benefits of conservation, **Plos Biology** 4 (11), 2153–2164, 2006.

NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H.; POLLOCK, M.. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. **Ecological applications**, v. 3, n. 2, p. 209-212, 1993.

NELSON, E. et al. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales, **Front Ecol Environ**, v. 7, n. 1, 2009, p. 4–11.

OLIVEIRA, J.B.; MENK, J.R.F.; BARBIERI, J.L.; ROTTA, C.L.; TREMOCOLDI, W. Levantamento Pedológico Semidetalhado do Estado de São Paulo: **Quadrícula de Araras. SF23-Y-A-II**. Rio de Janeiro, RJ: Aerofoto Cruzeiro, mapa, color, 71 x 77 cm, escala 1:100.000, 1981.

OLIVEIRA, J.B.; MENK, J.R.F.; ROTTA, C.L. Levantamento Semidetalhado dos Solos do Estado de São Paulo. **Quadrícula de Campinas**. Secretaria de Agricultura, Instituto Agrônomo. Mapa Pedológico escala 1:100.000, 1977.

OLIVEIRA, J.B.; PRADO, H. Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo: **Quadrícula de Piracicaba. SF 23-Y-A-IV**. São Paulo: Secretaria da Agricultura: Terrafoto S.A., mapa, color, 71 x 77 cm, escala 1:100.000, 1989.

OLIVEIRA, P. T. S.; WENDLAND, E. ; NEARING, M. A.; SCOTT, R. L. ; ROSOLEM, R. ; ROCHA, H. R. . The water balance components of undisturbed tropical woodlands in the Brazilian cerrado. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 19, p. 2899-2910, 2015.

ONAINDIA, M.; DE MANUEL, B. F.; MADARIAGA, I.; RODRÍGUEZ-LOINAZ, G.. Co-benefits and trade-offs between biodiversity, carbon storage and water flow regulation, **Forest Ecology and Management**, Volume 289, 2013, p. 1-9.

PAGIOLA, S; VON GLEHN, H. C.; TAFFARELLO, D. **Brazil's experience with payments for environmental services**. World Bank, Washington, DC, 2013.

PEIXOTO, P. S.; MONTANHER, T.. M. EXSTAT - **Excel Statistical Calculator** . Version 2.0, Set 2013. Disponível em: <www.ime.usp.br/~pedrosp>. Acesso em: Nov. 2016.

PERU. **Compensación por servicios ecosistémicos: Lecciones aprendidas de una experiencia demostrativa**. Las microcuencas Mishiquiyacu, Rumiacu y Almendra de San Martín, Peru. Lima: Ministerio del Ambiente, 2010

PIERCE, R. S.. Evidence of overland flow on forest watersheds. *In*: SYMPOSIUM FOR HYDROLOGY, 1, 1965, University Park. **Proceedings**...Oxford: Pergamon, 1965, p. 247-253.

PINTON, L. G. **A antropogeomorfologia na bacia do córrego Cavalheiro – Analândia/SP: uma avaliação da dinâmica do uso da terra e sua adequabilidade**

a legislação ambiental e a capacidade de uso. Trabalho de conclusão de curso (bacharelado em Geografia) – Universidade Estadual Paulista, 2011, 102 f.

PINTON, L. G.; CUNHA, C.M.L. Implicações geomorfológicas da dinâmica do uso da terra da bacia do córrego Cavalheor – Analândia/SP – Brasil. In: Encontro de Geógrafos de América Latina, 12, 2009. **Anais...** Montevideo: 12EGAL, 2009.

POWER, A. G. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. **Philosophical transactions of the royal society**, v. 365, 2010, p. 2959-2971.

PRADO, H.; ALMEIDA, C.L.F.; OLIVEIRA, J.B. Levantamento Pedológico Semidetalhado do Estado de São Paulo: **Quadrícula de São Carlos: SF-23-Y-A-I**. Rio de Janeiro, RJ: Aerofoto Cruzeiro, mapa, color, 71 x 77 cm, escala 1:100.000, 1981.

RAJÃO, R. et al. Beyond the Panacea: a critical assesment of instruments of deforestation control. **Policy in Focus**, 29, p. 22-25, 2014.

REIS, M. G.; RIBEIRO, A.; BAESSO, R. C. E.; SOUZA, W. G.; FONSECA, S.; LOOS, R. A. Balanço hídrico e de energia para plantios de eucalipto com cobertura parcial do solo, **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 1, p. 117-126, jan.-mar., 2014.

REVISTA BEM VOCÊ. Procurando algo para fazer no próximo final semana ou feriado? Conheça Analândia. Disponível em:<
<http://www.revistabemvoce.com.br/procurando-algo-para-fazer-no-proximo-final-semana-ou-feriado-conheca-analandia-por-patricia-guimaraes/>> . Acesso em: jan 2017.

RIBEIRO, A. S.. **Modelagem chuva-vazão utilizando framework JAMS em área de afloramento do Sistema Aquífero Guarani**. Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2012, 139 p.

RIBEIRO, M. N. et al. Fogo e dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, Mato Grosso. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 1, p. 203-217, 2012.

RODRIGUES. R.R. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. **Circular Técnica IPEF**. n.189. p 1 – 18, 1999

RODRÍGUEZ, J. P. et al. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. **Ecology and Society** 11(1): 28, 2006.

RORIZ, P.A.C. **Como o novo Código Florestal (Lei nº 12.651/2012) afeta o desmatamento no município de Boca do Acre –AM**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ciências de Florestas Tropicais, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, 2013.

SAATY, T.L. **The Analytic Hierarchy Process**, New York: McGraw Hill., 1980, Pittsburgh: RWS Publications

SAE - SECRETARIA DE ASSUNTOS ESTRATÉGICOS. Impacto da revisão do código florestal: como viabilizar o grande desafio adiante? 2013. Disponível em:< <http://www.sae.gov.br/site/wp-content/uploads/Artigo-codigo-florestal.pdf>>. Acesso em: fevereiro de 2015.

SAMPAIO, D.; ROMERO, H. Fotos do texto fazendas de gado pressionam florestas e terras indígenas. Disponível em:< <http://infograficos.estadao.com.br/politica/terra-bruta/curral-clandestino>>. Acesso em: jan 2017.

SANTOS, H. G. **Proposta de atualização da segunda edição do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos** – ano 2012. Rio de Janeiro, Documentos 140, 2012.

SBPC - SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA. **O Código Florestal e a Ciência**: Contribuições para o Diálogo. Grupo de Trabalho do Código Florestal. 2. ed. rev. – São Paulo : SBPC, 2012.

SCHERR, S.J.; MCNEELY, J.A.. Biodiversity conservation and agricultural sustainability: towards a new paradigm of “ecoagriculture” landscapes. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**. 2008;363(1491):477-494. doi:10.1098/rstb.2007.2165.

SHERIDAN, J. M.; LOWRANCE, R.; BOSCH, D. D. Management effects on runoff and sediment transport in riparian forest buffers. **Transactions of the ASAE**, v. 42, n. 1, p. 55, 1999.

SILVA, F. C. A.; MENDONÇA, G. H.; LUNAS, D. A. L.. Territorialização do Agronegócio e as Novas Dinâmicas no Sudoeste e Norte de Goiás. **Espacios (Caracas)**, v. 36, p. 18, 2015.

SILVA, M. M. **Dinâmica espaço-temporal das áreas variáveis de afluição da bacia do córrego Cavalheiro**. Dissertação de mestrado (Recursos Florestais), Universidade de São Paulo, 2012, p. 142.

SIMÕES, J. W.; COELHO, A. S. R.; MELLO, H. A.; COUTO, H. T. Z. Crescimento e produção de madeira de eucalipto, **IPEF**, n.20, p.77-97, 1980.

SLEEMAN, J. C.; KENDRICK, G. A.; BOGGS, G. S.; HEGGE, B. J.. Measuring fragmentation of seagrass landscapes: which indices are most appropriate for detecting change? **Marine and Freshwater Research**, 56, 851-864, 2005.

SOARES-FILHO, B. et al. Cracking Brazil's Forest Code, **Science**, v. 344, 2014. p. 363-364.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J.. 1981. **Biometry**: the principles and practice of statistics in biological research, 2nd ed. Freeman: San Francisco. 859 pp.

SOROOSHIAN, S.; GUPTA, V. K. Model Calibration. In: SINGH, V. P. **Computer Models of Watershed Hydrology**, Water Resources Publication, 1995.

SPAROVEK, G.; BERNDT, G.; BARRETO, A. G.; KLUG, I. L. F. The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? **Environmental Science & Policy**, v. 16, p. 65–72, 2012.

SPRUILL, C.A.; WORKMAN, S.R. & TARABA, J.L. (2000). Simulation of daily and monthly stream discharge from small watersheds using the SWAT model, **Transactions of the ASBE**, Vol. 43, No. 6, pp. 1431-1349.

TERUEL, D. A.; BARBIERI, V.; FERRARO Jr., L. A.. Sugarcane leaf area index modeling under different soil water conditions, **Sci. Agric.**, Piracicaba, 54, p. 39-44, 1997.

TILMAN, J. KNOPS, D. WEDIN, P. REICH, M. RITCHIE, E. SIEMANN. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes, **Science**, 277 (1997), pp. 1300–1302.

TUSET, J.; VERICAT, D.; BATALLA, R. J. Rainfall, runoff and sediment transport in a Mediterranean mountainous catchment. **Science of The Total Environment**, v. 540, p. 114-132, 2016.

ULRICH, R. S.. Aesthetic and affective response to natural environment. **Behavior and the natural environment**. Springer US, 1983. 85-125.

VALENTE, R.A.; PETEAN, F.C.S.; VETTORAZZI, C.A. multicriteria decision analysis for prioritizing areas for Forest restoration. **CERNE**, v. 23, n. 1, p. 53-60, 2017.

VALVERDE, S. R. (Coord.). Novo código florestal: estudo comparativo entre a redação do Projeto de Lei 1.876/99 aprovado na Câmara dos Deputados e as emendas propostas pelo Senado. Viçosa: **Projeto Mudar Gerais**, 2012.

WALTER, M. T. et al. Hydrologically sensitive areas: Variable source area hydrology implications for water quality risk assessment, **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 55, n. 3, p. 277-284, 2000.

WANG, J. J., JING; Y. Y.; ZHANG, C. F., ZHAO, J. H.. Review on multi-criteria decision analysis aid in sustainable energy decision-making, **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Volume 13, Issue 9, December 2009, p. 2263-2278

WENDLAND, E.; BARRETO C. E. A.; GOMES, L. H.. Water balance in the Guarani Aquifer outcrop zone based on hydrogeologic monitoring, **J Hydrol**, v. 342, p. 261-269, 2007. doi: 10.1016/j.jhydrol.2007.05.033.

WENDLAND, E.; GOMES, L. H.; TROEGER, U.. Recharge contribution to the Guarani Aquifer System estimated from the water balance method in a representative watershed, **An. Acad. Bras. Ciênc.**, Rio de Janeiro , v. 87, n. 2, p. 595-609, 2015.

WILLAARTS, B. A.; VOLK, M.; AGUILERA, P. A.. Assessing the ecosystem services supplied by freshwater flows in Mediterranean agroecosystems. **Agricultural Water Management**, v.105, 2012, Pages 21–31.

WOLF, M.; PFENNIG, B.; KRAUSE, P.; FLÜGEL, W. A. Delineation of topographic process entities using SRTM for hydrological modeling. In: 18th World IMACS/MODSIM Congress, **Proceedings...**Caims, Australia, 2009.

WUNDER, S. Revisiting the concept of payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 117, p. 234–243, 2015.

ZAKIA, M. J. B.; FERRAZ, F. F. B.; RIGHETTO, A. M.; LIMA, W. P.. Delimitação da zona ripária em uma microbacia. **Revista Agrogeoambiental**, v. 1, n. 1, 2009, p. 51-61.

ANEXO A – Curvas Granulométricas

Figura 39. Granulometria medida em três profundidades na Fazenda São Sebastião.

Figura 40. Granulometria medida em três profundidades na Fazenda São Francisco.

Figura 41. Granulometria medida em três profundidades na Fazenda Santa Maria da Gloria.

ANEXO B – Gráfico de comparação entre a vazão observada do córrego Cavalheiro (linha vermelha) e a vazão simulada pelo modelo J2000/JAMS (linha tracejada preta).

ANEXO C – Formulário utilizado para a pesquisa com os tomadores de decisão de Analândia/SP

05/04/2017

Serviços ecossistêmicos prioritários para a microbacia do córrego Cavalheiro

Serviços ecossistêmicos prioritários para a microbacia do córrego Cavalheiro

Serviço ecossistêmico 1: Suporte para a biodiversidade - Biodiversidade significa a variação entre os organismos vivos e suas complexas interações. Portanto, quanto maior o número de espécies maior a biodiversidade. Isso exige que o ambiente seja saudável para que a vegetação e os animais consigam satisfazer suas necessidades vitais.

Serviço ecossistêmico 2: Áreas produtivas - Áreas para as atividades agrossilvopastoris da microbacia

Serviço ecossistêmico 3: Regulação do regime ecológico - Disponibilidade constante de água nos córregos da microbacia hidrográfica. Significa uma pequena variação entre as vazões no período chuvoso e no período seco

Serviço ecossistêmico 4: Beleza cênica - Fornecimento de paisagem mais atrativa para os seres humanos na bacia hidrográfica do córrego Cavalheiro

1. Público

Marcar apenas uma oval.

- ☐ Poder Público
- ☐ Setor de Turismo
- ☐ Setor produtivo (agrossilvopastoril)
- ☐ ONG
- ☐ Outro: _____

2. Idade

3. Gênero

Marcar apenas uma oval.

- ☐ Feminino
- ☐ Masculino

4. Qual paisagem é mais atrativa dentre as opções?

Marcar apenas uma oval.

- ☐ Plantio de eucalipto
- ☐ Plantação de cana de açúcar
- ☐ Floresta do tipo Cerrado

5. Quanto o suporte a biodiversidade é importante em relação às áreas produtivas?*Marcar apenas uma oval.*

- ☐ Muito mais importante
- ☐ Pouco mais importante
- ☐ Igual importância
- ☐ Pouco menos importante
- ☐ Muito menos importante

6. Quanto o suporte a biodiversidade é importante em relação à regulação do regime hidrológico?*Marcar apenas uma oval.*

- ☐ Muito mais importante
- ☐ Pouco mais importante
- ☐ Igual importância
- ☐ Pouco menos importante
- ☐ Muito menos importante

7. Quanto o suporte a biodiversidade é importante em relação à beleza cênica?*Marcar apenas uma oval.*

- ☐ Muito mais importante
- ☐ Pouco mais importante
- ☐ Igual importância
- ☐ Pouco menos importante
- ☐ Muito menos importante

8. Quanto que as áreas produtivas são importantes em relação à regulação do regime hidrológico?*Marcar apenas uma oval.*

- ☐ Muito mais importante
- ☐ Pouco mais importante
- ☐ Igual importância
- ☐ Pouco menos importante
- ☐ Muito menos importante

9. Quanto que as áreas produtivas são importantes em relação à beleza cênica?*Marcar apenas uma oval.*

- ☐ Muito mais importante
- ☐ Pouco mais importante
- ☐ Igual importância
- ☐ Pouco menos importante
- ☐ Muito menos importante

10. Quanto que a regulação do regime hidrológico é importante em relação à beleza cênica?
Marcar apenas uma oval.

- ☐ Muito mais importante
- ☐ Pouco mais importante
- ☐ Igual importância
- ☐ Pouco menos importante
- ☐ Muito menos importante

Powered by
Google Forms

ANEXO D – Fluxograma dos módulos do J2K/JAMS

Figura 42: Fluxograma do módulo de inicialização dos parâmetros do solo e hidrogeológicos do modelo J2K/JAMS

Figura 43: Fluxograma dos módulos de interceptação e ETPpot do modelo J2K/JAMS

Figura 44: Fluxograma do módulo solo-água do modelo J2K/JAMS

Figura 45: Fluxograma do módulo de águas subterrâneas do modelo J2K/JAMS