UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
CENTRO DE RECURSOS HÍDRICOS E ESTUDOS AMBIENTAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DA ENGENHARIA AMBIENTAL

ALLITA REZENDE DOS SANTOS

Avaliação da dinâmica de áreas de conservação por meio de ferramentas de suporte à decisão
na Bacia Hidrográfica da Represa do Lobo (Itirapina, SP)

São Carlos

2019

ALLITA REZENDE DOS SANTOS

Avaliação da dinâmica de áreas de conservação por meio de ferramentas de suporte à decisão
na Bacia Hidrográfica da Represa do Lobo (Itirapina, SP)

Dissertação apresentada à Escola de
Engenharia de São Carlos, da Universidade de
São Paulo, como parte dos requisitos para
obtenção do título de Mestre em Ciências –
Programa em Ciências da Engenharia
Ambiental

Orientador: Prof. Assoc. Frederico Fabio
Mauad

São Carlos

2019

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTA TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes da
EESC/USP com os dados inseridos pelo(a) autor(a).

S237a Santos, Allita Rezende dos
Avaliação da dinâmica de áreas de conservação por
meio de ferramentas de suporte à decisão na Bacia
Hidrográfica da Represa do Lobo (Itirapina, SP) /
Allita Rezende dos Santos; orientador Prof. Assoc.
Frederico Fabio Mauad. São Carlos, 2019.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação
e Área de Concentração em Ciências da Engenharia
Ambiental -- Escola de Engenharia de São Carlos da
Universidade de São Paulo, 2019.

1. Avaliação multicritérios. 2. Ponderação. 3.
Lógica difusa. I. Título.

Eduardo Graziosi Silva - CRB - 8/8907

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Engenheira **ALLITA REZENDE DOS SANTOS**.

Título da dissertação: "Avaliação da dinâmica de áreas de conservação por meio de ferramentas de suporte à decisão, na Bacia Hidrográfica da Represa do Lobo (Itirapina, SP)".

Data da defesa: 08/02/2019.

Comissão Julgadora:

Resultado:

Prof. Associado **Frederico Fabio Mauad (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Aprovado

Prof. Dr. **Leonardo Campos de Assis**
(Universidade de Uberada/UNIUBE)

Aprovado

Profa. Dra. **Francienne Gois Oliveira**
(Universidade de Uberada/UNIUBE)

Aprovado

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental:

Prof. Associado **Frederico Fabio Mauad**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:

Prof. Associado **Luis Fernando Costa Alberto**

À minha mãe Rosângela Ribeiro de Rezende.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Professor Associado Frederico Fabio Mauad pela oportunidade de ingressar na pesquisa científica por meio do mestrado, por sua orientação, ensinamentos e por ser um guia na execução desta pesquisa. Obrigada por enxergar sempre um potencial em mim. Agradeço também aos meus colegas de equipe do Núcleo de Hidrometria. Obrigada pelas companhias nos momentos difíceis e nos felizes, pelas comemorações e risadas. Agradeço à turma de 2017 que foram a Gabi, Mari, Tainá, Anjinho, o veterano Bruno, e à turma de 2018 que foram Carlos, Denise, Camila e Angélica. Também agradeço ao Miro por todas as ajudas em saídas de campo.

Dedico este trabalho à minha família que sempre esteve ao meu lado. Às minhas irmãs Nathalie e Priscila, minhas sobrinhas Camila e Mariana, e ao meu padrasto José Nicodemos que me criou sendo um papel muito importante na minha vida, um pai. Além disso, agradeço ao meu pai Antônio, que também se fez importante para o meu crescimento. Agradeço a Mel por ter me feito companhia durante tantos anos na vida. Muito obrigada por me esperarem enquanto eu ainda terminava de escrever esta dissertação, para que viajássemos à São Sebastião no final do ano. Amo vocês e todo o meu trabalho só pode ser realizado dessa maneira por meio desse apoio que esteve comigo desde os momentos mais difíceis até os mais belos.

À Marília, por ser uma pessoa que tem um coração puro, maravilhosa, companheira e que esteve junto sempre. Me apoiou em todas as decisões que vieram do meu coração. Entendeu cada passo, cada momento estudando, escrevendo e sem poder vê-la. Sua presença na minha vida foi fundamental para todo o crescimento relacionado ao autoconhecimento, aprendizado espiritual e evolução em todos os sentidos. Obrigada também pela lealdade, fidelidade e todo amor e carinho que alegra a minha vida.

À Camila, meus agradecimentos mais sinceros. Aprendi uma enorme infinidade com você. Foram questões sobre a vida, acadêmicas e científicas. Agradeço imensamente por ficar ao meu lado nos momentos de crises e ansiedades durante a preparação da dissertação, projetos, artigos e trabalhos. Ao Nick por ter sido uma vida linda enquanto eu passava os dias trabalhando em casa. Você me conquistou e me ensinou muito do amor à vida. Às pessoas que me acolheram em São Carlos como a Camila, Isa, Marina, Andressa e a Mika. Vocês foram a família que me amaram e me trouxeram um pouquinho de cada lado do Brasil.

Por último, mas a peça fundamental da minha sobrevivência nessa vida. Dedico a você minha mãe, essa dissertação, o artigo publicado, os trabalhos apresentados, cada degrau conquistado, enfim, tudo que possa te fazer sorrir. Você cuidou de mim, me manteve viva e

soube lidar com as minhas piores falhas, me ensinando o valor à vida. Por você ter chorado tanto já, dedico o resto dos meus dias a te fazer sorrir.

“Não é o mais forte ou o mais inteligente que sobrevive,
mas sim o que consegue lidar melhor com a mudança.”

Autor Anônimo

RESUMO

SANTOS, A.R. **Avaliação da dinâmica de áreas de conservação por meio de ferramentas de suporte à decisão, na Bacia Hidrográfica da Represa do Lobo (Itirapina, SP)**. 2019. 121 f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2019.

As atividades humanas geram um conjunto de impactos negativos que afetam os ecossistemas aquáticos das bacias hidrográficas em geral. Essa deterioração dos corpos d'água está relacionada também ao crescimento e à diversificação das atividades agrícolas, assim como ao aumento da urbanização. Diante do exposto, o objetivo desta pesquisa foi avaliar a integração das ferramentas de suporte à decisão, predição da cobertura do solo e análise multicritérios, na dinâmica de áreas de conservação ambiental da Bacia Hidrográfica da Represa do Lobo (Itirapina, SP). Para isso, foi realizada a classificação supervisionada de imagens de satélites para a obtenção da cobertura do solo para os anos 2008, 2013 e 2018. Por meio de modelagem obteve-se a cobertura do solo para o ano 2028. Por fim, aplicou-se a avaliação multicritérios (padronização; hierarquização e geração de pesos; e ponderação) para a elaboração de cenários contendo os níveis de conservação para os anos 2008, 2018 e 2028. Os níveis de conservação para a data atual também foram obtidos em campo por meio de aplicação de um protocolo da diversidade de habitats nas estações seca e chuvosa. Os resultados demonstraram que houveram mudanças significativas durante o período analisado, mas principalmente nas classes relacionadas às perturbações antrópicas. O padrão espacial da bacia demonstrou que a área antropizada, a pastagem e o reflorestamento são as classes dominantes. A vegetação natural foi identificada em fragmentos nas áreas de nascentes do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo, o que pode afetar de forma drástica esses corpos hídricos. Os maiores valores de conservação ambiental foram obtidos nas áreas de proteção ambiental e proteção permanente. No entanto, as áreas onde estão localizadas as nascentes do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo resultaram principalmente em valores baixos e médios de conservação ambiental. Foram obtidos valores baixos em áreas no entorno da represa, devido as atividades de turismo e lazer. Diante do exposto, a integração das metodologias se mostrou satisfatória para a avaliação da dinâmica de áreas de conservação ambiental e os respectivos resultados podem auxiliar em um planejamento estratégico para a gestão adequada voltada à sustentabilidade dos recursos naturais da região.

Palavras-chave: Avaliação multicritérios. Ponderação. Lógica difusa.

ABSTRACT

SANTOS, A.R. Dynamics evaluation of environmental conservation areas through decision support tools, in Lobo Reservoir Basin (Itirapina, SP). 2019. 121 f. Dissertation (Master's degree) – School of Engineering of São Carlos, University of São Paulo, São Carlos, 2019.

In addition to the permanent protection areas, it is necessary that the entire watershed ecosystem is balanced, however, human activities generate a set of negative impacts that affect aquatic ecosystems. This deterioration of the water bodies is also related to the growth and diversification of agricultural activities, as well as to the increase of urbanization. In view of the above, the objective of this research was to evaluate the integration of decision support tools, soil cover prediction and multicriteria analysis, in the dynamics of environmental conservation areas in Lobo Reservoir Basin (Itirapina, SP). For this, the supervised classification of satellite images allowed to obtain the soil cover for the years 2008, 2013 and 2018. The soil cover for the year 2028 was obtained by modeling. Finally, the multicriteria evaluation was applied (standardization, hierarchy and weight generation and weighting) for the elaboration of conservation levels scenarios for the years 2008, 2018 and 2028. Conservation levels for the current date were also obtained in the field by means of application of a habitat diversity protocol in dry and rainy seasons. The results showed that there were significant changes during the analyzed period, but mainly in the classes related to anthropic disturbances. The spatial pattern of the basin has shown that the anthropic area, pasture and reforestation are the dominant classes. The natural vegetation was identified in fragments in the springs of the Itaqueri and Lobo rivers, which can drastically affect these water bodies. The highest environmental conservation values were found where the environmental protection areas and riparian forest are located. However, the areas where the springs of the Itaqueri and Lobo rivers are located have mainly resulted in low and medium values. Low values were obtained in areas around the reservoir, due to tourism and recreation activities. Thus, the integration of the methodologies was satisfactory for the dynamics evaluation of environmental conservation areas and the respective results can help in a strategic planning for the proper management directed to the sustainability of the natural resources of the region.

Keywords: Multicriteria evaluation. Weighting. Fuzzy.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Principais impactos e seus pontos críticos decorrentes das atividades humanas e suas consequências nos recursos hídricos	27
Figura 2 Rede Neural de Múltiplas Camadas	34
Figura 3 Funções de associação clássica e adesão difusa.....	39
Figura 4 Função Sigmoidal utilizada pelo <i>FUZZY</i>	40
Figura 5 Função J-Shaped utilizada pelo <i>FUZZY</i>	41
Figura 6 Função Linear utilizada pelo <i>FUZZY</i>	42
Figura 7 Função definida pelo usuário para utilização no <i>FUZZY</i>	42
Figura 8 Escala de avaliação contínua.....	43
Figura 9. Área estratégica de decisão	46
Figura 10. Localização da BH da Represa do Lobo	51
Figura 11. Principais etapas metodológicas	61
Figura 12 Mapa contendo da Hidrografia e informações de elevação do terreno da BH-RL ..	68
Figura 13 Classe de solos pertencentes a BH-RL.....	70
Figura 14. Pontos de observação para aplicação do PARDH.....	79
Figura 15 Mapas de Cobertura do solo obtidos por meio de classificação supervisionada para os anos 2008, 2013 e 2018	83
Figura 16 Mudanças líquidas identificadas na BH-RL durante os períodos estudados	85
Figura 17 Transições de cobertura do solo na BH-RL para os períodos entre 2008 e 2013, e 2013 e 2018	87
Figura 18 Comparação dos mapas de cobertura do solo obtidos por meio de classificação supervisionada e modelagem da cobertura do solo (LCM) para o ano 2018	90
Figura 19 Cobertura do solo obtida por meio modelagem da cobertura do solo (LCM) para o ano 2028	92
Figura 20 Padrão espacial das classes da cobertura do solo da BH-RL	93
Figura 21 Fatores contínuos que foram padronizados para utilização na MCE.....	94
Figura 22 Fatores categóricos que foram padronizados para utilização na MCE	95
Figura 23 Mapas dos cenários de conservação ambiental obtidos por meio de MCE dos anos de 2008, 2018 e 2028 para a BH-RL.....	97
Figura 24 Histogramas de frequência para os cenários de conservação dos anos 2008, 2018 e 2028	99

Figura 25 Mapa dos níveis de conservação (2018) obtido por meio de MCE junto à sobreposição da represa, corpos hídricos e pontos de aplicação do PARDH (estação seca).....	109
Figura 26 Gráfico de dispersão dos valores de níveis de conservação observação e modelados	110

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Exemplo de uma matriz de comparação pareada para avaliar a importância comparativa de quatro critérios	44
Tabela 2 Tabela de Índice Randômico	44
Tabela 3 Detalhes das imagens usadas para a área de estudo	62
Tabela 4 Variáveis utilizadas na modelagem da cobertura do solo, características e explicação adotada.....	65
Tabela 5 Características e tipos de dados dos critérios adotados na MCE.....	67
Tabela 6 Classes de solo encontrados na BH-RL, descrição e valores de adequabilidade	71
Tabela 7 Classes de cobertura do solo (BH-RL), descrição e valor de importância	73
Tabela 8 Pontos de observação para aplicação do PARDH	80
Tabela 9 Indivíduos que estiveram presentes nas aplicações do PARDH	80
Tabela 10 Valores identificados para as mudanças líquidas ocorridas nas classes de cobertura do solo da BH-RL, para os períodos entre os anos de 2008 a 2013, e de 2013 a 2018.....	86
Tabela 11 Valores das transições de cobertura do solo na BH-RL para os períodos entre 2008 e 2013, e 2013 e 2018.....	88
Tabela 12 Valores de V de Crammer mínimos e gerais para as variáveis explicativas adotadas na calibração do potencial de transição	89
Tabela 13 Comparação entre os valores observados e modelados de área e percentual em relação ao total da BH-RL, das classes de cobertura do solo de 2018.....	91
Tabela 14 Comparação pareada dos fatores utilizados na MCE e respectivos pesos gerados pelo AHP	96
Tabela 15 Valores para média, desvio padrão, mínimo, máximo e número de <i>pixels</i> analisados para os cenários de conservação ambiental dos anos 2008, 2018 e 2028	100
Tabela 16 Resultados da aplicação PARDH para o período chuvoso	101
Tabela 17 Resultados da aplicação PARDH para o período seco	102
Tabela 18 Pontos de aplicação do PARDH, descrição e respectivas fotos do local de observação	104
Tabela 19 Comparação entre os valores de níveis de conservação para os tipos de variáveis observada e modelada.....	108

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

SIG	Sistema de Informações Geográficas
SP	São Paulo
PARDH	Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitat
EUA	Estados Unidos da América
EUPS	Equação Universal de Perda de Solo
LS	Fator Topográfico
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
SR	Sensoriamento Remoto
LCM	Land Change Modeler
MC	Cadeias Markovianas
LR	Regressão Logística
ANN	Redes Neurais Artificiais
CA	Cellular Automaton
CLUE	Modelo de Conversão do Uso da Terra e Seus Efeitos
RN	Rede Neural
MLP	Multi-layer Perceptron
RL	Regressão Logística
SimWeight	Similarity-Weighted Instance-based Machine Learning
BP	Propagação Reversa
KIA	Índice Kappa de Concordância
ZFPP	Plano de Preservação das Florestas Zagros
CA-MC	Cadeia Autômato-Markov Celular
MLP-MC	Cadeia Perceptron-Markov Multicamada
MCE	Multi-criteria Evaluation
MOE	Multi-objective Evaluation
SAS	Simple Additive Scoring
MAVT	Multiattribute Value Technique
MAUT	Multiattribute Utility Technique
AHP	Analytical Hierarchy Process
OWA	Ordered Weighted Average
WLC	Weighted Linear Combination
CB	Cobertura do Solo

D	Declividade
DC	Distâncias da cidade
TS	Tipos de Solo
CR	Consistency Ratio
IC	Índice de Consistência
IR	Índice Randômico
HRPI	Índice de Prioridade de Restauração Hidromorfológica
LPS	Logic Scoring of Preference
BH	Bacia Hidrográfica
RL	Represa do Lobo
UGRH	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
TJ	Tietê/Jacaré
LV	Latossolo Vermelho
LVA	Latossolo Vermelho-Amarelo
LVdf	Latossolo Vermelho Distroférrico
PVA	Argissolo Vermelho-Amarelo
NV	Nitossolo
RQ	Neossolo Quartzarênico
RL	Neossolo Litólico
G	Gleissolo
APP	Área de Proteção Permanente
APA	Área de Proteção Ambiental
UC	Unidade de Conservação
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
NASA	National Aeronautics and Space Administration
USGS	United States Geological Survey
TM	Thematic Mapper
OLI	Operational Land Imager
DOS	Dark Object Subtraction
ND	Números Digitais
UTM	Universal Transversa de Mercator
MDE	Modelo Digital de Elevação
ASTER	Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer
RNA	Redes Neurais Artificiais

SBCS	Sistema Brasileiro de Classificação de Solos
H	Horizonte
RLS	Regressão Linear Simples

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	23
2	OBJETIVO	24
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	25
3.1	A CONSERVAÇÃO AMBIENTAL DE BACIAS HIDROGRÁFICAS.....	25
3.1.1	AVALIAÇÃO ECOLÓGICA DA DIVERSIDADE DE HABITATS	27
3.1.2	ESTUDOS DE CASO NA BACIA HIDROGRÁFICA DA REPRESA DO LOBO 30	
3.2	ANÁLISE TEMPORAL DA COBERTURA DO SOLO.....	31
3.2.1	ANÁLISE DA MUDANÇA	32
3.2.2	MODELAGEM E CALIBRAÇÃO DO POTENCIAL DE TRANSIÇÃO	33
3.2.3	PREDIÇÃO DA MUDANÇA	35
3.2.4	ESTUDOS DE CASO	36
3.3	AVALIAÇÃO MULTICRITÉRIOS	37
3.3.1	PADRONIZAÇÃO DE ESCALA	38
3.3.2	HIERARQUIZAÇÃO DOS FATORES	43
3.3.3	PONDERAÇÃO DOS FATORES	45
3.3.4	ESTUDOS DE CASO	46
3.4	CIÊNCIA DOS DADOS E O MODELO LINEAR DE PRIMEIRO GRAU.....	48
3.5	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	49
4	ÁREA DE ESTUDO	51
4.1	HIDROGRAFIA	52
4.2	GEOLOGIA	52
4.3	GEOMORFOLOGIA.....	53
4.4	PEDOLOGIA.....	54
4.5	CLIMA.....	57
4.6	USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	58
4.7	CONSERVAÇÃO AMBIENTAL	59
5	MATERIAL E MÉTODOS	61
5.1	AVALIAÇÃO DA DINÂMICA DE ÁREAS DE CONSERVAÇÃO.....	61
5.1.1	Análise da mudança da cobertura do solo	61
5.1.1.1	<i>Elaboração dos mapas de cobertura do solo</i>	62

5.1.1.2	<i>Calibração do potencial de transição</i>	64
5.1.1.3	<i>Predição da mudança e validação</i>	66
5.1.2	Elaboração de cenários por avaliação multicritérios	67
5.1.2.1	<i>Padronização dos valores dos critérios</i>	69
5.1.2.2	<i>Hierarquização dos valores dos critérios</i>	75
5.1.2.3	<i>Ponderação da relevância dos critérios</i>	75
5.2	AVALIAÇÃO ECOLÓGICA DA DIVERSIDADE DE HABITATS	75
5.3	COMPARAÇÃO ENTRE OS CENÁRIOS DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL	81
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	82
6.1	AVALIAÇÃO DA DINÂMICA DE ÁREAS DE CONSERVAÇÃO	82
6.1.1	Mudança da cobertura do solo	82
6.1.1.1	<i>Mapas de cobertura do solo obtidos por classificação supervisionada</i>	82
6.1.1.2	<i>Análise da mudança</i>	85
6.1.1.3	<i>Calibração do potencial de transição</i>	88
6.1.1.4	<i>Predição da mudança e validação</i>	90
6.1.2	Conservação ambiental por meio de avaliação multicritérios	93
6.1.2.1	<i>Critérios de avaliação da conservação ambiental da BH-RL</i>	93
6.1.2.2	<i>Hierarquização dos valores dos critérios</i>	96
6.1.2.3	<i>Cenários de conservação ambiental da BH-RL</i>	97
6.2	AVALIAÇÃO ECOLÓGICA DA DIVERSIDADE DE HABITATS	100
6.3	COMPARAÇÃO ENTRE OS CENÁRIOS DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL	107
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	111
8	SUGESTÕES PARA ESTUDOS FUTUROS	114
	REFERÊNCIAS	115
	ANEXO A – PRODUÇÃO BIBLIOGRÁFICA	121

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural não renovável e de valor econômico. Manter a sua disponibilidade em padrões de qualidade adequados aos usos da atual e das futuras gerações, requer a gestão dos recursos hídricos voltada às diversidades físicas, bióticas, demográficas, econômicas, sociais e culturais de uma população (BRASIL, 1997). No entanto, a disponibilidade da água sofre com o uso dos recursos naturais, que aumenta proporcionalmente ao crescimento da população de cada país (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2016).

O Brasil é um país extenso e com grande potencial para o desenvolvimento de atividades agroindustriais, possui solos relativamente férteis, clima favorável e riqueza natural (CALIJURI et al., 2015). Esse potencial, em países com fiscalização e aplicação de legislações ambientais incoerentes, pode ser entendido como a abertura de áreas de conservação sem a devida gestão ambiental. Desse modo, o equilíbrio entre os setores ecológicos e socioeconômicos deve ser aplicado visando a não extenuação do patrimônio natural e o gerenciamento ambiental voltado para a sustentabilidade.

O gerenciamento sustentável dos recursos naturais deve ser realizado em bacias hidrográficas. Cada unidade possui características particulares quanto a ordem física, ecológica, hidro-climática e econômica. Nesse sentido, os estudos ambientais devem englobar outros fatores além das características biogeofísicas de um sistema (TUNDISI, 2014). Esses estudos devem considerar as influências das alterações ambientais provenientes de atividades humanas na qualidade dos ambientes aquáticos (MISHRA; RAI, 2016).

As alterações ambientais ocorridas no processo de antropização em uma região modifica áreas de conservação e atribui características aos usos e ocupações do solo, que promovem dentre outros impactos, a erosão do solo (CALIJURI et al., 2015). O carreamento das partículas erodidas pela ação da chuva, acaba por depositá-las nos corpos hídricos causando o assoreamento, comprometendo a qualidade e a disponibilidade da água e reduzindo o volume útil dos rios, lagos e reservatórios (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2016). E, além de afetar de forma drástica os ambientes aquáticos, os setores socioambientais e econômicos, também são prejudicados com a inviabilização dos serviços ecossistêmicos fornecidos pela natureza (CHEN et al., 2018).

Diante das informações anteriores, o estudo da mudança do uso da terra e a sua predição com base em regressão logística ou redes neurais estabelece relações entre amplas variáveis explicativas e de previsão, além de obter mudanças observadas na cobertura do solo por modelos de transição (MISHRA; RAI, 2016). Portanto, é importante a utilização da modelagem de cenários

futuros, por exemplo, da cobertura do solo e de áreas de conservação, aliados às análises espaciais que utilizam os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) como ferramentas de auxílio às tomadas de decisões no gerenciamento dos recursos naturais (CALIJURI et al., 2015).

Diante do exposto, justifica-se a necessidade de avaliar a dinâmica de áreas de conservação ambiental em uma bacia hidrográfica (CHEN et al., 2018; LI; FANG, 2016), influenciada sob um cenário futuro de uso e ocupação do solo (MISHRA; RAI, 2016; WU; GE; DAI, 2017). Por meio de análise espacial é possível prognosticar as condições da bacia em questão, possibilitando a clara visualização das adequações necessárias para garantir a disponibilidade de água com qualidade para manutenção dos serviços ecossistêmicos.

2 OBJETIVO

Avaliar a integração das ferramentas de suporte à decisão, predição da cobertura do solo e análise multicritério, na dinâmica de áreas de conservação ambiental da Bacia Hidrográfica da Represa do Lobo (Itirapina, SP, Brasil).

De um modo mais específico, este estudo se desenvolveu com o intuito de:

I. Elaborar o mapa da predição da cobertura do solo para o ano de 2028, a partir da mudança ocorrida entre os mapas da cobertura do solo dos anos de 2008 e 2018.

II. Aplicar o método de avaliação multicritérios para identificar os níveis de conservação ambiental para os anos 2008, 2018 e 2028.

III. Identificar o nível de conservação ambiental dos trechos dos rios da Bacia Hidrográfica da Represa do Lobo (Itirapina, SP, Brasil), a partir de avaliação da diversidade de habitats, e comparar com o cenário de conservação ambiental criado para o ano de 2018, por meio de análise estatística.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Os padrões de paisagem e os processos ecológicos de diferentes regiões possuem intensa heterogeneidade espacial. O planejamento estratégico dos recursos hídricos, a vegetação, o solo e a topografia têm diversidades significativas que necessitam de investigação adicional em escalas regionais ou de bacias hidrográficas (CHEN et al., 2018). Dessa forma, fundamenta-se a conservação ambiental de bacias hidrográficas, análise temporal da cobertura do solo e a avaliação multicritérios para cenários de conservação ambiental.

3.1 A CONSERVAÇÃO AMBIENTAL DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

A bacia hidrográfica é considerada como unidade territorial de gerenciamento dos recursos hídricos (BRASIL, 1997). Delimita topograficamente um sistema de fluxo hidrológico utilizado como unidade físico-biológica, socioeconômica e sócio-política para planejamento e implementação de atividades de manejo dos recursos naturais (REDDY; SAHARAWAT; GEORGE, 2017). A sua caracterização ambiental, segundo Calijuri e Cunha (2013), reflete na integração de informações de ordem física, ecológica, comportamento hidrológico e socioeconômico.

O desenvolvimento socioeconômico em uma bacia hidrográfica acaba por afetar o seu ecossistema e o comportamento hidrológico (HEIDARLOU et al., 2019). Isso acontece, porque as alterações antrópicas induzidas no meio ambiente, principalmente o desmatamento, tem como principal consequência a perda de solo. A perda de solo aliada à precipitação e ao escoamento superficial são fatores de maior relevância para a entrada de material nos corpos hídricos (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2016). Além disso, a elevação do terreno, os tipos de solo, o uso e ocupação do solo possuem características que potencializam todo processo de sedimentação, que é entendido como erosão, transporte, disposição e deposição das partículas do solo (desagregadas) no fundo dos rios, lagos, reservatórios, várzeas, entre outros (CHEN et al., 2018; DILE et al., 2016; SHRESTHA; WANG, 2018).

No estudo de Chen et al. (2018), as mudanças em terras agrícolas, florestas e o aumento da área urbana, dentre outras, afetaram o rendimento (aspectos quantitativos) de sedimentos e consequentemente a disponibilidade da água. Em muitos casos, alterações antrópicas e as suas mudanças nos ambientes naturais e degradados, influenciam em uma taxa de rendimento de sedimentos maior do que a formação do solo da região, podendo refletir na sua extenuação e causar impactos no ecossistema como um todo (SHRESTHA; WANG, 2018). Isso, demonstra

a extrema necessidade de disciplinar as alterações antrópicas em uma bacia hidrográfica, o uso dos recursos naturais junto ao aumento de ações relacionadas à manutenção dos mananciais e do ecossistema local (LI; FANG, 2016; MOZUMDER; TRIPATHI, 2014).

Diante das informações anteriores, destaca-se que a manutenção dos mananciais e do ecossistema em uma bacia hidrográfica depende dos impactos que os afetam de forma negativa (CHEN et al., 2018). Para isso, o mapeamento de mudanças na cobertura do solo é essencial para estabelecer planos de conservação, legislação e gestão sistemática para melhor utilizar os recursos naturais, identificar áreas prioritárias, regiões sob estresse ambiental e avaliar o desenvolvimento regional (HEIDARLOU et al., 2019). Dessa forma os impactos negativos provenientes das atividades antrópicas podem ser entendidos e administrados para a sustentabilidade dos recursos naturais (SANTOS et al., 2019).

As formas em que a natureza contribui para o bem-estar humano são diversas, e a utilização dos recursos naturais, que seja de forma conservadora, ainda resultará em potenciais impactos negativos no meio ambiente (MACE, 2014). A Figura 1 apresenta os principais impactos e seus pontos críticos decorrentes das atividades humanas e suas consequências nos recursos hídricos. Isso acontece por meio de um conjunto de interrelações e consequências que não só afetam os ecossistemas aquáticos e seus componentes, mas também a economia regional, a saúde humana, a disponibilidade hídrica e a perda de serviços ecossistêmicos (TUNDISI, 2014).

Como pode ser visto na Figura 1, o uso do solo, a agricultura, a urbanização e a indústria estão lado a lado com o desmatamento e as fontes de poluição pontuais e não pontuais (CALIJURI et al., 2015). Essas, são características relacionadas as alterações ambientais provenientes de atividade humanas, e acabam por gerar uma série de outros impactos interligados (Figura 1) afetando diversas áreas como a socioeconômica, o meio ambiente, a saúde humana, dentre outros. Diante disso, pesquisadores das áreas ambientais afirmam que o nível de conservação ambiental junto ao uso e a ocupação do solo na bacia hidrográfica influenciam direta e indiretamente no processo de degradação dos sistemas ecológicos (HEIDARLOU et al., 2019; MISHRA et al., 2018; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2016).

Figura 1. Principais impactos e seus pontos críticos decorrentes das atividades humanas e suas consequências nos recursos hídricos

Fonte: adaptado de Tundisi (2014)

As pesquisas relacionadas à conservação ambiental e degradação dos sistemas ecológicos vem sendo desenvolvidas de várias maneiras. Alguns artigos abordam características avaliadas *in loco* (SANCHEZ, 2012), outras por meio de análises espaciais (CALIJURI et al., 2015; SANTOS et al., 2019). O importante é que de alguma forma hajam estudos relacionados ao meio ambiente e avaliações da diversidade ecológica e da integridade de habitats (CHAGAS et al., 2017).

3.1.1 AVALIAÇÃO ECOLÓGICA DA DIVERSIDADE DE HABITATS

As ferramentas de avaliação ecológica da diversidade de habitats servem para a identificação do nível de conservação dos trechos em uma bacia hidrográfica, onde são considerados os parâmetros de caracterização dos habitats e da ocupação humana, visando uma melhor interpretação das condições ecológicas locais (BENTOS et al., 2018; CALLISTO et al., 2002). Essa interpretação das condições ecológicas e da estrutura de funcionamento do sistema local, deve-se ao real comprometimento com a qualidade da água que além de possuir um valor

ambiental, demanda investimentos em seu tratamento, de modo a ser utilizada no consumo e na irrigação (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; RODRIGUES, 2003). Para isso, os conceitos referentes à conservação ambiental são fundamentados.

O conceito de conservação ambiental com o desenvolvimento das bases científicas passou a visar além das características naturais, as alterações antrópicas em concomitante a complexidade existente nos ecossistemas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2016). Por isso, medir o sucesso da conservação é difícil quando a natureza e as pessoas são consideradas de forma integral. A princípio, as áreas que não foram ocupadas ou alteradas pelos humanos estão conservadas, visto os níveis de degradação relacionados aos impactos negativos naturais e, indiretamente promovidos por alterações relativamente próximas (MACE, 2014). Embora a maioria das funções do ecossistema sejam reforçadas com uma diversidade mais ecológica e de espécies, suprimentos alimentares ou água de boa qualidade para o abastecimento das populações humanas vieram das alterações realizadas desse sistema natural (CALIJURI; CUNHA, 2013; MISHRA et al., 2018).

O ecossistema deve produzir entropia e desordem, no entanto, a energia que flui no sistema pode ser capaz de cobrir a falta dessa desordem, resultando em maior informação, visto que quanto mais complexo, maior será a diversidade e os serviços ecossistêmicos oferecidos (TUNDISI; MATSUMURA TUNDISI; PERIOTTO, 2012). A sinergia entre os extremos hidrológicos, por exemplo, e os usos excessivos do solo, com a diminuição das coberturas vegetais e consequente remoção de áreas alagadas resultaram em impactos negativos de diferentes escalas no decorrer do desenvolvimento humano (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013).

Uma forma prática de avaliar os conceitos expostos é por meio do Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats (PARDH) que foi ajustado às condições de ecossistemas lóticos existentes em regiões brasileiras por Callisto et al. (2002). O protocolo é utilizado basicamente para a verificação de características de qualidade ambiental e da integridade de habitats aquáticos nos trechos de corpos hídricos (CHAGAS et al., 2017; OLIVEIRA; NUNES, 2015). O PARDH foi adaptado a partir das propostas da Agência de Proteção Ambiental de Ohio (EUA) (EPA, 1987), e de Hannaford, Barbour e Resh (1997).

A adaptação do PARDH compreende-se em dois quadros contendo um questionário cada um. O primeiro quadro possui parâmetros de observação voltados às características ambientais, nos quais são verificados: o tipo de ocupação da margem; a erosão nas margens e assoreamento do leito; as alterações antrópicas; a cobertura vegetal no leito; o odor da água; a oleosidade da água; a transparência da água; o odor do sedimento do fundo; a oleosidade do

sedimento e o tipo de fundo. O segundo quadro contém parâmetros de observação voltados à integridade dos habitats aquáticos, no quais são verificados: tipos de fundo dos rios; extensão e frequência de rápidos; tipos de substrato; deposição de lama e sedimentos; alterações no canal do rio; características do fluxo da água; presença e extensão de mata ciliar; estabilidade das margens e; presença de plantas.

O PARDH é utilizado com uma amplitude no quesito criatividade e pode ser agregado à diversas metodologias existentes. Um exemplo disso, é o estudo realizado por Chagas et al. (2017), que teve o objetivo de utilizar uma estrutura de comunidades de macroinvertebrados como indicador de qualidade ambiental em dois rios localizados em Erechim (RS). Os autores ainda utilizaram o PARDH para a avaliação das condições ambientais. Os resultados demonstraram que os dois rios apresentaram trechos com alteração antrópica nas margens e os ambientes mais alterados foram associados com a maior abundância do grupo trófico coletor-catador. Além disso, os autores concluíram que integrar o PARDH com análises da comunidade bentônica pode ser um método eficiente para obtenção de parâmetros mais completos da qualidade da água e da degradação dos sistemas aquáticos.

Um outro estudo realizado por Cordeiro et al. (2016), avaliou a integridade ecológica de riachos em região de Cerrado (Brasil), no qual, foram selecionados pontos de coleta considerando o nível de influência antrópica ao qual estão submetidos. Os autores também analisaram parâmetros físicos e químicos da água, o uso da paisagem e a comunidade de macroinvertebrados bentônicos. De acordo com os resultados, os pontos com presença de efluentes domésticos apresentaram valores mais elevados de condutividade elétrica, turbidez, maior abundância de larvas de *Chironomus* e menor riqueza de táxons, mostrando elevado impacto em função das atividades antrópicas. Os autores concluíram que a aplicação do PARDH com a composição da comunidade bentônica e as variáveis físicas e químicas da água foi suficiente na identificação das alterações na integridade ecológica causadas pela influência antrópica na bacia hidrográfica em questão.

Por fim, Rodrigues et al. (2012), adaptaram o PARDH para avaliar as condições ambientais do rio Gualaxo do Norte (MG). Os autores aplicaram o protocolo em 31 trechos ao longo do rio e, posteriormente, avaliaram a aplicabilidade/viabilidade do instrumento adaptado utilizando-se informações científicas sobre o histórico e o atual uso e ocupação do solo da bacia. Os resultados demonstraram que o PARDH adaptado foi eficiente na avaliação das condições ambientais do rio sob investigação. Contudo, os autores evidenciaram a necessidade de aplicações em períodos diferentes durante o ano, de forma a representar a sazonalidade da região. Foi concluído que a construção/adaptação de protocolos deve ser um processo contínuo

de ajustes e aprimoramentos para que o seu emprego possa cobrir uma gama diversificada de tipologias fluviais, bacias hidrográficas e ecorregiões.

3.1.2 ESTUDOS DE CASO NA BACIA HIDROGRÁFICA DA REPRESA DO LOBO

Existem muitas pesquisas realizadas na Bacia Hidrográfica da Represa do Lobo desde a implantação do Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais e o Programa de Pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental na década de 70. A seguir estão apresentados alguns dos estudos realizados.

Michette (2015), avaliou a erosão pluvial laminar utilizando modelos físico-matemáticos, baseados na Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), na bacia hidrográfica da Represa do Lobo. Nesse estudo, buscou-se aplicar a EUPS considerando dois métodos distintos de cálculo do fator topográfico. A autora compilou dados de pedologia, geologia, dados pluviométricos, cálculo do fator LS e usos, manejo e práticas conservacionistas obtidas do mosaico de imagem de satélite. A partir dos mapas temáticos e dos fatores da EUPS foi gerado um mapa de perda de solo e seus índices de risco de erosão derivados. O diagnóstico realizado pela Michette (2015), da perda de solo por unidade de área por tempo permitiu identificar as áreas mais suscetíveis aos processos erosivos. Os resultados demonstraram que a bacia hidrográfica da Represa do Lobo apresenta suscetibilidade predominantemente baixa em 90,36% e 42,82% da área, respectivamente para os dois métodos, com perda de solo tolerável e expectativa de erosão predominantemente ausente, ou seja, o uso e manejo do solo atual estão provocando erosão abaixo do limite de tolerância. A autora ainda mencionou que as taxas de perda de solo por erosão variaram de 0 a 200 t.ha⁻¹.ano⁻¹ conforme o método de cálculo do fator LS. Michette (2015) destacou que a incidência de feições erosivas e erosões lineares estão relacionadas com as áreas identificadas com maior suscetibilidade aos processos erosivos.

No estudo de Junior (2013), foi realizado um diagnóstico da produção de sedimentos e de seu transporte na Bacia Hidrográfica da Represa do Lobo. O autor realizou o monitoramento da qualidade da água, a quantificação da carga sólida em suspensão e a determinação da granulometria do material de leito em seções de amostragem localizadas nos principais tributários do reservatório. Além disso, Junior (2013) utilizou o simulador hidrossedimentológico SWAT para estimar a produção de sedimentos na bacia. A simulação demonstrou que na bacia existem áreas com diferentes comportamentos hidrossedimentológicos, com locais onde a produção anual média de sedimentos chega a 18 t/ha e outras áreas onde é próxima de zero. O autor constatou que o rio Itaqueri contribuiu com

65% do total anual médio de sedimentos que chega na represa, sendo neste rio também observados os maiores valores de carga sólida em suspensão. Foi mencionado que na parte alta da bacia foi configurada uma área de maior aporte de sedimentos na rede de drenagem, sendo os reflexos desta dinâmica observados na qualidade da água destes locais, enquanto nas áreas de médio e baixo curso evidenciou-se a predominância de processos deposicionais. Junior (2013), verificou que as análises de parâmetros de qualidade da água e de caracterização do sedimento permitiram complementar os resultados obtidos pelo SWAT, fornecendo subsídios para uma melhor compreensão da dinâmica sedimentológica da bacia.

Em um terceiro estudo, foram avaliadas as relações dos impactos antrópicos com os diferentes usos e ocupações da Bacia Hidrográfica da Represa do Lobo na dinâmica ecológica dos ecossistemas aquáticos lóticos e lênticos (SANCHEZ, 2012). O autor utilizou a caracterização limnológica dos corpos hídricos e o reconhecimento dos potenciais impactos existentes, para posterior aplicação de uma análise de risco ecológico. Para isso, o autor realizou coletas em períodos chuvosos, secos e intermediários, incluindo variáveis bióticas e abióticas. Um dos principais resultados obtidos por Sanchez (2012), no diagnóstico ambiental indicou que as alterações registradas se relacionam com os usos antrópicos, incluindo a emissão de efluentes domésticos e as fontes difusas associadas ao aporte de sedimentos e agroquímicos utilizados na região. O autor destacou que os impactos negativos que afetam a bacia são relevantes, necessitando de medidas emergenciais de recuperação e manejo integrado dos ecossistemas terrestres e aquáticos, promovendo a minimização dos efeitos e recuperação das funções ambientais ou serviços ecossistêmicos em curto, médio e longo prazo.

3.2 ANÁLISE TEMPORAL DA COBERTURA DO SOLO

Monitorar, analisar e quantificar as mudanças na cobertura do solo, requer uma grande quantidade de dados, e as tecnologias de sensoriamento remoto (SR) são vantagens nesse quesito (MISHRA; RAI, 2016). Os modelos espacialmente explícitos de simulação das alterações da cobertura do solo são aplicados com o objetivo de avaliar cenários futuros (WU; GE; DAI, 2017). Nesse sentido, o *Land Change Modeler* (LCM) é um ambiente integrado e orientado ao problema da conversão de terras com alterações aceleradas e análises de conservação (CHEN et al., 2018), predição, avaliação da mudança do *habitat*, da biodiversidade, de impactos negativos e planejamento de intervenções ambientais (EASTMAN, 2012).

Nos últimos anos, vários tipos de modelos de predição da cobertura do solo foram desenvolvidos de forma otimizada, como as cadeias Markovianas (MC) (AL-SHARIF; PRADHAN, 2014; MISHRA; RAI, 2016), modelo de Regressão Logística (LR) (ALSHARIF; PRADHAN, 2014), Redes Neurais Artificiais (ANN) (MOZUMDER; TRIPATHI, 2014), *Cellular Automaton* (CA) (MITSOVA; SHUSTER; WANG, 2011), *SLEUTH* baseado em autômatos celulares modificados e Modelo de Conversão do Uso da Terra e seus Efeitos (CLUE) (VERBURG et al., 2002).

A proposta fundamenta-se em uma aplicação vertical, ou seja, específica à análises de mudanças passadas na cobertura do solo de grandes áreas, como ferramentas de avaliação, previsão e suas implicações (MISHRA; RAI, 2016). A influência de fatores locais pode ser modelada com uma função de declínio, na medida em que a mudança observada diminui (EASTMAN, 2012). Esse efeito também decresce ao usar variáveis distribuídas espacialmente (OÑATE-VALDIVIESO; SENDRA, 2010), tais como o tipo de solo, a declividade e a elevação (CHEN et al., 2018), cujas influências são dadas por sua localização geográfica (WU; GE; DAI, 2017).

A previsão da mudança da cobertura do solo no LCM é um processo empiricamente, ajustado de forma gradual e, baseando-se na ocorrência histórica entre os tempos escolhidos projeta os cenários futuros, basicamente em três passos (EASTMAN, 2012; HEIDARLOU et al., 2019; MAS et al., 2014):

- i) Análise das mudanças;
- ii) modelagem e calibração do potencial de transição;
- iii) predição da mudança e validação.

Os principais dados de entrada do LCM consistem em dois mapas da cobertura do solo, para datas distintas (inicial e final) (CHEN et al., 2018). Além disso, o modelo possui opções de inserir outros dois mapas nessa fase inicial, que são informações de elevação do terreno e as estradas que integram a área de estudo (EASTMAN, 2012; HEIDARLOU et al., 2019). A partir disso, pode-se iniciar o processo de Análise de Mudança.

3.2.1 ANÁLISE DA MUDANÇA

Na primeira etapa da modelagem, a mudança é avaliada entre os dois mapas de cobertura do solo e são identificadas as transições de um estado de cobertura territorial para outro. Segundo Eastman (2012), é provável que, com muitas classes de cobertura da terra, a combinação potencial de transições possa ser muito grande. O autor ainda menciona que o

importante é identificar as transições dominantes que podem ser agrupadas e modeladas, denominadas submodelos. Cada grupo ou submodelo de transições pode ser modelado separadamente, mas, no final, cada submodelo será combinado com todos os submodelos no processo final de previsão de mudanças (CHEN et al., 2018; EASTMAN, 2012; HEIDARLOU et al., 2019).

3.2.2 MODELAGEM E CALIBRAÇÃO DO POTENCIAL DE TRANSIÇÃO

A modelagem e calibração do potencial de transição do LCM é uma das etapas mais importantes e, por isso, exige uma análise dos padrões ocorridos na mudança da área durante o período de observação (EASTMAN, 2012). Nesse sentido, as ferramentas intermediárias de análise da mudança do LCM são exploradas permitindo identificar as tendências nos ganhos e perdas, mudanças líquidas, persistências e transições específicas, com a elaboração de mapas e gráficos (HEIDARLOU et al., 2019). Isso é exigido para que ocorram escolhas adequadas em relação as variáveis que “explicam” a transição ocorrida nas mudanças.

As variáveis explicativas são utilizadas para modelar o processo de mudança histórica em conjunto com os potenciais de transição identificados na análise da mudança. Por exemplo, se na modelagem houver um potencial para o desmatamento devido à agricultura, as variáveis podem considerar o declive do terreno, proximidade de estradas ou proximidade às áreas anteriormente desmatadas (EASTMAN, 2012; MAS et al., 2014). Além disso, a associação entre cada variável e a distribuição das classes de cobertura do solo que passaram por transição dominantes, é verificada quanto ao seu poder explicativo por meio do coeficiente V de Cramer (HEIDARLOU et al., 2019; MAS et al., 2014; MISHRA et al., 2018). O coeficiente V de Cramer (CRAMÉR, 2016) é calculado pela Equação (1).

$$V = \sqrt{\frac{\frac{x^2}{n}}{\min(k-1, r-1)}} \quad (1)$$

Onde, X^2 representa a estatística qui-quadrada; n mostra o número de amostras; k e L denotam o número de linhas e colunas na tabela de contingência, respectivamente. O valor desse coeficiente é entre zero e um, sendo que acima de 0,15 é indicado para uma variável útil e acima de 0,4 representa o alto potencial da variável independente para descrever a variável dependente (mudanças ocorridas) (EASTMAN, 2012; HEIDARLOU et al., 2019).

A partir do momento em que as transições foram calibradas e as variáveis explicativas identificadas, o potencial de transição pode ser modelado de três maneiras. A maneira mais indicada para avaliações ambientais de mudança no habitat é a Rede Neural (RN) de múltiplas camadas (*Multi-layer Perceptron* - MLP) (EASTMAN, 2012; MISHRA; RAI, 2016), as outras são a Regressão Logística (RL) e a *Similarity-Weighted Instance-based Machine Learning* (*SimWeight*) (MISHRA; RAI, 2016). Enquanto a MLP pode modelar transições múltiplas entre relações complexas e não-lineares (HEIDARLOU et al., 2019), a RL e a *SimWeight* podem rodar apenas uma transição por submodelo (EASTMAN, 2012; MAS et al., 2014), o que dificulta o processo de modelagem do LCM.

A Rede Neural pode ser concebida como uma função matemática complexa que converte dados de entrada em uma saída desejada. Segundo Eastman (2012), o MLP utilizado no algoritmo de aprendizagem de propagação reversa (BP) é um dos modelos de redes neurais mais utilizados. Na Figura 2, cada camada contém “neurônios” e é conectada por linhas que indicam pesos de conexão desiguais. A função dos “neurônios” da camada oculta é, para dar uma analogia, equivalente as linhas que podem discriminar pontos em um espaço de feições em vários grupos.

Figura 2 Rede Neural de Múltiplas Camadas

Fonte: adaptado de Eastman (2012)

Segundo Eastman (2012), as amostras são extraídas dos dois mapas de cobertura do solo das áreas que sofreram as transições que estão sendo modeladas, bem como as áreas que foram elegíveis para alteração, mas não o fizeram. As amostras são divididas, sendo que metade é utilizada para o treinamento e a outra metade para o teste. Durante o treinamento, cada amostra é alimentada na camada de entrada e o neurônio receptor soma os sinais ponderados de todos

os neurônios aos quais está conectado na camada anterior. A entrada que um único neurônio recebe é ponderada de acordo com a Equação (2) demonstrada por Eastman (2012):

$$Net_j = \sum_{i=1}^m W_{ij} O_i \quad (2)$$

Onde, W_{ij} representa o peso entre o neurônio i e o j , e O_i é a saída para o neurônio i . A saída de um determinado neurônio j é então calculada a partir da Equação (3) (EASTMAN, 2012):

$$O_j = f(Net_j) \quad (3)$$

A função f é geralmente uma função sigmoideal não linear que é aplicada à soma ponderada de entradas antes que o sinal passe para a próxima camada. Exceto em circunstâncias incomuns, a saída real será diferente do resultado desejado; a diferença está associada ao erro na rede. Esse erro é então propagado com pesos para conexões relevantes corrigidas por meio de uma relação conhecida como regra delta (Equação 4) (EASTMAN, 2012):

$$\Delta w_{ji(t+1)} = \eta \delta_{jk} O_i + \alpha \Delta w_{ji(t)} \quad (4)$$

Onde, η é a taxa de aprendizado, α é o fator de momento e δ é o erro computado.

3.2.3 PREDIÇÃO DA MUDANÇA

A estimativa da quantidade de mudanças em cada transição pode ser modelada com base em cadeias Markovianas (WU; GE; DAI, 2017) ou especificando a matriz de probabilidade de transição de um modelo externo (EASTMAN, 2012). Com a utilização das cadeias Markovianas o resultado é uma matriz de transição e suas taxas de mudança histórica (MISHRA; RAI, 2016). A partir das taxas de mudança histórica e do potencial de transição, o LCM determinará como as variáveis ambientais influenciam na predição, a taxa de mudança ocorrida e, em seguida, calcula uma quantidade relativa de transição para a data futura (EASTMAN, 2012).

O LCM disponibiliza dois modelos básicos de mudança que são o a previsão rígida e a previsão suave (HEIDARLOU et al., 2019; MAS et al., 2014; SAIFULLAH; BARUS; RUSTIADI, 2017). Segundo Eastman (2012), a previsão rígida é baseada em um modelo de

alocação de terras competitivas similar a um processo de decisão multiobjectivo. Já a previsão suave produz um mapa de vulnerabilidade a ser alterado para o conjunto selecionado de transições identificadas nas etapas anteriores. O autor destaca que em geral, os resultados da previsão suave são utilizados para avaliações de habitat e biodiversidade.

Após a etapa de previsão da mudança, a tabulação cruzada que é uma ferramenta disponibilizada pelo *software* IDRISI é utilizada para comparar os resultados da simulação e o mapa real da cobertura do solo, *pixel* por *pixel*, identificando-se o nível de acurácia do modelo desenvolvido (CHEN et al., 2018; EASTMAN, 2012). Obtêm-se nessa comparação o Índice *Kappa* de Concordância (*Index Kappa of Agreement - KIA*) (WU; GE; DAI, 2017), onde há boa relação entre o mapa real e o mapa modelado se $KIA > 0,6$ (PÉREZ-VEGA; MAS; LIGMANN-ZIELINSKA, 2012; PONTIUS; SCHNEIDER, 2001). O modelo calibrado e validado pode ser utilizado para a predição de mapas da cobertura do solo para datas futuras.

3.2.4 ESTUDOS DE CASO

O LCM é utilizado para a modelagem de cenários futuros da cobertura do solo em muitos países. A literatura científica apresenta estudos diversos e realizados em regiões com diferentes características ambientais e nas classes de cobertura do solo, por exemplo, os estudos de Heidarlou et al. (2019), Chen et al. (2018) e Mishra et al. (2018).

Heidarlou et al. (2019), avaliaram os efeitos da política de preservação nas mudanças da cobertura do solo nas áreas de florestas de Zagros, localizadas no norte do Irã. Objetivo dessa pesquisa foi estudar o efeito do Plano de Preservação das Florestas Zagros (ZFPP) no desmatamento ocorrido da região. Uma série de imagens dos satélites Landsat foram utilizadas para analisar a perda florestal antes da implementação do ZFPP (1993–2002), após 10 anos de implementação (2002–2012) e, após sua revisão (2012–2016). O LCM foi empregado para prever mudanças na cobertura do solo para o ano de 2024. Os resultados indicaram que 3.330, 4.562 e 1.234 ha de florestas foram convertidas para terras agrícolas, áreas de pastagens e áreas construídas durante 1993–2002, 2002–2012 e 2012–2016, com taxas anuais de desmatamento de -0,40%, -0,52 % e -0,36%, respectivamente. A previsão da cobertura da terra indicou que a área florestal per capita continuaria a diminuir, enquanto os outros usos da cobertura da terra continuariam a crescer mais severamente em torno das terras agrícolas e áreas construídas existentes até 2024.

Na China, foram realizados simulação e mapeamento dos efeitos espaciais e sazonais das mudanças na cobertura do solo e do clima nos serviços ecossistêmicos na Bacia

Hidrográfica de Yanhe (CHEN et al., 2018). Esse estudo mostra uma abordagem que integra vários modelos, incluindo o LCM e o *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), para avaliar os serviços ecossistêmicos relacionados à água e prever valores para o ano de 2050. Os resultados simulados indicam que os maiores serviços de regulação relacionados à água foram concentrados nos trechos médio e inferior dos rios com alto rendimento de água e baixa erosão de sedimentos. Uma comparação de três cenários de cobertura do solo mostrou diferenças nos serviços de regulação relacionados à água, onde o cenário com alta cobertura florestal, teve os maiores serviços de regulação de erosão, mas os serviços de regulação do fluxo de água foram os mais baixos. O autor ainda destacou que o mapeamento espacial é uma ferramenta poderosa para exibir as diferenças espaço-temporais nos serviços de regulação relacionados à água fornecidos pelos ecossistemas e pode ajudar os tomadores de decisão a otimizar o uso da terra no futuro, com o objetivo de maximizar os benefícios oferecidos pelos serviços ecológicos na região.

Na Índia, foi realizada a previsão da dinâmica espaço-temporal da cobertura do solo no rápido desenvolvimento do distrito de Varanasi (Uttar Pradesh) (MISHRA et al., 2018). Esse estudo se propôs a avaliar e comparar três modelos geoespaciais: cadeia de Markov estocástica (ST-MC), cadeia autômato-Markov celular (CA-MC) e cadeia perceptron-Markov multicamada (MLP-MC) para prever a cobertura do solo da região. As informações extraídas para os anos de 1988 e 2001 foram utilizadas para prever o cenário de cobertura do solo para o ano de 2015, usando os três modelos. Os resultados previstos foram comparados e validados com a informação observada para o ano de 2015 por meio da estatística KIA. Os autores também realizaram a previsão de cenários futuros da cobertura do solo para os anos de 2030 e 2050. Os resultados desse estudo exibiram o aumento constante, mas em geral, da área construída e uma redução considerável nas terras agrícolas. Os resultados também demonstram a potencialidade do modelo híbrido MLP-MC para melhor compreensão da dinâmica espaço-temporal e previsão de cenários futuros na região.

3.3 AVALIAÇÃO MULTICRITÉRIOS

Diante da complexidade envolvida nas interações entre os seres humanos e o meio ambiente, a *Clark University* vem desenvolvendo desde os anos 90, uma concentração de ferramentas e pesquisas para otimizar as tomadas de decisões por parte de órgãos públicos envolvendo o controle territorial. A Avaliação Multicritérios (*Multi-criteria Evaluation* - MCE) e a Avaliação Multiobjetivos (*Multi-objective Evaluation* - MOE) (VOOGD, 1983), fazem

parte de uma área que pode ser denominada como Análise de Estratégia de Decisão (EASTMAN, 2012; MONTGOMERY et al., 2016). A MCE refere-se a estudos com um único objetivo enquanto a MOE pode ser utilizada quando o estudo necessita englobar diferentes objetivos de análise.

Segundo Montgomery et al. (2016), diferentes métodos de MCE incorporam técnicas de avaliação da adequação da sustentabilidade. As principais são a Pontuação Aditiva Simples (*Simple Additive Scoring - SAS*) (HEYWOOD; OLIVER; TOMLINSON, 1995), a Técnica de Valor Multiatributo (*Multiattribute Value Technique - MAVT*) (KEENEY, 1996), a Técnica de Utilidade Multiatributo (*Multiattribute Utility Technique - MAUT*) (KEENEY; RAIFFA, 1993), o Processo Analítico Hierárquico (*Analitycal Hierarchy Process - AHP*) (SAATY, 1987), a Média Ponderada Ordenada (*Ordered Weighted Average - OWA*) (MALCZEWSKI, 2006) e os Métodos de Superação (*Outranking Methods*) (JOERIN; THÉRIAULT; MUSY, 2001).

Em uma avaliação multicritérios os critérios podem ser fatores de adequabilidade a um tema específico ou restrições de possibilidades em uma escala equivalente, e as “regras de decisão” são os procedimentos de combinação dos graus de adequabilidade voltados a um objetivo de estudo (COSTA et al., 2016; VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017). Diante disso, pode-se dizer que os modelos de MCE produzem mapas de adequação por meio da utilização de atributos de entrada, por exemplo, cobertura do solo, tipos de solo, declividade do terreno, distâncias da hidrografia e estradas, dentre outros (AKBARI; NEAMATOLLAHI; NEAMATOLLAHI, 2019).

Segundo Montgomery et al. (2016), os atributos de entrada da MCE são avaliados com aplicações de métodos (tomada de decisão) como a Lógica Difusa (*Fuzzy Logic*), o Processo Analítico Hierárquico (*Analytical Hierarchy Process - AHP*), e a Combinação Linear Ponderada (*Weighted Linear Combination - WLC*). Essa combinação é essencial para as etapas de padronização de escala dos fatores com características diferentes, hierarquização e geração de pesos específicos, e por fim, a ponderação dos fatores conforme os respectivos pesos (EASTMAN, 2012). Nas próximas seções essas etapas da MCE estão detalhadas.

3.3.1 PADRONIZAÇÃO DE ESCALA

A padronização de escala dos fatores consiste no processo de transformação dos valores originais em graus de pertinência, que variam conforme os níveis de adequabilidade em um determinado intervalo (VETTORAZZI; VALENTE, 2016; ZHANG et al., 2013). Os fatores

com valores de característica categórica, como é o caso dos mapas de cobertura do solo de uma região, a padronização é realizada manualmente. Nesse caso, os valores dos dados categóricos podem ser reclassificados conforme o objetivo em estudo (EASTMAN, 2012).

Na padronização dos fatores de valores contínuos, como é o caso da declividade, são empregadas análises de teorias quantitativas de raciocínio inexato, por exemplo, a lógica difusa (*fuzzy logic*), que determina a mudança gradativa na fronteira entre os fenômenos que vão de valores originais para uma nova escala, contínua e com graus de adequabilidade (COSTA et al., 2016; MIRANDA, 2015). A partir da adequabilidade (também chamada como distribuição de possibilidade) o seu valor na escala permite a classificação em níveis de tolerância crítica (OLIVEIRA et al., 2014; ZHANG et al., 2013). Segundo Eastman (2012), os níveis de tolerância crítica variam de 0 a 1 (podem ser representados pelo direcionamento de *byte* que é de 0 a 255), indicando um aumento contínuo para completar a associação, por exemplo, a declividade. Uma inclinação de 10% que tenha uma associação de 0 e uma inclinação de 25% que tenha uma associação de 1, entre 10% e 25%, a adesão difusa de um declive aumenta gradualmente na escala de 0 a 1 (Figura 3) (EASTMAN, 2012).

Figura 3 Funções de associação clássica e adesão difusa

Fonte: adaptado de Eastman (2012)

Existe uma variedade de procedimentos para padronização, geralmente usando os valores mínimo e máximo como pontos de escala (EASTMAN, 2012). O mais simples é um escalonamento linear para a obtenção de um intervalo padronizado, demonstrado na Equação (5) (VOOGD, 1983):

$$X_i = \frac{(R_i - R_{\min})}{(R_{\max} - R_{\min})} \quad (5)$$

Onde R é a pontuação bruta. No entanto, se reconhecermos que os fatores contínuos são conjuntos realmente difusos, reconheceremos facilmente que está é uma das várias funções de associação possíveis (EASTMAN, 2012). No *software* IDRISI, o módulo chamado *FUZZY* é fornecido para a padronização de fatores usando uma ampla gama de funções de associação do conjunto difuso. Essas funções são demonstradas a seguir e foram extraídas do manual teórico do *software* IDRISI (EASTMAN, 2012):

Sigmoidal (Figura 4)

Figura 4 Função Sigmoidal utilizada pelo *FUZZY*

Fonte: adaptado de Eastman (2012)

Segundo Eastman (2012), em uso, *FUZZY* requer posições dos pontos de inflexão (a,b,c e d) que governam a forma da curva, e representam os pontos relacionados aos valores dos fatores de adequabilidade. A função mais à direita da Figura 4 mostra os quatro pontos de inflexão como distintos, no entanto, essa mesma função pode assumir diferentes formas. A figura 4 mostra todas as possibilidades, começando da esquerda para a direita, a forma de função monotonicamente crescente e a função monotonicamente decrescente. As duas últimas funções mostradas na Figura 4 são denominadas simétricas, sendo que não há exigência de simetria geométrica. A função de associação sigmoidal mais comumente usada na teoria de conjunto difuso é produzida usando uma função cosseno, que é demonstrada na Equação (6) (EASTMAN, 2012):

$$\mu = \cos^2 \alpha \quad (6)$$

Onde, α no caso da função monotonicamente crescente é determinado pela Equação (7). Quando X for maior que ponto b, μ é igual a 1 (EASTMAN, 2012):

$$\alpha = \left(\frac{1 - (X - \text{ponto a})}{(\text{ponto b} - \text{ponto a})} \right) \times \frac{\pi}{2} \quad (7)$$

No caso da função monotonicamente decrescente α é determinado pela Equação (8). Quando X for menor que o ponto c, μ é igual a 1 (EASTMAN, 2012):

$$\alpha = \left(\frac{(X - \text{ponto c})}{(\text{ponto d} - \text{ponto c})} \right) \times \frac{\pi}{2} \quad (8)$$

J-Shaped (Figura 5)

Figura 5 Função J-Shaped utilizada pelo *FUZZY*

Fonte: adaptado de Eastman (2012)

A função J-Shaped representada pela Figura 5 mostra as diferentes possibilidades de funções em forma de “J” e as posições dos pontos de inflexão. Deve-se ressaltar que, com a função em forma de J, a função se aproxima de 0, mas só chega ao infinito. Assim, os pontos de inflexão a e d indicam os pontos nos quais a função atinge 0,5 em vez de 0 (EASTMAN, 2012). A função J-Shaped foi extraída de Burrough (1989) e é definida pela Equação (9):

$$\mu = \frac{1}{1 + \left(\frac{(X - \text{ponto b})}{(\text{ponto b} - \text{ponto a})} \right)^2} \quad (9)$$

Quando X for maior que ponto b, então μ é igual a 1. Variantes dessa mesma função podem produzir cada uma das outras formas em forma de J (EASTMAN, 2012).

Linear (Figura 6)

Figura 6 Função Linear utilizada pelo *FUZZY*

Fonte: adaptado de Eastman (2012)

A Figura 6, demonstra a função linear e suas variantes, juntamente com a posição dos pontos de inflexão. Essa função é usada extensivamente em dispositivos eletrônicos que anunciam a lógica do conjunto difuso, em parte devido à sua simplicidade, mas também em parte devido à necessidade de monitorar a saída de sensores essencialmente lineares (EASTMAN, 2012).

Função definida pelo usuário (Figura 7)

Figura 7 Função definida pelo usuário para utilização no *FUZZY*

Fonte: adaptado de Eastman (2012)

A Figura 7 demonstra exemplos de funções que podem ser definidas pelo usuário. Isso pode ser realizado quando o relacionamento entre o valor e a participação difusa não segue nenhuma das funções determinadas anteriormente. Um número ilimitado de pontos de controle pode ser usado nesta função para definir a curva de adesão *fuzzy*, e a associação difusa entre dois pontos de controle é linearmente interpolada (EASTMAN, 2012).

Na MCE, a participação no conjunto difuso é usada na padronização dos critérios e/ou fatores. Segundo Eastman (2012), a função que deve ser usada dependerá da compreensão da relação entre o critério, o conjunto de decisões e da disponibilidade de informações para inferir

a afiliação difusa. O autor destaca que na maioria dos casos, as funções sigmoidais ou lineares serão suficientes.

3.3.2 HIERARQUIZAÇÃO DOS FATORES

Os estudos envolvendo a MCE exigem que sejam adotados pesos para os fatores de adequabilidade ao objetivo da pesquisa. Isso deve ser realizado para que os fatores possam ser hierarquizados ou ponderados conforme o seu grau de importância (EASTMAN, 2012). A metodologia mais utilizada para isso é o Processo Analítico Hierárquico (*Analytical Hierarchy Process* – AHP) (COSTA et al., 2016; ROHRBACH; LAUBE; WEIBEL, 2018; VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017). O AHP foi desenvolvido por Saaty (1987), e pode ser implementado em um contexto de tomada de decisão.

Como os critérios são padronizados em unidades adimensionais pode-se realizar a comparação entre os diferentes atributos (EASTMAN, 2012). Os mapas são desenvolvidos por uma série de comparação em pares, de importância relativa de cada um dos fatores à adequabilidade dos *pixels* à atividade que está sendo avaliada (OLIVEIRA et al., 2014; VETTORAZZI; VALENTE, 2016). Na técnica de Saaty (1987), os pesos dessa natureza podem ser obtidos tomando o principal autovetor de uma matriz recíproca quadrada de comparações por classificações que são fornecidas em uma escala contínua de 9 pontos (Figura 8).

Figura 8 Escala de avaliação contínua

1/9	1/7	1/5	1/3	1	3	5	7	9
Extremamente	Muito forte	Forte	Moderado	Igualado	Moderado	Forte	Muito forte	Extremamente
Menos importante						Mais importante		

Fonte: adaptado de Saaty (1987)

No desenvolvimento dos pesos, um indivíduo ou grupo compara cada pareamento possível e insere as classificações nos pares. A matriz de comparação, como é demonstrada na Tabela 1, é simétrica, e somente a metade triangular inferior precisa ser preenchida (EASTMAN, 2012). As células remanescentes são simplesmente os recíprocos da metade triangular inferior.

Tabela 1 Exemplo de uma matriz de comparação pareada para avaliar a importância comparativa de quatro critérios

Comparação de critérios	CB	D	DC	TS
Cobertura do solo (CB)	1	-	-	-
Declividade (D)	1/3	1	-	-
Distâncias da cidade (DC)	1/5	3	1	-
Tipos de solo (TS)	1	5	7	1

Fonte: Adaptado de Eastman (2012)

O procedimento então requer que o principal autovetor da matriz de comparação pareada seja computado para produzir um melhor ajuste no conjunto de pesos. Segundo Eastman (2012), uma boa aproximação para este resultado pode ser obtida somando os pesos de cada coluna e, em seguida, calculando a média de todas as colunas. O autor destaca, que a importância relativa entre os pesos obtidos pode ser avaliada pelo grau de consistência que foi usado no desenvolvimento das classificações. Saaty (1987) indica o procedimento pelo qual um índice de consistência, conhecido como razão de consistência (*Consistency Ratio* - CR), pode ser produzido pela Equação (10).

$$RC = \frac{IC}{IR} \quad (10)$$

Onde, RC é a razão de consistência, IC que é o Índice de Consistência pode ser calculado pela Equação (11).

$$IC = \frac{(\lambda_{\max} - n)}{(n-1)} \quad (11)$$

Onde, $\lambda_{\max}$ é o maior valor da matriz, e IR que é o Índice Randômico é obtido para cada ordem da matriz (n), a partir da Tabela 2, proposta por Saaty (1987).

Tabela 2 Tabela de Índice Randômico

N	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
IR	0	0	0,58	0,9	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49

Fonte: adaptado de Saaty (1987)

Saaty (1987), indica que as matrizes com classificações CR maiores que 0,10 devem ser reavaliadas, no entanto, se o valor obtido para CR for menor ou igual a 0,10 o julgamento pode-se considerar consistente e aceitável.

3.3.3 PONDERAÇÃO DOS FATORES

O assunto primordial na avaliação multicritérios está na forma de combinar as informações a partir de diversos critérios para formar um único índice de avaliação (EASTMAN, 2012). As principais metodologias para a combinação das informações obtidas são a (*Ordered Weighted Average* - OWA) (MALCZEWSKI, 2006) e a Combinação Linear Ponderada (*Weighted Linear Combination* - WLC) (VETTORAZZI; VALENTE, 2016). Em seu uso e implementação, a abordagem da OWA não é diferente da WLC, com a exceção de que um segundo conjunto de pesos é necessário para controlar a maneira pela qual os fatores ponderados são agregados (EASTMAN, 2012).

Na abordagem com a utilização da WLC, os fatores são combinados através da aplicação de um peso para cada, seguido da soma dos resultados para se obter um mapa de aptidão (COSTA et al., 2016; VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017). O cálculo utilizado na WLC está apresentado na Equação (12) (EASTMAN, 2012).

$$S = \sum W_i X_i \quad (12)$$

Onde: S é a adequabilidade; w_i é o peso do fator i; e X_i é a ordem de critério do fator i.

A análise multicritério, por se tratar de uma metodologia que permite subjetivismo na calibração de parâmetros, deve valer-se do cálculo do risco associado para verificar sua coerência na área estratégica de decisão (VETTORAZZI; VALENTE, 2016). Uma análise dita coerente deve considerar um risco baixo e uma compensação alta entre os fatores, no entanto, o procedimento da WLC fixa essa relação no ponto superior demonstrado no triângulo de representação da área estratégica de decisão, na Figura 9 (VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017), assim, são mantidos o risco médio e compensação alta.

Figura 9. Área estratégica de decisão

Fonte: adaptado de Eastman (2012)

Segundo Eastman (2012), os pesos de ordem na abordagem da OWA do MCE não estão restritos a essas três possibilidades identificadas na área estratégica de decisão (Figura 9), mas podem ser atribuídas qualquer combinação de valores que somam 1. O autor ainda destaca que em qualquer atribuição de pesos resulta em uma regra de decisão que se enquadra dentro da área estratégia de decisão triangular que é definida pelas dimensões de risco e compensação, conforme mostrado na Figura 9.

3.3.4 ESTUDOS DE CASO

A MCE pode ser utilizada em várias áreas de estudo, por exemplo, avaliação de terras para a gestão territorial (AKBARI; NEAMATOLLAHI; NEAMATOLLAHI, 2019), planejamento e gerenciamento de recursos hídricos considerando a conservação e recuperação ambiental (IOANA-TOROIMAC et al., 2017), e para adequação de terras agrícolas (MONTGOMERY et al., 2016), dentre outros. A criatividade de cada tomador de decisão no processo de análise espacial conta para a diversidade de estudos existentes na área, como podem ser vistos nos estudos de caso a seguir.

Em um estudo realizado por Akbari, E. Neamatollahi e P. Neamatollahi (2019), sobre avaliação da adequação de terras no planejamento territorial, utilizou a lógica difusa em uma análise multicritério empregando o sistema de inferência *fuzzy* em um ambiente SIG. Em regiões áridas do Irã Oriental, foram coletados dados primários, tais como as propriedades físicas do solo, fatores climáticos, elevação do terreno, tipos de solo e cobertura vegetal. Além

disso, foram utilizados na pesquisa os mapas da geomorfologia e do potencial de erosão do solo. A regra de decisão *fuzzy* foi empregada para criar um mapa de adequação da terra para a área de estudo. Os resultados demonstraram que sem considerar o potencial de erosão do solo em áreas onde as terras agrícolas e residenciais estão atualmente em expansão, o desenvolvimento locacional é possível em 70% da região. No entanto, ao considerar o potencial de erosão do solo, condições climáticas e ambientais inapropriadas em 81% da área de estudo, apenas 10% da área permite o desenvolvimento econômico. O autor ainda ressalta que como o objetivo desta pesquisa é fundamentado na gestão de riscos, os resultados podem ser considerados pelos desenvolvedores para futuro empreendimento.

A análise multicritério também foi utilizada para identificar rios com prioridade de restauração hidromorfológica no sudeste da Romênia (IOANA-TOROIMAC et al., 2017). Esse estudo, foi realizado a fim de planejar sistematicamente as ações de restauração de rios em escala regional, e a análise multicritério foi utilizada para classificar os rios, com base definida por pressões humanas severas dentro do corredor erodível dos rios da região, alteração drástica do canal de fluxo e baixa intensidade do funcionamento do padrão do rio. Segundo Ioana-Toroimac et al. (2017), a partir dos indicadores classificados pela MCE foi projetado um Índice de Prioridade de Restauração Hidromorfológica (HRPI). Os valores do HRPI total para a região em estudo, variaram entre 21% e quase 44%. De acordo com os resultados apresentados, a maioria dos setores analisados tem uma baixa necessidade de restauração hidromorfológica, enquanto outros setores têm uma necessidade moderada de restauração. O resultado com maior prioridade para restauração hidromorfológica (rio Prahova), que deve ser dada prioridade para a restauração à escala regional corresponde aos objetivos dos Planos de Gestão de Bacias Hidrográficas da região. Com isso, constata-se que a metodologia de MCE pode ser bastante útil no planejamento da gestão territorial e ambiental de Bacias Hidrográficas.

No caso de adequação de terras para o desenvolvimento da agricultura também pode se beneficiar de MCE. Um estudo realizado por Montgomery et al. (2016), abordou efetivamente a questão de adequação de terras no desenvolvimento da agricultura por meio dos métodos espaciais como a MCE utilizando a lógica difusa e o LPS (*Logic Scoring of Preference*). Os critérios de avaliação incluíram atributos do solo, topográficos, climáticos, econômicos, cobertura do solo e acessibilidade. O método LSP permitiu a agregação gradual de um grande número de entradas para representar toda a gama de lógica de decisão humana sem perder a significância ponderada das entradas. Segundo Montgomery et al. (2016), as maiores pontuações de capacidade e adequação apresentadas nos mapas de saída, foram encontradas principalmente em áreas de solos altamente capacitados e nas proximidades da infraestrutura

urbana. O autor ressalta que o método proposto é projetado para as partes interessadas que estão envolvidas no planejamento do uso do solo em nível regional, para facilitar o processo de tomada de decisão da conversão de terras para uso agrícola e no tratamento da segurança alimentar. Montgomery et al. (2016) adverte que, no entanto, o método proposto poderia ser refinado pela obtenção de informações de especialistas agrícolas, particularmente nas áreas de requisitos climáticos, critérios para culturas específicas e para condições agronômicas. No geral, o método proposto foi capaz de abranger um número grande de critérios de entrada e representa uma excelente ferramenta para discussão e deliberação entre as partes interessadas, tomadores de decisão, planejadores de uso da terra e outros especialistas.

3.4 CIÊNCIA DOS DADOS E O MODELO LINEAR DE PRIMEIRO GRAU

A ciência dos dados é uma área de conhecimento voltada para o estudo da análise dos dados, se concretizando como uma atividade entre as disciplinas Ciência da Computação e Estatística. Segundo Hoffmann (2016), a ciência dos dados possui aplicação que varia bastante conforme a necessidade do projeto ou do objetivo que se busca alcançar, dentro de diversas áreas como Engenharias, Biologia, Medicina, Ciências Políticas, dentre outras. A aplicação da ciência dos dados necessita de um domínio na ferramenta adequada ao objetivo de estudo, que são principalmente, R, Python, SAS, SQL, Matlab, Stata, aplicações de BI (OLIVEIRA; GUERRA; MCDONNELL, 2018).

A ferramenta R é uma linguagem de programação estatística que vem passando por diversas evoluções e se adequando cada vez mais à amplos objetivos. Segundo Oliveira, Guerra e McDonnell (2018), alguns motivos para a amplitude de aplicações e escolha do R para a utilização entre os cientistas de dados são: *software* gratuito, livre acesso, de fácil aprendizado, disponibilidade de tutoriais, sistematização de tarefas e é amplamente utilizado pela comunidade acadêmica.

Conhecer os efeitos que algumas variáveis exercem sobre outras é muito importante nos estudos científicos. Esse conhecimento pode ser adquirido relacionando-se as variáveis por meio de uma expressão matemática (HOFFMANN, 2016b). O modelo estatístico denominado como Regressão Linear Simples ou Modelo Linear de 1º Grau, é certamente, a técnica estatística mais usada em estudos que exigem a análise de relações entre duas séries de variáveis (HOFFMANN, 2016a). A regressão linear é utilizada quando a variável de interesse (dependente) é uma variável quantitativa contínua (OLIVEIRA; GUERRA; MCDONNELL, 2018).

Com os pares de valores de duas variáveis, X_i , Y_i ($i = 1:N$), admitindo-se que a variação dependente ou resposta (Y), é função linear da variação dita como explanatória ou explicativa (X), pode-se estabelecer um modelo linear de primeiro grau (Equação 13) (HOFFMANN, 2016a):

$$Y_i = \alpha + \beta X_i + \mu_i \quad (13)$$

Onde α é a interceptação da reta, β é a inclinação da reta e μ é o erro (resíduo).

Com isso é possível calcular o quão dispersos os pontos estão da reta considerando um intervalo de confiança de 95%, rejeitando-se então a hipótese nula (relação inexistente entre as variáveis) ao nível de significância de 5% (HOFFMANN, 2016a; PERTENELLI, 2009).

3.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A revisão bibliográfica demonstrou conceitos sobre a conservação ambiental e os impactos negativos que afetam os corpos hídricos, que são em sua maioria provenientes das alterações antrópicas. Além disso, foi demonstrada a forma de avaliação das características ambientais e da integridade dos habitats aquáticos que é por meio do protocolo de avaliação da diversidade de habitat e, alguns estudos de caso que o exploraram para entender a qualidade ambiental de bacias hidrográficas. Os estudos se mostraram satisfatórios quanto a priorização dos critérios de avaliação ambiental.

A partir de análises em bacias hidrográficas foi constatada a importância da utilização das análises espaciais como a predição da mudança da cobertura do solo e a avaliação multicritérios. Dessa forma é possível englobar vários fatores de adequabilidade à conservação ambiental em análises que proporcionam um entendimento espacial e local do processo de degradação em regiões sistemáticas.

Diante dos estudos de caso pesquisados para a Bacia Hidrográfica da Represa do Lobo, a maioria são relacionados as questões ambientais. No entanto, não foram encontrados trabalhos que visam quantificar áreas de conservação em níveis críticos e, também não foram encontradas pesquisas das quais foram elaborados cenários futuros de cobertura do solo para a bacia. Além disso, a integração das metodologias para as análises espaciais de mudança da cobertura do solo e avaliação multicritérios são escassas na literatura científica. Considerando que existem diversas maneiras de englobar as duas metodologias de forma conjunta, conforme a criatividade do pesquisador, podem ser obtidos resultados das mais diferentes escalas.

Com as informações dispostas anteriores, a presente dissertação buscar explorar o máximo dos conceitos apresentados na elaboração de cenários para avaliação da dinâmica de áreas de conservação por meio da utilização de ferramentas de suporte à decisão.

4 ÁREA DE ESTUDO

A região em estudo é representada pela Bacia Hidrográfica - BH da Represa do Lobo – RL, denominada oficialmente por Represa Carlos Botelho. A bacia possui área aproximada de 230 km², densidade de drenagem de 0,75 km/km², altitude máxima de 800 metros e declividade de 0,0075 m/m (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013). Está localizada (Figura 10) na região centro-oeste do Estado de São Paulo, entre as cidades de Brotas e Itirapina, sob as coordenadas geográficas 22°15'S e 47°49'O.

Figura 10. Localização da BH da Represa do Lobo

A represa do Lobo foi construída no ano de 1936 para geração de energia elétrica com capacidade instalada de 2 MW. As dimensões aproximadas da represa são 8 km de comprimento, largura máxima de 2 km e profundidade máxima de 11,5 m, represando um volume de 22.000.000 m³ de água (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013). Atualmente, a represa também é utilizada para fins de irrigação, turismo e pesquisa. Destacando-se como um dos reservatórios mais estudado no Brasil é conhecido internacionalmente como o “Modelo Broa”, em função do aparato de produção científica que se formou a seu respeito desde a década de

1970, fundado em um projeto estratégico de desenvolvimento de duas universidades públicas (USP e UFSCar) (CAMPREGHER; MARTINS, 2017).

4.1 HIDROGRAFIA

O represamento do Lobo é formado pela contribuição dos córregos Perdizes, da Água Branca, do Limoeiro, do Geraldo e principal contribuição do rio Itaqueri e do ribeirão Lobo que é um dos formadores pelo lado esquerdo do rio Jacaré-Guaçu (afluente da margem direita do rio Tietê) (CAMPREGHER; MARTINS, 2017; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; RODRIGUES, 2003).

O Rio Jacaré-Guaçu pertence à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Tietê/Jacaré (UGRHI – TJ) número 13 e sub-bacia de número 01. Está inserido na bacia hidrográfica do rio Tietê e consequentemente das bacias hidrográficas do rio Paraná e do rio da Prata. Nasce na Serra de Itaqueri a uma altitude de 800 m e percorre uma área de quase 4 mil km² até a sua foz no Rio Tietê, mas seu curso é alterado e substituído pelos rios Itaqueri e do Lobo, dentre outros, que drenam por suaves ondulações sobre os sedimentos arenosos cenozoicos e residuais da Formação Botucatu (NISHIYAMA, 1991).

4.2 GEOLOGIA

A BH-RL está inserida na Unidade Litoestatigráfica da Província Paraná (CPRM, 2006). Os principais grupos geológicos encontrados na região, segundo Nishiyama (1991), são o Grupo Bauru composto pela Formação Marília, e o Grupo São Bento composto pelas Formações Serra Geral, Pirambóia, Botucatu. Provenientes do Grupo Bauru, na BH-RL são encontradas rochas sedimentares de composição predominantemente arenosa; e rochas básicas (basaltos toleíticos) e arenosas do Grupo São Bento (IPT, 2013).

A seguir são demonstradas as características principais das formações encontradas na região em estudo, segundo fornecidas pelo Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT, 2013) e no Mapa Geológico do Estado de São Paulo (CPRM, 2006):

Grupo Bauru

A Formação Marília é composta por arenito grosso a fino, imaturo, de coloração amarelo e vermelho, conglomerático com clastos arenosos e de calcário fino. Também apresenta arenito de fino a médio, imaturo, com fração subordinada de areia grossa e grânulos, em ambiente

continental desértico, leque aluvial médio a distal. Segundo Michette (2015), as litologias presentes nesta formação ocupam áreas de maior altimetria com cotas maiores e iguais a 800 metros, chegando a 980 metros na transição com a Formação Serra Geral e Botucatu.

Grupo São Bento

A Formação Serra Geral é constituída por basalto e andesito basáltico tholeítico; riolito e riodacito; intercala camadas de arenito, litarenito e arenito vulcânico. Segundo Junior (2013), esta formação ocorre em uma pequena faixa na parte mais alta ao sul da BH-RL, representando 4,6% da área total.

A Formação Pirambóia é composta por arenito médio e fino com cores esbranquiçadas, avermelhadas e alaranjadas, geometria lenticular bem desenvolvida em ambiente continental eólico (IPT, 2013). Apresenta-se em uma pequena parte da bacia, nas proximidades do perímetro urbano de Itirapina (JUNIOR, 2013).

A Formação Botucatu apresenta características como arenito fino a grosso de cor vermelha, grãos bem arredondados e com alta esfericidade, disposto em *sets* e/ou *cosets* de estratificações cruzadas de grande porte. Localiza-se em ambiente continental desértico e depósitos de dunas eólicas. Segundo Michette (2015), esta formação apresenta-se em maior parte da área de estudo, até ser interrompida por ocorrência de arenitos da Formação Pirambóia, basaltos da Formação Serra Geral, magmatitos básicos intrusivos da Formação Marília.

4.3 GEOMORFOLOGIA

A região da BH-RL localiza-se na unidade morfoestrutural do Planalto Ocidental Paulista, mais precisamente no Planalto Centro Ocidental, que ocupa a maior parte da Bacia Sedimentar do Paraná (ROSS; MOROZ, 1997). O Planalto Ocidental Paulista ocupa praticamente 50% da área total do Estado de São Paulo, caracteriza-se por relevo levemente ondulado com predomínio de colinas amplas e baixas (Planícies Fluviais) com topos aplanados, altimetria de 400 a 700 metros e declividade de 10 a 20% (ROSS; MOROZ, 1996).

Segundo a divisão geomorfológica do Estado de São Paulo proposta pelo IPT (1981), nas colinas amplas predominam interflúvios com área superior a 4 km², topos extensos e aplanados, vertentes com perfis retilíneos a convexos. Drenagem de baixa densidade, padrão subdendrítico, vales abertos, planícies aluviais interiores restritas, presença eventual de lagoas perenes ou intermitentes. Já as Planícies Fluviais são terrenos planos, de natureza sedimentar

fluvial quaternária, geradas por processos de agradiação (deposição de sedimentos), que correspondem às áreas sujeitas a inundações periódicas.

Alguns estudos realizados na BH-RL, demonstraram que o reduzido gradiente fluvial da região proporcionou o desenvolvimento de vales amplos e planícies aluviais relativamente extensas, onde são encontrados os rios Itaqueri, do Lobo, ribeirão do Feijão, a montante da represa do Lobo (JUNIOR, 2013; MICHETTE, 2015). Além disso, o arenito e basalto presentes nessa área, fornecem o material de origem para os solos, que apresentam microporos com grande capacidade de retenção de água formando um rico lençol freático que aflora formando vários cursos d'água, tornando a área extremamente importante para o abastecimento do aquífero Guarani (SMA, 2006; TROPMAIR, 2000).

4.4 PEDOLOGIA

A bacia hidrográfica é dominada por sedimentos arenosos holocênicos, solos hidromórficos e orgânicos nas áreas baixas, solos derivados da intrusão de basalto e em algumas áreas pontos críticos do solo vermelho (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013). São classificados em: Latossolos Vermelhos, Latossolos Vermelho-Amarelos, Latossolos Vermelho Distroférricos, Argissolos Vermelho-Amarelos, Nitossolos, Neossolos Quartzarênicos, Neossolos Litólicos e Gleissolos (JUNIOR, 2013; MICHETTE, 2015; OLIVEIRA, 1999; SMA, 2006).

As unidades pedológicas existentes na bacia hidrográfica da represa do Lobo são detalhadas a seguir segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006) e o mapa pedológico fornecido pelo Instituto Agrônomo de Campinas (IAC, 1981):

Latossolo Vermelho (LV)

Os latossolos são constituídos por material mineral, apresentando horizonte B latossólico imediatamente abaixo de qualquer tipo de horizonte A, dentro de 200 cm da superfície do solo ou dentro de 300 cm, se o horizonte A apresenta mais que 150 cm de espessura. São solos que possuem evolução avançada com atuação expressiva de processo de latolização (ferralitização ou laterização). Isso resulta em intemperização intensa dos minerais que constituem o solo, a concentração relativa de argilominerais são resistentes, óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, com inexpressiva mobilização ou migração de argila, ferrólise, gleização ou plintitização.

A classe de solos do tipo LV encontrados na área de estudo são os antigos solos denominados como Latossolos Vermelho-Escuros (EMBRAPA, 2006; JUNIOR, 2013; MICHETTE, 2015). São constituídos de horizonte A moderado, textura média ou argilosa provenientes das Unidades Limeira e Hortolândia (IAC, 1981). Solos com matiz avermelhada na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B (inclusive BA).

Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA)

São solos em avançado estágio de intemperização, muito evoluídos, como resultado de energéticas transformações no material constitutivo. São normalmente muito profundos, sendo a espessura do solo raramente inferior a um metro. São, em geral, solos fortemente ácidos, com baixa saturação por bases, distróficos ou alumínicos. Ocorrem com saturação por bases média e até mesmo alta, encontrados geralmente em zonas que apresentam estação seca pronunciada, semi-áridas ou não, ou ainda por influência de rochas básicas ou calcárias.

Os solos do tipo LVA encontrados na região em estudo são álicos, com horizonte A moderado ou proeminente, textura média e provenientes das Unidades Coqueiro e Três Barras (IAC, 1981). São típicos das regiões equatoriais e tropicais, ocorrendo também em zonas subtropicais, distribuídos por amplas e antigas superfícies de erosão, pedimentos ou terraços fluviais antigos, normalmente em relevo plano e suave ondulado, embora possam ocorrer em áreas mais acidentadas, inclusive em relevo montanhoso.

Latossolo Vermelho Distroférrico (LVdf)

Os solos com a classificação Latossolo Vermelho Distroférricos possuem as principais características dos demais latossolos com algumas particularidades, como saturação por bases baixa (< 50%) e elevados teores de Fe_2O_3 (pelo H_2SO_4) de 180g/kg a < 360g/kg na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B (inclusive BA). Apresenta coloração avermelhada, horizonte A moderado, com textura argilosa ou muito argilosa e pouca areia grossa.

Os solos do tipo LVdf são os antigos denominados Latossolo Roxo (EMBRAPA, 2006). Na BH-RL são encontrados em pequenos fragmentos em caráter distrófico, horizonte A moderado e provenientes da Unidade São Geraldo (IAC, 1981).

Argissolos Vermelho-Amarelos (PVA)

Os solos do tipo Argissolos possuem evolução avançada com atuação incompleta de processo de ferralitização, na vigência de mobilização de argila da parte mais superficial do solo, com concentração ou acumulação em horizonte subsuperficial. Grande parte dos solos

desta classe apresenta um evidente incremento no teor de argila do horizonte superficial para o horizonte B, com ou sem decréscimo nos horizontes subjacentes. A transição entre os horizontes A e Bt é usualmente clara, abrupta ou gradual. São de profundidade variável, desde forte a imperfeitamente drenados, de cores avermelhadas ou amareladas, e mais raramente, brunadas ou acinzentadas.

Os solos classificados como PVA são os antigos denominados Podzólicos Vermelho-Amarelo (EMBRAPA, 2006; JUNIOR, 2013; MICHETTE, 2015). São encontrados na região em estudo os distróficos, com horizonte A moderado, textura média ou média/argilosa provenientes da Unidade Canela (IAC, 1981).

Nitossolos (NV)

Os solos denominados Nitossolos são constituídos por material mineral, com horizonte B nítico, textura argilosa ou muito argilosa, estrutura em blocos subangulares ou angulares, ou prismática, de grau moderado ou forte, com cerosidade expressiva nas superfícies dos agregados. Estes solos apresentam horizonte B bem expresso em termos de grau de desenvolvimento de estrutura e cerosidade. Em geral, são de moderadamente ácidos a ácidos, com argila de atividade baixa ou com caráter alítico, com composição caulínítico - oxídica. Podem apresentar horizonte A de qualquer tipo.

Os solos do tipo NV encontrados na área de estudo são denominados na nomenclatura antiga como Terra Roxa Estruturada (EMBRAPA, 2006; JUNIOR, 2013; MICHETTE, 2015).

Neossolos Quartzarênicos (RQ)

Os Neossolos estão em via de formação, seja pela reduzida atuação dos processos pedogenéticos ou por características inerentes ao material originário. São solos constituídos por material mineral, ou por material orgânico pouco espesso, que não apresentam alterações expressivas em relação ao material originário devido à baixa intensidade de atuação dos processos pedogenéticos, seja em razão de características inerentes ao próprio material de origem, como maior resistência ao intemperismo ou composição químico-mineralógica, ou por influência dos demais fatores de formação (clima, relevo ou tempo), que podem impedir ou limitar a evolução dos solos. Possuem insuficiência de expressão dos atributos diagnósticos que caracterizam os diversos processos de formação do solo, além de diferenciação de horizontes, com individualização de horizonte A seguido de C ou R.

Os solos do tipo RQ são os antigos denominados Areias Quartzosas Profundas (EMBRAPA, 2006; JUNIOR, 2013; MICHETTE, 2015). Na região em estudo se apresentam álicos e com horizonte A moderado (IAC, 1981).

Neossolos Litólicos (RL)

Os solos do tipo RL são os antigos chamados de solos Litólicos (EMBRAPA, 2006; JUNIOR, 2013; MICHETTE, 2015). Apresentam-se na região em estudo como eutróficos e distróficos, com horizonte A moderado, textura indiscriminada e substrato derivado de arenito Baurú (IAC, 1981).

Gleissolos (G)

Os Gleissolos são solos hidromórficos expressando forte gleização, resultam de processos de intensa redução de compostos de ferro, em presença de matéria orgânica, com ou sem alternância de oxidação, por efeito de flutuação de nível do lençol freático, em condições de regime de excesso de umidade permanente ou periódico. São constituídos por material mineral, que apresentam horizonte glei dentro de 150 cm da superfície do solo, imediatamente abaixo de horizontes A ou E, ou de horizonte hístico com espessura insuficiente para definir a classe dos Organossolos. Não apresentam textura exclusivamente areia ou areia franca em todos os horizontes dentro dos primeiros 150 cm da superfície do solo ou até um contato lítico, tampouco horizonte vértico, ou horizonte B textural com mudança textural abrupta acima ou coincidente com horizonte glei ou qualquer outro tipo de horizonte B diagnóstico acima do horizonte glei. Os solos desta classe encontram-se permanente ou periodicamente saturados por água. A água permanece estagnada internamente, ou a saturação é por fluxo lateral no solo. Em qualquer circunstância, a água do solo pode se elevar por ascensão capilar, atingindo a superfície.

4.5 CLIMA

O clima na região é classificado por *Köppen* como *Cwa* do tipo subtropical mesotérmico controlado pelas massas de ar equatoriais e tropicais, configurando a sazonalidade diversificada em dois períodos distintos no ano, o seco de maio a outubro com temperaturas entre 15°C e 17°C e o úmido de novembro a abril com temperaturas entre 21°C e 23°C. Segundo (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013), o clima quente com verão chuvoso (precipitação anual de 1500 mm), o período seco no inverno e os ventos relativamente intensos, são fatores de grande

relevância na entrada de material no sistema aquático, tanto por escoamento como por precipitação.

4.6 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

Na região da BH-RL, o solo exposto, está presente em todas as faixas de declividade em proporções similares, ressaltando que acima de 20% são mais propícias aos processos erosivos, e consequentemente à sedimentação (MICHETTE, 2015). Nessa situação, o clima quente com verão chuvoso, um período seco no inverno e ventos relativamente intensos são fatores de grande relevância para a entrada de sedimentos no sistema aquático, tanto por escoamento como por precipitação (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; RODRIGUES, 2003). Isso, afeta de forma negativa os corpos de água influenciando nos serviços ecossistêmicos fornecidos pela represa e os rios.

Os valores dos serviços ecossistêmicos da BH-RL foram estimados em USD 45 623 ha por ano, atualmente isso reflete em R\$ 142.763,49 ha por ano, principalmente por conta da recreação e das atividades científicas, mas também por conta da recarga das águas subterrâneas e prevenção de inundações (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013). Esses serviços ecossistêmicos são fundamentais para a economia da região e demonstram o tamanho da perda se não possuírem um gerenciamento adequado. Isso, depende do controle voltado à ocupação humana na região, principalmente quanto ao desenvolvimento urbano.

As áreas urbanas estão em mais de 2,7% da BH-RL e se encontram às margens da represa como ocupação humana de baixa densidade e no leste da bacia, restando a distribuição de campos e espelhos d'água (MICHETTE, 2015). Outras classes de uso e ocupação do solo são encontradas como mata, campo/cerrado, pastagem (cultivada), reflorestamento (*Pinus* spp. e *Eucaliptus* spp.), solo exposto, cana-de-açúcar, citricultura e algumas outras culturas em menor representatividade (JUNIOR, 2013). O Reflorestamento está concentrado na parte central da bacia, seguida por matas que foram identificadas como bem fragmentadas e em locais de feições erosivas; as culturas agrícolas estão em mais de 25% da área com declividade de até 12 %, favorecendo problemas com erosão pluvial laminar em virtude do escoamento superficial (MICHETTE, 2015).

A vegetação predominante na BH-RL é o cerrado com mata de galeria ao longo dos rios (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013), que são remanescentes florestais junto aos cursos de água e Áreas de Proteção Permanente (APP), com vegetação densa e de alto porte como áreas de cerradão e Mata Atlântica (JUNIOR, 2013). Um diagnóstico obteve como

resultados indícios de que as alterações registradas, se relacionam com os usos antrópicos da bacia hidrográfica, incluindo a emissão de efluentes domésticos da cidade de Itirapina (SP) e as fontes difusas associadas ao aporte de sedimentos e agroquímicos (SANCHEZ, 2012).

Diante das informações anteriores, é notável a necessidade da manutenção e melhoria da heterogeneidade espacial ao longo da bacia, especialmente no que se refere às florestas ripícolas, às zonas húmidas e aos mosaicos da vegetação, o controle e uso das atividades agrícolas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013). Dessa forma, conclui-se que os impactos na bacia hidrográfica do Lobo provenientes das atividades humanas são relevantes e demonstra a necessidade de medidas emergenciais para minimização dos efeitos e recuperação das funções ambientais e/ou dos serviços ecossistêmicos aliadas a conservação e preservação (SANCHEZ, 2012).

4.7 CONSERVAÇÃO AMBIENTAL

A BH-RL está inserida na área de uso especial da Área de Proteção Ambiental (APA) do Corumbataí, que foi criada pelo Decreto Estadual de número 20.960 (SÃO PAULO, 1983). Instituída principalmente pela elevada diversidade de ambientes naturais razoavelmente conservados, ricos patrimônios históricos e arqueológicos, recursos hidrológicos de qualidade, e elementos de paisagem cênica relevantes que se destacam entre atributos ecológicos. A Área de Proteção Ambiental é uma Unidade de Conservação (UC) de área extensa, com certo grau de ocupação humana, com o objetivo de disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do local (art. 15).

O Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC instituído pela Lei Federal de número 9.985 (REPÚBLICA, 2000), tem em seus objetivos (art. 4) contribuir para a manutenção da diversidade biológica, promover o desenvolvimento sustentável a partir dos recursos naturais, proteger e recuperar os recursos hídricos, edáficos e ecossistemas degradados, entre outros. Assim, as UC de tipologia “Uso Sustentável” compatibilizam a manutenção da natureza com o uso sustentável de recursos naturais (art. 7).

Além da APA do Corumbataí, na BH-RL estão localizadas as Estações Ecológica e Experimental de Itirapina sob a responsabilidade do órgão público Instituto Florestal. A Estação Ecológica foi criada Decreto Estadual de número 22.335 no ano de 1984 e a Estação Experimental por Decretos expropriatórios, assentados no 2º Cartório de Registo de Imóveis, Títulos e Documentos Civil da Pessoa Jurídica de Rio Claro. A área de superfície das unidades são respectivamente 2.300 ha e 3.212 ha (SMA, 2006). As estações possuem foco em

preservação e conservação ambiental da região, nas quais, são realizadas atividades de manejo florestal, educação ambiental, pesquisa, visitação e o controle de atividades conflitantes como caça, pesca, construção de estrada, fogo, vandalismo e agricultura.

A Estação Ecológica de Itirapina tem um papel muito importante na conservação de uma área tomada por Cerrado, tipicamente savânico e campestre. Este bioma é marcado por características de solo e clima de maneira conjunta, engloba formações originadas durante os períodos glaciais em que a temperatura global caiu e o clima tornou-se mais seco, favorecendo a retração das florestas e, conseqüentemente, a expansão de uma vegetação mais aberta, que necessitasse menos umidade e que fosse adaptada às novas condições do ambiente (AB'SABER, 1977; SMA, 2006). A degradação ambiental de áreas ocupadas com Cerrado vem colocando em risco uma série de espécies endêmicas, e por isso é muito importante a criação de UC visando disciplinar a ocupação de áreas ainda conservadas (SMA, 2006).

5 MATERIAL E MÉTODOS

Estão descritas nesta seção o material e as etapas metodológicas utilizadas nas análises espaciais de mudança da cobertura do solo e de avaliação multicritérios, bem como a integração dessas duas metodologias com a finalidade de avaliar a dinâmica de áreas de conservação na BH-RL. Também são demonstrados os métodos aplicados junto ao protocolo de avaliação ecológica da diversidade de habitats, utilizado para a identificação dos níveis de conservação dos trechos dos rios em campo. Por fim, realizou-se uma análise estatística para a comparação entre os níveis de conservação obtidos por análise espacial e os níveis de conservação obtidos em campo.

5.1 AVALIAÇÃO DA DINÂMICA DE ÁREAS DE CONSERVAÇÃO

Apresenta-se na Figura 11, o fluxograma contendo os procedimentos realizados nas análises espaciais, e suas principais etapas. No interior dos retângulos estão alocados os dados de entrada e nos losangos as ferramentas de suporte à decisão que fornecem os produtos finais, nos quadros de cor vermelha. Os retângulos preenchidos na cor azul são os produtos intermediários.

Figura 11. Principais etapas metodológicas

5.1.1 Análise da mudança da cobertura do solo

Foram definidas três datas, duas pretéritas (2008 e 2013) e uma presente (2018), para a produção dos mapas da cobertura do solo a partir de imagens dos satélites Landsat 5 e Landsat

8 (órbita 220 e ponto 75), fornecidas pela NASA (*National Aeronautics and Space Administration*) por meio do sítio eletrônico *Earth Explorer* da USGS (*United States Geological Survey*). As bandas espectrais, data de aquisição, satélites e respectivos sensores utilizados para a obtenção das imagens de cada ano estão demonstradas na Tabela 3. As bandas espectrais exploradas foram as das regiões do visível, infravermelho próximo e médio, com resolução espacial de 30 metros, dos sensores TM (*Thematic Mapper*) e OLI (*Operational Land Imager*). A banda pancromática com resolução espacial de 15 metros do sensor OLI também foi utilizada como auxílio à elaboração dos mapas de cobertura do solo.

Tabela 3 Detalhes das imagens usadas para a área de estudo

Ano	Satélite	Sensor	Bandas espectrais	Data de aquisição
2008	Landsat 5	TM	1 a 5	10/09/2008
2013	Landsat 8	OLI	2 a 6 e 8	08/09/2013
2018	Landsat 8	OLI	2 a 6 e 8	22/09/2018

As imagens passaram por correção atmosférica pelo método DOS (*Dark Object Subtraction*) (BADIN, 2016), realizada no *software* ArcMap 10.3.1 (ArcGIS). Nesse método, realiza-se a correção do espalhamento atmosférico no qual a interferência atmosférica é estimada diretamente a partir dos números digitais (ND) da imagem de satélite, sendo ignorada a absorção atmosférica (SANCHES et al., 2011).

5.1.1.1 Elaboração dos mapas de cobertura do solo

Os mapas de cobertura do solo para os anos de 2008, 2013 e 2018 foram produzidos a partir de técnica de processamento digital de imagens, pelo processo de classificação supervisionada (CHEN et al., 2018; MISHRA et al., 2018; WU; GE; DAI, 2017). O procedimento foi realizado no *software* IDRISI Selva, utilizando o sistema referência geodésica SIRGAS 2000, na projeção cartográfica *Universal Transversa de Mercator* (UTM), Zona 23 Sul. As classes de cobertura do solo foram observadas em saídas de campo (detalhes na subseção 5.2) e identificadas conforme a representatividade expressiva na região, são:

- i) represa: constitui-se na Represa do Lobo;
- ii) área inundada: região onde é predominante a classe pedológica para solos hidromórficos;

- iii) vegetação natural: compreende por fragmentos de Mata Atlântica na região sul da área de estudo (próximo às nascentes dos rios do Lobo e Itaqueri), e mata ciliar junto aos corpos hídricos;
- iv) área antropizada: parte da cidade de Itirapina (SP) que está localizada no interior do limite da BH-RL, a área de ocupação humana de baixa densidade no entorno da represa e o solo exposto fragmentado por toda a região. O solo exposto em sua maioria, provavelmente compreende as áreas que passam por preparo do solo para o plantio de culturas agrícolas. Isso pode ser observado pela época do ano (setembro) em que as imagens de satélite foram selecionadas. O sistema de plantio de muitas culturas é iniciado antes do período de chuvas, que se inicia em outubro na região em estudo;
- v) pastagem: vegetação rasteira cultivada;
- vi) agricultura: plantios de cana-de-açúcar, citricultura e algumas outras culturas em menor representatividade;
- vii) reflorestamento: plantios de *Pinus* spp. e *Eucaliptus* spp. e está presente na região central da área de estudo, e onde se localiza a Estação Experimental de Itirapina;
- viii) cerrado: predomina-se na área de preservação localizada na Estação Ecológica de Itirapina.

Neste processo, amostras de treinamento foram colecionadas para determinação de parâmetros de assinatura espectral das classes, que por sua vez foram utilizadas como critério da regra de decisão: algoritmo da Máxima Verossimilhança Gaussiana (MISHRA et al., 2018; MISHRA; RAI, 2016; POZNANOVIC et al., 2014). A acurácia foi verificada por meio de novas coletas de amostras de treinamento, interpretando as imagens dos satélites e usando imagens de alta resolução no *software* Google Earth, onde os tipos de cobertura do solo não mudaram com o tempo (HEIDARLOU et al., 2019). Com base nisso, foi obtido o coeficiente *kappa* pelo índice estatístico de KIA (CHEN et al., 2018; VARGA et al., 2015; WU; GE; DAI, 2017).

O mapa de cobertura do solo futuro que se refere ao ano 2028 foi obtido a partir da ferramenta de análise espacial Modelador da Mudança do Solo (*Land Change Modeler* – LCM), disponível no *software* IDRISI Selva (CALIJURI et al., 2015; EASTMAN, 2012; HEIDARLOU et al., 2019; MISHRA et al., 2018). As etapas de modelagem, bem como os métodos utilizados no processo de calibração do potencial de transição, predição da mudança e validação são detalhados nas próximas subseções.

5.1.1.2 Calibração do potencial de transição

Os mapas de cobertura do solo dos anos de 2008, 2013 e 2018 foram as principais entradas de dados para o projeto de modelagem da cobertura do solo para o ano de 2028. Além disso, um mapa contendo as principais estradas e outro contendo a elevação do terreno para a delimitação da BH-RL, foram utilizados como entradas secundárias para o projeto. O mapa das estradas foi obtido por meio de digitalização em tela com a utilização do *software* ArcGIS 10.3 e a imagem de satélite do ano de 2018 (Tabela 1) (não houveram mudanças nas estradas desde o ano de 2008). O mapa com os dados de elevação do terreno foi o Modelo Digital de Elevação (MDE) datado para o ano de 2015, obtido pelo sensor ASTER (*Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer*), fornecido pela NASA por meio do sítio eletrônico *Earth Explorer* da USGS, na resolução espacial de 30 metros.

O potencial de transição foi explorado conforme o objetivo desta pesquisa, que é avaliação da dinâmica de áreas de conservação. As áreas de conservação no conceito adotado, são aquelas que não passaram diretamente pela perturbação antrópica, ou seja, áreas das quais não sofreram alterações ambientais provocadas por atividades humanas. Portanto, os mapas contendo o potencial de transição das classes de cobertura do solo, com base nas mudanças ocorridas no período entre os anos de 2008 e 2018, foram identificadas para alocar a transição futura em um submodelo (EASTMAN, 2012; HEIDARLOU et al., 2019). Neste estudo, o submodelo de perturbação antrópica incluiu as mudanças de:

- i) Pastagem para área antropizada;
- ii) Agricultura para área antropizada;
- iii) Área antropizada para pastagem; e
- iv) Área antropizada para agricultura.

A calibração do potencial de transição que é um processo conduzido empiricamente, foi modelada agrupando-se as transições identificadas (EASTMAN, 2012; HEIDARLOU et al., 2019), para o período entre os anos 2008 e 2013. Com base no potencial de transição identificado foram selecionadas variáveis explicativas conforme alguns estudos encontrados (HEIDARLOU et al., 2019) para descrever as alterações. Para isso, foi elaborado um conjunto de componentes estáticos, que não possuem tendência à mudança, e dinâmicos, que são direcionadores dependentes do tempo, como a proximidade com o desenvolvimento ou a infraestrutura existente (EASTMAN, 2012). Os componentes dinâmicos foram recalculados ao longo do tempo durante o curso de uma previsão. As variáveis utilizadas, as “explicações” e respectivas características estão descritas a seguir:

Tabela 4 Variáveis utilizadas na modelagem da cobertura do solo, características e explicação adotada

Variáveis	Característica	Explicação
Distâncias das áreas antropizadas em 2008	Dinâmica	As áreas antropizadas compreendem as regiões urbanizadas, ocupação humana de baixa densidade e solo exposto. Essa variável explica a expansão da urbanização e das atividades agrícolas, facilitando o acesso e minimização de custos para a abertura de novas áreas.
Distâncias das principais estradas	Estática	A proximidade com as estradas promove o desenvolvimento de natureza antrópica, facilita a manutenção da subsistência básica e o desenvolvimento de atividades.
Distâncias da hidrografia	Estática	A ocupação por pastagem e agricultura visa a proximidade com os corpos de água para fins de dessedentação de animais e irrigação.
Distâncias da represa	Estática	A represa do Lobo é utilizada para fins de recreação e turismo o que podem aumentar, a medida que as áreas são ocupadas.
Distâncias das áreas urbanas e ocupação humana de baixa densidade	Dinâmica	Essas áreas tendem ao aumento a medida que a população cresce.
MDE	Estática	A elevação possui característica fundamental no desenvolvimento humano atribuindo custos às atividades econômicas.
Mudança da cobertura do solo (2008-2013)	Dinâmica	A mudança da cobertura do solo é a força motriz para a transição ocorrida.

As variáveis explicativas (Tabela 2) correspondentes às distancias foram elaboradas com a utilização da ferramenta *DISTANCE* disponibilizada pelo *software* IDRISI Selva. A variável de Mudança da cobertura do solo, foi criada pela determinação da frequência relativa com a qual diferentes categorias de cobertura de terra ocorreram dentro das áreas que transitaram de 2008 a 2013. Para isso, foi utilizada a ferramenta de probabilidade de evidência do painel de transformação de variável do LCM. Dessa forma, uma variável categórica transforma-se em contínua, na qual os números expressam assim a probabilidade de encontrar a cobertura do terreno no pixel em questão se esta fosse uma área que faria a transição (EASTMAN, 2012).

As variáveis explicativas identificadas para representar as perturbações antrópicas foram testadas quanto ao poder de explicação com o coeficiente V de Cramer (EASTMAN, 2012; HEIDARLOU et al., 2019; MISHRA et al., 2018). A partir disso, as transições são modeladas usando a abordagem de Redes Neurais Artificiais (RNA), baseada na Percepção de Múltiplas Camadas (*Multi-Layer Perceptron* - MLP), disponível na Modelagem do Potencial de Transição do LCM (EASTMAN, 2012). A rede neural permitiu modelar as transições, visto que a perturbação antrópica é a força motriz (junto ao grupo de variáveis explicativas da Tabela 4), fornecendo um mapa potencial para cada transição.

Uma vez que os mapas potenciais de mudança foram preparados para cada transição com base na relação entre a variável explicativa e as transições de submodelo, a taxa de precisão da rede e a medida de habilidade do modelo (HEIDARLOU et al., 2019; MAS et al., 2014; SAIFULLAH; BARUS; RUSTIADI, 2017) foram avaliados.

5.1.1.3 *Predição da mudança e validação*

A predição da mudança da cobertura do solo é última etapa do processo de modelagem. A partir do potencial de transição calibrado, a probabilidade das áreas alteradas no período entre os anos de 2008 e 2013 foi calculada usando a cadeia de *Markov* (ARSANJANI; KAINZ; MOUSIVAND, 2011; HAMAD; BALZTER; KOLO, 2018; MISHRA; RAI, 2016). Isso foi realizado para quantificar as mudanças esperadas para a cobertura do solo do ano de 2018.

Neste estudo, o modelo de previsão e o período de calibração de 2008 a 2013 foram usados para realizar a modelagem para o ano de 2018. A validação do modelo foi verificada pela comparação da matriz de transição por meio do coeficiente *kappa*, da predição realizada para o ano de 2018 e o mapa da cobertura do solo classificado a partir de imagem de satélite para o mesmo ano (HEIDARLOU et al., 2019; MISHRA et al., 2018; POZNANOVIC et al., 2014; VARGA et al., 2015). Após a avaliação da precisão o modelo desenvolvido e os mapas

classificados para os anos de 2008 e 2018 foram utilizados para estimar as mudanças na cobertura do solo para o ano de 2028.

5.1.2 Elaboração de cenários por avaliação multicritérios

A proposta da metodologia tratada nessa seção envolve a criação de cenários de conservação ambiental com a utilização da MCE, por meio do *software* IDRISI Selva, adotando os critérios pertinentes ao objetivo de estudo (COSTA et al., 2016; SANTOS et al., 2019; VETTORAZZI; VALENTE, 2016). As etapas da proposta metodológica da MCE são: i) padronização dos valores dos critérios; ii) hierarquização e geração de pesos e; iii) ponderação da relevância dos critérios. Essas etapas estão detalhadas nas subseções posteriores.

Foram elaborados dois cenários de conservação ambiental contendo níveis de adequabilidade, referentes aos anos de 2008 e 2018, para representar a evolução ao longo dos anos, e um cenário futuro para o ano de 2028. O cenário futuro refere-se ao prognóstico dos níveis de conservação ambiental, mediante a mudança ocorrida na cobertura do solo da BH-RL entre os anos de 2008 e 2018. Para isso, foram utilizados um critério de restrição e seis fatores de adequabilidade. Notadamente, os mapas de cobertura do solo foram obtidos por classificação de imagens de satélite e por análise de mudança na cobertura do solo (LCM), detalhados nas subseções anteriores.

Os critérios adotados para a elaboração dos cenários de conservação ambiental são exibidos na Tabela 5. Nota-se que os critérios cobertura do solo e distâncias das áreas urbanas são dinâmicos; os demais são estáticos.

Tabela 5 Características e tipos de dados dos critérios adotados na MCE.

Critério	Tipo do dado	Característica
Limites da BH-RL	Binário	Estático
Cobertura do solo	Categórico	Dinâmico
Tipos de solo	Categórico	Estático
Declividade	Contínuo	Estático
Distâncias da hidrografia	Contínuo	Estático
Distâncias das estradas	Contínuo	Estático
Distâncias das áreas urbanas	Contínuo	Dinâmico

O único critério de restrição utilizado foi a delimitação (imagem binária) para a área de estudo que compreende a BH-RL. A delimitação da BH-RL começa no ponto jusante à represa do Lobo e se estende por toda rede de drenagem (hidrografia), até os pontos à montante das áreas das nascentes dos corpos hídricos que contribuem para o abastecimento da represa. São, os córregos Perdizes, da Água Branca, do Limoeiro, do Geraldo e do rio Itaqueri e do ribeirão do Lobo. A Figura 12 apresenta a represa e a rede de drenagem sobrepostas às informações de elevação do terreno, compreendendo o interior da delimitação da BH-RL.

Figura 12 Mapa contendo da Hidrografia e informações de elevação do terreno da BH-RL

A rede de drenagem (hidrografia), a área de superfície da BH-RL e a declividade foram extraídas das informações de relevo do Modelo Digital de Elevação (MDE) datado para o ano de 2015, obtido pelo sensor ASTER (*Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection*

Radiometer), fornecido pela NASA por meio do sítio eletrônico *Earth Explorer* da USGS, na resolução espacial de 30 metros.

As estradas e os limites urbanos pertencentes à área de estudo foram elaborados pela técnica de digitalização em tela, em escala cartográfica de 1:15.000, em ambiente SIG. As distâncias das estradas, dos limites urbanos e da hidrografia e, a declividade foram extraídas por meio de ferramentas específicas disponibilizadas pelo *software* IDRISI.

5.1.2.1 Padronização dos valores dos critérios

Os fatores têm diferentes tipos de dados (categóricos ou contínuos) como foi demonstrado na Tabela 5 e, portanto, precisam ser padronizados por meio de reclassificação (categóricos) ou aplicação de lógica difusa (contínuos). Esta etapa da tomada de decisão consiste na transformação dos valores dos dados originais em graus de relevância. A escala adotada foi a de 0 a 255, que é recomendada pelo Eastman, 2012. A determinação dos pontos de controle para a aplicação da lógica difusa, também seguiu a recomendação do autor, considerando os valores mínimos e máximos dos fatores para a escala padronizada representar o caso de maior probabilidade de pertencer ao conjunto de decisão.

Fatores de características contínuas

Notadamente, por meio de funções de lógica difusa, a padronização dos fatores com dados de valores contínuos foi realizada por meio da função Monotônica Sigmoidal. Essa função determina a mudança gradual na fronteira entre os fenômenos, variando de acordo com os níveis de adequação em um intervalo contínuo (COSTA et al., 2016; EASTMAN, 2012; SANTOS et al., 2019; ZHANG et al., 2013).

As áreas mais próximas às ocupações antrópicas possuem maior distúrbio do que as áreas que estão mais distantes, portanto, a distância dessas áreas aumenta o nível de proteção à biodiversidade (Costa et al., 2016). A declividade e a hidrografia também foram incluídas como fator de impacto considerado importante em estudos ambientais por alguns autores (AKBARI; NEAMATOLLAHI; NEAMATOLLAHI, 2019; IOANA-TOROIMAC et al., 2017). Diante disso, o fator de distâncias da hidrografia foi padronizado com a função decrescente, visto que a proximidade dos rios possui um peso maior em relação à conservação ambiental (Zhang et al., 2013). E por fim, os fatores declividade e distâncias da ocupação antrópica foram padronizados com a função crescente.

Fatores de características categóricas

Os critérios do tipo categórico são compostos por classes temáticas, impossibilitando a aplicação direta da função de pertinência da lógica difusa. Nesse caso, a padronização ocorre pela reclassificação dos valores dos dados do mapa (0 a 255) (COSTA et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2014). A importância relativa e a compensação das classes dos fatores de característica categóricas foi realizada a partir da função ecológica e dos processos de degradação decorrentes da ocupação antrópica com o apoio de alguns estudos ambientais (CHEN et al., 2018; COSTA et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2014; SANTOS et al., 2019; SCOTT, 2000; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013; VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017).

Tipos de solo

O mapa dos tipos de solo foi disponibilizado pelo Instituto Agrônomo de Campinas (IAC, 1981) na escala 1:50.000, no qual foram extraídas as classificações específicas para a delimitação da BH-RL (Figura 13).

Figura 13 Classe de solos pertencentes a BH-RL

Fonte: adaptado de IAC (1981)

Legenda: G: Gleissolo; RQ: Neossolos Quartzarênicos; LVdf: Latossolo Vermelho Distroférrico; PVA: Argissolos Vermelho-Amarelo; LVA: Latossolo Vermelho-Amarelo; LV: Latossolo Vermelho; RL: Neossolos Litólicos; NV: Nitossolos.

O papel dos solos hidromórficos na recarga do lençol freático, e dos solos considerados pouco antropizados ou que sofreram intemperismo moderado (EMBRAPA, 2006; LEPSCH, 1993; SCOTT, 2000), foram considerados na importância relativa da padronização do fator categórico dos tipos de solo. A Tabela 6 apresenta as classes de solo, a descrição sucinta para cada um e os respectivos valores adotados na padronização. A nomenclatura dos solos estão de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SBCS) (EMBRAPA, 2006).

Tabela 6 Classes de solo encontrados na BH-RL, descrição e valores de adequabilidade

Classe	Descrição	Valor
LV	Álico, H A moderado, textura argilosa (Unidade Limeira)	45
LVA	Álico, H A moderado, textura média. (Unidade Coqueiro)	75
RL	Eutrófico e Distrófico, H A moderado, substrato arenito Baurú	105
PVA	Distrófico, H A moderado, textura média ou argilosa (Unidade Canela)	135
Rocha	Rochas expostas	165
LVdf	Distrófico, H A moderado (Unidade Barão Geraldo)	195
NV	Antiga Terra Roxa Estruturada	195
RQ	Areias quartzosas profundas, álicas, H A moderado	225
G	Solos orgânicos com ou sem Gley húmico	255
Represa	Água	255

Fonte: adaptado de IAC (1981)

Legenda: H: Horizonte

O suporte da literatura científica (EMBRAPA, 2006; LEPSCH, 1993; SCOTT, 2000), foi utilizado para textura, temperatura / calor, aeração, capacidade de infiltração, retenção de água e estrutura. As propriedades consideradas como tendo influência na fragilidade do solo são o fluxo, sais solúveis, movimentação de nutrientes e oxigênio no solo, evapotranspiração, incluindo os efeitos do ressecamento no sistema água-solo-planta e, finalmente, reduções no transporte de sedimentos segundo a variabilidade de tempo (SCOTT, 2000).

Os solos tipo Latossolo foram classificados com baixos valores de importância. É considerado um solo antigo, estável e submetido a intenso intemperismo. É profundo e na maioria das vezes empobrecido em nutrientes necessários às plantas e geralmente compreende regiões com vegetação esparsa (LEPSCH, 1993). Estão dispostos em relevo suavizado, onde se

apresentam florestas e cerrado, e na área de estudo estão localizados junto as ocupações por agricultura.

Os solos do tipo Neossolo Litólico foram classificados com valores moderadamente baixos. Esse tipo de solo é encontrado diretamente sobre a rocha, sobre um horizonte C ou sobre material com 90% (por volume) ou mais de sua massa constituída por fragmentos de rocha com diâmetro maior que 2mm (cascalhos, calhaus e matacões) (EMBRAPA, 2006). São solos com baixa retenção de água, rasos e geralmente estão presentes junto a cobertura vegetal de encostas (MARQUES et al., 2007).

O solo do tipo Argissolo e as rochas (pequena parcela na área de estudo) expostas foram identificados com valores médios de padronização. Esse tipo de solo predomina em regiões de cerrado e florestas de clima úmido, com um perfil bem desenvolvido, moderadamente impactado pelo intemperismo (EMBRAPA, 2006). Apresenta-se em uma profundidade menor, e em situações de relevo mais acidentado encontram-se junto a vegetação natural, como florestas de folhas largas, além de ser considerado suscetível à erosão hídrica por estarem associados a relevo ondulado ou fortemente ondulado (LEPSCH, 1993).

Os solos do tipo Latossolo Vermelho Distroférrico e Nitossolo foram classificados com valores moderadamente altos. São solos profundos e bem drenados, argilosos, porosos, possuem alta quantidade de ferro, atingindo vários metros de espessura, e ocorrem em ambientes que favorecem a lixiviação de base (EMBRAPA, 2006). São solos de ocorrência em áreas bem drenadas e na área de estudo estão localizados próximos aos corpos hídricos.

Os Neossolos Quartzarênicos foram identificados com valores relativamente altos. São solos menos resistentes ao intemperismo, pouco desenvolvidos, constituído por minerais de quartzo, baixa capacidade de armazenamento de água (alta permeabilidade), de estruturação muito frágil, baixa coesão e alta suscetibilidade à erosão (EMBRAPA, 2006; LEPSCH, 1993). Na área de estudo são solos que estão associados a vegetação do cerrado ou floresta.

A área da represa e os solos hidromórficos foram padronizados com os valores mais altos. Esse tipo de solo se desenvolve com a influência de águas subterrâneas altas atuando como áreas de recarga do lençol freático possibilitando contaminação, e as características são acinzentadas, muito moles e porosas (EMBRAPA, 2006; LEPSCH, 1993).

Cobertura do solo

A função ecológica dos fatores de dados categóricos para cobertura do solo foi considerada, por exemplo, o papel da vegetação nativa no controle da entrada de sedimentos em corpos d'água e nascentes, especialmente quando se trata de mata ciliar, além de melhorar

o ecossistema local por interações biológicas (vegetação-água-solo) (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013). Os processos de degradação decorrentes da ocupação antrópica foram considerados, por exemplo, as mudanças críticas da vegetação natural e o desenvolvimento de atividades que impactam negativamente o meio ambiente (CALIJURI et al., 2015; COSTA et al., 2016; SANTOS et al., 2019). Além disso foi considerada a predominância (dinâmica entre os anos 2008 e 2018), localização e dispersão de cada classe em relação a área total da BH-RL.

Na Tabela 7, apresenta-se as classes de cobertura do solo identificadas para a BH-RL.

Tabela 7 Classes de cobertura do solo (BH-RL), descrição e valor de importância

Classe	Predominância (BH-RL), dispersão e/ ou concentração entre os anos 2008 e 2018	Valor
Área antropizada	Entre 24% e 30%; dispersa em grandes porções	10
Agricultura	Entre 4% e 9%; dispersa e fragmentada	65
Pastagem	Entre 6% e 26%; concentrada próxima às nascentes do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo	100
Reflorestamento	Entre 16% e 24%; concentrada em grandes porções	185
Represa	Por volta de 2% da BH-RL; concentrada	215
Área de inundação	Entre 4% e 14%; concentrada próxima aos rios	215
Cerrado	Entre 5% e 12%; concentrada em área de proteção ambiental	235
Vegetação natural	Entre 6% e 12%; fragmentada próxima às nascentes do rio Itaqueri e do Lobo	255

A classe de ocupação do solo referente à Área antropizada foi identificada com baixo valor de importância. Corresponde aos limites urbanos no interior da BH-RL, a ocupação humana de baixa densidade que se localiza nas proximidades da represa do Lobo e o solo exposto e/ou degradado que se encontra em toda área de estudo. Essa classe se apresenta de forma dispersa e em até 30% da área total em estudo, além ser encontrada em grandes proporções. O valor de padronização adotado corresponde a mudanças críticas no estado da

vegetação natural (CALIJURI et al., 2015; COSTA et al., 2016; SANTOS et al., 2019; ZHANG et al., 2013).

A cobertura do solo classificada como Agricultura foi adotada com o valor de importância relativamente baixo. Corresponde a plantações das culturas cana-de-açúcar, citricultura e algumas outras em menor representatividade na região. A agricultura se apresenta em uma dinâmica de 4% a 9% da área de estudo, entre os anos de 2008 e 2018, localiza-se em áreas dispersas e de forma fragmentada.

A classe de cobertura do solo identificada como Pastagem recebeu valor médio-baixo de importância. Corresponde em sua maioria a pastagens com vegetação rasteira cultivada variando entre 6% e 26% da área total em estudo, se apresenta concentrada em localização próxima às nascentes do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo. Uma pastagem sem manejo adequado pode ser um grave problema ambiental, refletindo no caso de pastagens degradadas, podem aumentar a produção de sedimentos na região (DIAS-FILHO, 2014) e consequentemente o impacto negativo às nascentes, das quais estão localizadas.

A classificação identificada como Reflorestamento foi valorizada com a importância média-alta. Corresponde ao cultivo de *Pinus* spp. e *Eucaliptus* spp., com variação entre 16% e 24% da área total em estudo. A ocupação por reflorestamento encontra-se concentrada e em grandes porções, sendo que boa parte está localizada na Estação Experimental de Itirapina, onde são realizadas pesquisas relacionadas a conservação ambiental.

As áreas onde estão localizadas a Represa e a Área sujeita à inundação foram identificadas com o valor de importância relativamente alto. A primeira ocupa aproximadamente 2% e a segunda varia entre 4% e 14% da área total em estudo. Se apresentam de forma concentrada. A área sujeita à inundação acompanha boa parte dos cursos do rio Itaqueri e do ribeirão do Lobo e está localizada em regiões compreendidas por solo hidromórfico, dessa forma, estabelecendo relação entre os recursos hídricos subterrâneos e superficiais (LEPSCH, 1993).

As classes de cobertura do solo denominadas como Cerrado e Vegetação natural foram identificadas com valores altos de importância. O Cerrado se localiza concentrado em área de proteção ambiental de nome Estação Ecológica de Itirapina, com variação entre 5% e 12% da área total em estudo. Já a Vegetação natural corresponde em sua maioria às matas ciliares (principalmente próximas às nascentes do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo), se apresentando de forma fragmentada que variam entre 6% e 12% da BH-RL. As classes de cobertura do solo Cerrado e Vegetação natural são consideradas por especialistas em ecologia e em conservação da natureza, como o critério mais importante na preservação de uma bacia hidrográfica

(ZHANG et al., 2013). A cobertura vegetal é extremamente importante na redução da erosão e atuam como um filtro de proteção à entrada de material poluente nos corpos hídricos (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013). Dessa maneira, a cobertura vegetal determina boa parte da vulnerabilidade do solo, assim como o aumento da disponibilidade e qualidade da água na região.

5.1.2.2 Hierarquização dos valores dos critérios

O Processo Analítico Hierárquico (AHP) foi utilizado para comparar os fatores aos pares e depois atribuir pesos a cada um deles (COSTA et al., 2016; VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017). Esse processo foi realizado para os cenários dos anos de 2008, 2018 e 2028. Ao término da comparação, a consistência do modelo utilizado no AHP foi verificada por meio do indicador de razão da consistência (CR), que penaliza a incoerência, visto que, uma vez que se obtenha um valor de CR abaixo de 0,1 (SAATY, 1987), pode-se finalizar a comparação e calcular os pesos de cada fator para serem utilizados na MCE (SANTOS et al., 2019; VETTORAZZI; VALENTE, 2016).

5.1.2.3 Ponderação da relevância dos critérios

Como resultado, um mapa de aptidão à conservação ambiental para cada um dos cenários referentes anos de 2008, 2018 e 2028 foram obtidos. Para isso, utilizou-se a Combinação Linear Ponderada (WLC) (SANTOS et al., 2019; VETTORAZZI; VALENTE, 2016), visto que uma vez que os mapas de critérios (fatores e restrições) tenham sido gerados e hierarquizados, basta multiplicar cada mapa de fator (isto é, cada *pixel* de cada mapa) pelo seu peso, e então somar os resultados (COSTA et al., 2016; VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017). Dessa forma, a obtêm-se a compensação máxima e o risco de análise em 0,5 (EASTMAN, 2012).

5.2 AVALIAÇÃO ECOLÓGICA DA DIVERSIDADE DE HABITATS

O Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats (PARDH) ajustado às condições de ecossistemas lóticos existentes em regiões brasileiras por Callisto et al. (2002), foi utilizado para a verificação de características ambientais e dos habitats dos trechos dos corpos hídricos da BH-RL. O PARDH foi aplicado por fornecer resultados globais que refletem em um bom entendimento da situação real, visto que opta por simplificar a pontuação de cada

parâmetro para no máximo 5 pontos, facilitando o favorecimento de seu uso em pesquisas científicas (CALLISTO et al., 2002; OLIVEIRA; NUNES, 2015). O protocolo compõe-se por um questionário contendo 22 itens separados em dois quadros.

No Quadro 1, apresenta-se a primeira parte do questionário aplicado com 10 parâmetros utilizados para a verificação de características ambientais, suas alterações e a pontuação para o nível de conservação de cada parâmetro. Atribuiu-se para cada item: 4 pontos ao verificar condição natural ou não antropizada, 2 pontos para condição levemente antropizada e 0 pontos para condição severamente alterada.

Quadro 1 Primeira parte do PARDH

Protocolo de Avaliação Rápida de Características Ambientais			
Avaliador:		Formação:	
Coordenadas:		Tempo (situação do dia):	
Parâmetros	Pontuação		
	4 Pontos	2 Pontos	0 Pontos
1. Tipo de ocupação na margem (principal atividade)	Vegetação natural	Pastagem, agricultura ou reflorestamento	Urbanização ou industrialização
2. Erosão nas margens do rio ou assoreamento no leito	Ausente	Moderada	Acentuada
3. Alterações antrópicas	Ausente	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	Alterações ambientais (industriais, urbanas ou canalização do rio)
4. Cobertura vegetal no leito	Parcial	Total	Ausente
5. Odor da água	Nenhum	Esgoto (ovo podre)	Óleo ou industrial
6. Oleosidade da água	Ausente	Moderada	Abundante
7. Transparência da Água	Transparente	Turva	Opaca ou colorida
8. Odor do sedimento	Nenhum	Esgoto (ovo podre)	Óleo industrial
9. Oleosidade	Ausente	Moderado	Abundante
10. Tipo de fundo	Pedras ou cascalho	Lama e/ou areia	Cimento ou canalização

Fonte: (CALLISTO et al., 2002; EPA, 1987)

No Quadro 2, apresenta-se a segunda parte do questionário aplicado com 12 parâmetros utilizados para avaliar as condições de habitat, as alterações antrópicas e a pontuação para o nível de conservação de cada parâmetro. Atribuiu-se para cada item: 5 pontos ao verificar a

diversidade de habitat, 3 pontos para habitat levemente alterado, 2 pontos para habitat moderadamente alterado e 0 pontos para habitat severamente alterado.

Quadro 2 Segunda parte do PARDH

Parâmetros	Pontuação			
	5 pontos	3 pontos	2 pontos	0 pontos
11. Tipos de fundo (habitat)	+ de 50% diversificado (tronco submerso/cascalho)	30 a 50% diverso (adequado p/ populações aquáticas)	10 a 30% diverso (insuficiente; substratos modificados)	- de 10% diverso (substrato rochoso instável p/ fixação dos organismos)
12. Extensão de rápidos	Corredeiras bem desenvolvidas (tão largos quanto o rio e de comprimento igual ao dobro da largura do rio)	Rápidos com a largura igual à do rio mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio	Trechos rápidos não tão largos quanto o rio e comprimento menor que o dobro da largura do rio	Rápidos ou corredeiras inexistentes
13. Frequência de rápidos	Frequentes (distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 5 e 7)	Corredeiras não frequentes (distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 7 e 15)	Corredeiras ocasionais, habitats formados pelos contornos do fundo (distância dividida pela largura do rio entre 15 e 25)	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com corredeiras raras; pobreza de habitats (distância dividida pela largura do rio maior que 25)
14. Tipos de substrato	Seixos abundantes (prevalecendo em nascentes)	Seixos abundantes / cascalho comum	Fundo formado predominantemente por cascalho	Fundo pedregoso ou lamoso
15. Deposição de lama	Entre 0 e 25% do fundo	Entre 25 e 50% do fundo	Entre 50 e 75% do fundo	+ de 75% do fundo
16. Depósitos sedimentares	- de 5% do fundo com deposição de lama (ausência de deposição nos remansos)	Evidência de modificação no fundo (aumento de cascalho, areia ou lama) (5 a 30% do afetado; suave deposição nos remansos)	Deposição moderada de cascalho, areia ou lama nas margens (entre 30 a 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos)	Grandes depósitos de lama (mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes/significativa deposição de sedimentos)
17. Alterações no canal do rio	Canalização/dragagem ausente ou mínima (rio com padrão normal)	Alguma canalização/próximo a construção de pontes (modificações a mais de 20 anos)	Alguma modificação presente nas duas margens (40 a 80% do rio modificado)	Margens modificadas (+ de 80% do rio)

18. Características do fluxo da água	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio (mínima quantidade de substrato exposta)	Lâmina d'água > 75% do canal do rio (ou < 25% do substrato exposto)	Lâmina d'água entre 25 e 75% do canal do rio, e/ou maior parte do substrato nos "rápidos" exposto	Lâmina d'água escassa e presente apenas nos remansos
19. Presença de mata ciliar	+ de 90% com vegetação nativa (mínima evidência de deflorestamento; todas as plantas atingindo a altura "normal")	Entre 70 e 90% com vegetação nativa (deflorestamento evidente, mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura "normal")	Entre 50 e 70% com vegetação nativa (deflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura "normal")	- de 50 % da mata nativa (deflorestamento acentuado)
20. Estabilidade das margens	Margens estáveis (evidência mínima de erosão ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros) (menos de 5% da margem afetada)	Moderadamente estáveis (pequenas áreas de erosão frequentes) (entre 5 e 30% da margem com erosão)	Moderadamente instável (entre 30 e 60% da margem com erosão) (risco elevado de erosão durante enchentes)	Instável (muitas áreas com erosão; áreas descobertas nas curvas do rio) (erosão óbvia entre 60 e 100% da margem)
21. Extensão da mata ciliar	Largura da vegetação nativa maior que 18m (sem influência de atividades antrópicas)	Largura da vegetação nativa entre 12 e 18m (mínima influência antrópica)	Largura da vegetação nativa entre 6 e 12m (influência antrópica intensa)	Largura da vegetação nativa menor que 6m (vegetação restrita ou ausente devido à atividade antrópica)
22. Presença de plantas	Pequenas macrófitas aquáticas e/ou musgos distribuídos pelo leito	Macrófitas aquáticas/algas filamentosas/musgos, substrato com perifiton	Algas filamentosas/macrófitas em poucas pedras ou alguns remansos, perifiton abundante e biofilme	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas

Fonte: adaptado de Callisto et al. (2002) e Hannaford, Barbour e Resh (1997)

Os 22 parâmetros do PARDH classificam os ambientes locais como natural, impactado e muito impactado, principalmente em função da presença de efluentes domésticos, nível de degradação da vegetação ripária e do solo ao longo do corpo hídrico, dentre os possíveis estados de degradação considerados e adaptados no protocolo (BENTOS et al., 2018; CALLISTO et al., 2002; CORDEIRO et al., 2016). O nível de conservação dos trechos dos riachos na bacia hidrográfica foi verificado em 12 locais que são apresentados na Figura 14.

Figura 14. Pontos de observação para aplicação do PARDH

Fonte: adaptado da imagem base do software ArcGIS (ESRI, 2018)

Na Tabela 8, está disposta a descrição da localização, o corpo hídrico observado e as Coordenadas Geográficas para cada um dos 12 pontos de observação e aplicação do PARDH. As coordenadas geográficas estão no sistema de referência geodésica SIGAS 2000, na projeção cartográfica UTM Zona 23 Sul e expostas em graus, minutos e segundos.

As avaliações visuais foram realizadas por 8 indivíduos, nas estações climáticas chuvosa e seca do ano de 2018. A primeira ocorreu nos dias 20 de março e 16 de abril e a segunda ocorreu no dia 24 de setembro. As avaliações resultaram na atribuição de pontuação dos 22 parâmetros para cada local. Foram realizadas também análises conjuntas da percepção por meio da discussão dos mesmos indivíduos para cada local. Ao realizar o somatório da pontuação de cada local foi atribuído de 0 a 40 para ambiente impactado; de 41 a 60 para ambiente alterado; e acima de 60 para ambiente natural, conforme determina a metodologia do PARDH.

Tabela 8 Pontos de observação para aplicação do PARDH

Ponto	Descrição da localização	Corpo Hídrico	Coordenadas Geográficas	
1	nascente (fazenda)	Itaqueri	22°20'27.60"S	47°55'17.72"O
2	nascente (comunidade)	Itaqueri	22°20'25.86"S	47°54'44.64"O
3	nascente (fazenda)	Lobo	22°18'42.03"S	47°56'15.59"O
4	próximo à estrada terra	Itaqueri	22°18'43.50"S	47°52'47.80"O
5	próximo à estrada terra	Lobo	22°17'20.50"S	47°55'35.30"O
6	próximo à rodovia	Lobo	22°15'54.23"S	47°54'42.36"O
7	próximo à rodovia	Itaqueri	22°15'29.90"S	47°51'53.20"O
8	E. Ecológica (Itirapina)	Lobo	22°13'27.79"S	47°54'03.56"O
9	E. Experimental (Itirapina)	Itaqueri	22°14'41.57"S	47°51'43.08"O
10	Na cidade de Itirapina	Água Branca	22°14'56.69"S	47°49'08.47"O
11	próximo à rodovia	Água Branca	22°13'52.90"S	47°51'12.10"O
12	próximo à rodovia	Geraldo	22°12'22.70"S	47°52'16.90"O

Os indivíduos que foram à campo para a aplicação do PARDH possuem formações profissionais nas áreas ambientais ou não. Diante disso, houve a representação da percepção ambiental sob diversos olhares. A Tabela 9 apresenta a formação profissional de cada indivíduo.

Tabela 9 Indivíduos que estiveram presentes nas aplicações do PARDH

Indivíduo	Formação Profissional
1	Engenharia Ambiental
2	Engenharia Ambiental
3	Engenharia Ambiental
4	Gestão Ambiental
5	Engenharia Elétrica
6	Ciências Biológicas
7	Engenharia Ambiental
8	Engenharia Ambiental

5.3 COMPARAÇÃO ENTRE OS CENÁRIOS DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL

Os cenários de conservação ambiental obtidos por meio da aplicação de PARDH e por meio de análise espacial MCE foram comparados. Isso foi realizado para verificar a relação existente (HOFFMANN, 2016a; OLIVEIRA; GUERRA; MCDONNELL, 2018) entre os resultados obtidos com as ferramentas de suporte à decisão e as observações realizadas em campo. Notadamente, utilizou-se o cenário de conservação ambiental elaborado por meio de análise espacial MCE para o ano de 2018 e, o cenário de conservação ambiental obtido por meio do PARDH para a estação climática seca.

Os pontos de aplicação do PARDH foram identificados no mapa contendo o cenário de conservação ambiental da MCE, e extraiu-se os respectivos indicadores de conservação. A partir disso, foi realizada a comparação entre os valores por meio da análise estatística Regressão Linear Simples (RLS) (HOFFMANN, 2016a). Dessa forma, admitiu-se como variável dependente os valores de conservação ambiental modelados (MCE), e como variável independente (ou explanatória) os valores de conservação ambiental observados (PARDH). O *software* R possibilitou o desenvolvimento da aplicação estatística, facilitação na exploração dos dados e no desenvolvimento de gráfico (OLIVEIRA; GUERRA; MCDONNELL, 2018)

Diante das informações, com o estabelecimento de pares (para cada ponto) dos valores das variáveis (MCE e PARDH), pôde-se aplicar a função para regressão linear simples (HOFFMANN, 2016a). Por fim, se a hipótese nula (relação inexistente entre as variáveis MCE e PARDH) for rejeitada, indica a confiabilidade no modelo desenvolvido com a utilização da MCE, estabelecendo relação com a observação realizada por meio do PARDH.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Estão descritas nesta seção principal os resultados obtidos conforme o detalhamento realizado nas etapas metodológicas para as análises espaciais de mudança da cobertura do solo e de avaliação multicritérios, bem como a integração dessas duas metodologias para a avaliação da dinâmica de áreas de conservação na BH-RL. Também são demonstrados os resultados apurados na aplicação do protocolo de avaliação ecológica da diversidade de habitats, utilizado para a identificação dos níveis de conservação dos trechos dos rios em campo. Por fim, a seção se encerra com os resultados provenientes da análise estatística usada para a comparação entre os níveis de conservação obtidos por análise espacial e os níveis de conservação obtidos em campo.

6.1 AVALIAÇÃO DA DINÂMICA DE ÁREAS DE CONSERVAÇÃO

Esta subseção se resume na apresentação da avaliação da dinâmica de áreas de conservação. A ordem dos resultados obtidos para os níveis de conservação ambiental da BH-RL seguiu as informações detalhadas na metodologia que compreende a análises espaciais mudança da cobertura do solo e avaliação multicritérios.

6.1.1 Mudança da cobertura do solo

O tópico contendo a mudança da cobertura do solo compreende os resultados obtidos na elaboração da cobertura do solo para os anos 2008, 2013 e 2018, seguido pela análise da mudança ocorrida entre esses três anos, a calibração do potencial de transição e a predição da mudança para o ano 2028 e validação do modelo gerado.

6.1.1.1 Mapas de cobertura do solo obtidos por classificação supervisionada

A Figura 15 apresenta o padrão espacial ocorrido no período entre os anos 2008, 2013 e 2018 a partir das oito principais classes de cobertura do solo identificadas na BH-RL. Os tipos de uso e ocupação do solo identificados são represa, área sujeita à inundação, vegetação natural, área antropizada, pastagem, agricultura, reflorestamento e Cerrado. A precisão geral dos mapas preparados para 2008, 2013 e 2018 a partir do índice estatístico KIA foram de 0,691; 0,788 e; 0,854, respectivamente.

Figura 15 Mapas de Cobertura do solo obtidos por meio de classificação supervisionada para os anos 2008, 2013 e 2018

No estudo de Junior (2013), foi aplicada a técnica de classificação supervisionada por meio do algoritmo de máxima verossimilhança utilizando o *software* ArcGIS 9.3, para a mesma área do presente estudo (BH-RL). A partir de imagem do satélite CBERS-2B datada para o ano de 2010, o autor identificou as classes de uso e ocupação do solo mata, campo/cerrado, pastagem, reflorestamento, área urbanizada, área urbanizada de baixa densidade, solo exposto, área sujeita à inundação, água, cana-de-açúcar, citricultura e outras culturas em menor representatividade. Essas são equivalentes às classes que foram identificadas no presente estudo, que se utilizou do mesmo algoritmo que Junior (2013), no entanto, as datas e as imagens primárias deste estudo são do satélite Landsat 5 (2008) e Landsat 8 (2013 e 2018). Ainda assim, foram encontrados resultados semelhantes nos mapas de cobertura do solo, em ambos os casos foram identificadas remanescentes de vegetação natural junto aos corpos hídricos e em áreas protegidas (APPs e reserva legal). Dessa forma, a técnica de classificação supervisionada se mostra eficiente para a elaboração de mapas de cobertura do solo, para diferentes *softwares* e sensores. Os dois estudos analisados de forma conjunta, demonstram a persistência da classe vegetação nativa identificada para o ano de 2010 por Junior (2013), e para os anos de 2008, 2013 e 2018 no presente estudo.

O Gráfico 1, demonstra as principais mudanças ocorridas no padrão espacial das classes de cobertura do solo no período analisado. O gráfico demonstra que a área ocupada por inundação aumentou 9,47% no período de 2008-2013, no entanto decresceu no período 2013-2018, ocupando atualmente 6,08% da área total em estudo. As classes vegetação natural,

agricultura e cerrado perderam área de 4,75%, 4,63% e 1,26% respectivamente, no período 2008-2013 e aumentaram suas áreas no período 2013-2018, ocupando atualmente 12,02%, 7,54% e 11,82%, respectivamente, da BH-RL. Nas classes área antropizada e reflorestamento houveram aumento da área de 5,95% e 7,09% respectivamente, durante todo o período analisado, ocupando atualmente 30,03% e 23,63% BH-RL. No entanto, a ocupação por pastagem perdeu 9,72% de área em todo o período analisado, ocupando atualmente 6,76% da BH-RL. A represa sofreu a menor alteração das classes, mas perdeu 0,13% de área no período entre os anos 2008 e 2018, e ocupa atualmente 2,12% da BH-RL.

Gráfico 1 Padrão espacial das classes da cobertura do solo da BH-RL para os anos 2008, 2013 e 2018

No estudo realizado no noroeste do Irã por Heidarlou et al. (2019), foram analisados os padrões de mudança espacial em três períodos entre os anos de 1993 a 2002, de 2002 a 2012 e de 2012 a 2016. Os autores identificaram que as áreas de florestas diminuíram e as áreas construídas aumentaram durante os três períodos. Já as áreas de pastagens aumentaram no período 1993-2002, diminuíram no período 2002-2012 e depois aumentaram novamente no período 2012-2016. Heidarlou et al. (2019), utilizaram das ferramentas de classificação supervisionada e do LCM para identificar os padrões de mudança espacial em uma área total de 138.183 ha, onde foram encontrados ganhos e perdas em classes de cobertura do solo que

também foram identificadas no presente estudo. Isso demonstra que as ferramentas de análise espacial utilizadas pelos dois estudos se mostram eficientes para avaliações de alteração ambiental em regiões de diferentes países.

6.1.1.2 Análise da mudança

Após a elaboração dos mapas de cobertura do solo, foram detectadas as mudanças ocorridas nos períodos estudados. O resultado de ganhos, perdas e mudanças líquidas dos tipos de uso da terra são apresentados na Figura 16. Todas as classes de cobertura do solo ganharam e perderam área durante os períodos entre os anos de 2008 a 2013, e de 2013 a 2018.

Figura 16 Mudanças líquidas identificadas na BH-RL durante os períodos estudados

Na Tabela 10, demonstra-se os valores específicos para as mudanças líquidas ocorridas na cobertura do solo da BH-RL, para os períodos entre os anos de 2008 a 2013, e de 2013 a 2018. A tabela demonstra que as mudanças drásticas ocorridas no padrão espacial da BH-RL, foram perdas nas classes área antropizada (- 3.347 ha), pastagem (- 1.517 ha), agricultura (- 1.492 ha), área sujeita à inundação (- 1.111 ha), e vegetação natural (- 1.081 ha), no período entre os anos de 2008 a 2013. Nesse mesmo período os principais ganhos foram para as classes área antropizada (2.592 ha), reflorestamento (2.101 ha), pastagem (2.011) e área sujeita à inundação (1.552 ha). No período entre os anos de 2013 a 2018 as mudanças drásticas ocorridas na BH-RL foram as perdas nas classes área antropizada (- 2.585 ha), pastagem (-2.476 ha), área sujeira à inundação (- 2.182 ha) e reflorestamento (-1.089 ha). Os principais ganhos para esse mesmo período foram área antropizada (2.834 ha), agricultura (1.482 ha), vegetação natural (1.429 ha), cerrado (1.427 ha), e reflorestamento (1.176 ha).

Tabela 10 Valores identificados para as mudanças líquidas ocorridas nas classes de cobertura do solo da BH-RL, para os períodos entre os anos de 2008 a 2013, e de 2013 a 2018

	2008 - 2013		2013 - 2018	
	Ganhos (ha)	Perdas (ha)	Ganhos (ha)	Perdas (ha)
Cerrado	271	-365	1.427	-80
Reflorestamento	2.101	-717	1.176	-1.089
Agricultura	571	-1.492	1.482	-761
Pastagem	2.011	-1.517	631	-2.476
Área antropizada	2.592	-3.347	2.834	-2.585
Vegetação natural	5.22	-1.081	1.429	-256
Área S. à inundação	1.552	-1.111	469	-2.182
Represa	24	-15	8	-26

Michette (2015), avaliou a erosão pluvial baseada na Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) por meio de modelagem em SIG, na BH-RL. Seus resultados revelaram que não ocorrem erosões nas áreas com declividade superior a 50%, evidenciando a importância das APPs. Nas regiões contendo vertentes convexas, na qual, a declividade se encontra superior a 12% (em proximidade com as nascentes do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo), a autora ressaltou que as áreas de vegetação natural se mostraram reduzidas enquanto ocorre o processo de desenvolvimento da agricultura e silvicultura. No presente estudo, identificou-se a redução na área ocupada por vegetação nativa no período entre os anos de 2008 a 2013, no entanto, houve um aumento (equivalente a perda no período anterior) dessa área no período entre os anos de 2013 a 2018. Dessa forma, pode-se dizer que no segundo período analisado houve a recuperação (em valor de área) da vegetação natural que passou por desmatamento no primeiro período analisado. A análise dos resultados dos dois estudos em conjunto, demonstram a possibilidade de melhoria nos processos erosivos identificados por Michette (2015), causada pela recuperação da vegetação natural, visto que essa classe de cobertura do solo está concentrada ao sul da BH-RL, onde estão localizadas as nascentes do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo.

Na Figura 17, são demonstradas as principais transições ocorridas na cobertura do solo (com área superior a 400 ha), para os períodos entre os anos de 2008 a 2013, e de 2013 a 2018. No primeiro período, as principais transições foram entre as classes de pastagem e agricultura para área antropizada; área antropizada para pastagem e vegetação natural e; área antropizada para reflorestamento. No segundo período ocorreram as transições entre as classes de área

sujeita à inundação e reflorestamento para vegetação natural; pastagem para área antropizada; área antropizada para pastagem, agricultura e reflorestamento e; área sujeita à inundação para cerrado.

Figura 17 Transições de cobertura do solo na BH-RL para os períodos entre 2008 e 2013, e 2013 e 2018

Na Tabela 11 estão apresentados os valores superiores a 400 ha das transições ocorridas na cobertura do solo da BH-RL para os períodos entre os anos de 2008 a 2013, e de 2013 a 2018. A Tabela demonstra que as transições mais drásticas no primeiro período ocorreram nas classes de área antropizada para pastagem (1.425,92 ha), e para reflorestamento (1.176,54 ha). No entanto, houveram transições de pastagem (974,41 ha) e de agricultura (650,28 ha) para área antropizada. Além disso houve transição na classe de vegetação natural (430,11 ha) para reflorestamento. No segundo período a transição mais drástica foi das classes de pastagem (1.692,46 ha) para área antropizada, no entanto, a área antropizada sofreu alteração para pastagem (409,89 ha), agricultura (939,18 ha) e reflorestamento (532,64 ha). A classe área sujeita à inundação sofreu transição para o cerrado (844,91 ha) e vegetação natural (454,88 ha) e, por fim, a classe reflorestamento sofreu transição para vegetação natural (509,96 ha).

Tabela 11 Valores das transições de cobertura do solo na BH-RL para os períodos entre 2008 e 2013, e 2013 e 2018

Período entre 2008 e 2013 (ha)	
Pastagem para Área antropizada	974,41
Agricultura para Área antropizada	650,28
Área antropizada para Pastagem	1.425,92
Vegetação natural para Reflorestamento	430,11
Área antropizada para Reflorestamento	1.176,54
Período entre 2013 e 2018 (ha)	
Área sujeita à inundação para Vegetação natural	454,88
Reflorestamento para Vegetação natural	509,96
Pastagem para Área antropizada	1.692,46
Área antropizada para Pastagem	409,89
Área antropizada para Agricultura	939,18
Área antropizada para Reflorestamento	532,64
Área sujeita à inundação para Cerrado	844,91

As transições demonstradas na Tabela 11 foram modeladas conforme as variáveis que explicam a força motriz perturbação antrópica associadas as transições identificadas, bem como os valores de poder de explicação (demonstrados na próxima subseção junto a calibração do potencial de transição).

6.1.1.3 Calibração do potencial de transição

Os detalhes do V de *Crammer*, que indica a associação entre cada variável explicativa e as transições, são apresentados na Tabela 12. Os valores globais máximos (V de *Crammer*) foram 0,4212; 0,2991; 0,2519 e; 0,2321 para as variáveis mudança da cobertura do solo, distâncias da represa, MDE e distâncias da área antropizada em 2008, respectivamente. As variáveis explicativas resultaram em 0 (V de *Crammer*) para a classe de cobertura do solo represa, com exceção do MDE, provavelmente porque foi a classe que não sofreu transição durante o período analisado. Os valores mínimos do V de *Cramer* pertencem a distâncias da hidrografia para reflorestamento (0,0147), agricultura (0,0467) e pastagem (0,0692) e; distâncias das áreas urbanas para vegetação natural (0,0844) e reflorestamento (0,0868). No

entanto, essas variáveis também foram introduzidas no modelo considerando suas influências nas mudanças ocorridas na cobertura do solo.

Tabela 12 Valores de V de Crammer mínimos e gerais para as variáveis explicativas adotadas na calibração do potencial de transição

Variáveis	P	C	ASAI	Ref.	A	AA	VN	Rep.	V
DAA08	0,3968	0,3539	0,2593	0,1978	0,1948	0,1596	0,1335	0	0,2321
DPE	0,1899	0,1755	0,3382	0,1539	0,1365	0,1618	0,1425	0	0,1974
DH	0,0692	0,1588	0,1337	0,0147	0,0467	0,1235	0,1173	0	0,0949
DR	0,2072	0,2837	0,5981	0,1676	0,3438	0,1271	0,1395	0	0,2991
DAU	0,2210	0,2606	0,3250	0,0868	0,1357	0,1327	0,0844	0	0,1747
MDE	0,3058	0,2635	0,2380	0,2897	0,1092	0,1212	0,1197	0,3844	0,2519
MCS	0,4202	0,5917	0,4718	0,2127	0,3380	0,5628	0,3262	0	0,4212

Legenda: P: Pastagem, C: Cerrado, ASAI: Área sujeita à inundação, Ref.: Reflorestamento, A: Agricultura, AA: Área Antropizada, VN: Vegetação Natural, Rep.: Represa; DAA08: Distâncias das Áreas Antropizadas em 2008, DPE: Distâncias das Principais Estradas, DH: Distâncias da Hidrografia, DR: Distâncias da Represa, DAU: Distâncias das Áreas Urbanas, MDE: Modelo Digital de Elevação, MCS: Mudança da Cobertura do Solo

No estudo de Heidarlou et al. (2019), os valores globais máximos (V de *Crammer*) foram 0,6432 e 0,5436 para as variáveis conversão de outros tipos de cobertura do solo para pastagem e conversão de outros tipos de uso da terra para agricultura, respectivamente. O valor mínimo obtido foi para declividade. Esses resultados foram diferentes do presente estudo, provavelmente porque as variáveis explicativas foram ajustadas conforme a necessidade e mudança ocorrida na região em estudo. No entanto, a taxa de precisão da modelagem do potencial de transição por meio do MLP para o presente estudo foi de 84,51% e a de Heidarlou et al. (2019) foi de 63,21%. O autor avaliou uma área com total de 138.183 ha enquanto no presente estudo a área total foi de 22.148 ha e provavelmente essa diferença influenciou na obtenção dos resultados das taxas de precisões, visto que, quanto menor a área, menores são as transições e consequentemente a mudança, facilitando a predição.

6.1.1.4 Predição da mudança e validação

A Figura 18 apresenta os mapas de cobertura do solo referente ao ano de 2018, obtidos por meio de técnica de processamento digital de imagens e modelagem da cobertura do solo (LCM). A predição realizada para o ano de 2018 foi modelada com base nas mudanças ocorridas entre os anos de 2008 a 2013 para validação do modelo calibrado. O índice estatístico *kappa* para o modelo calibrado foi de 0,7673, o que equivale a aproximadamente 77% de acurácia, sendo um valor satisfatório.

Figura 18 Comparação dos mapas de cobertura do solo obtidos por meio de classificação supervisionada e modelagem da cobertura do solo (LCM) para o ano 2018

As principais diferenças encontradas entre as coberturas do solo demonstradas na Figura 18 são para as classes área sujeita à inundação, vegetação natural, pastagem, agricultura e cerrado. Para as classes represa, área antropizada e reflorestamento os valores obtidos nas coberturas do solo do ano de 2018 observada e modelada foram próximos. A Tabela 13 apresenta a comparação entre os valores observados e modelados de área e percentual em relação ao total da área de estudo, para as coberturas do solo demonstradas na Figura 18. As diferenças encontradas nas classes de cobertura do solo modeladas são: + 18,39 ha para a represa; + 1.264,98 ha para área sujeita à inundação; -1.172,60 ha para vegetação natural; + 395,92 ha para área antropizada; + 1.977,49 para pastagem; - 1.050,70 ha para agricultura; -

86,21 ha para reflorestamento e; - 1.347,26 ha para cerrado. Essas diferenças ocorreram provavelmente por conta das perdas e ganhos nos períodos entre os anos de 2008 a 2013 (período de calibração) e de 2013 a 2018 (período de predição).

Tabela 13 Comparação entre os valores observados e modelados de área e percentual em relação ao total da BH-RL, das classes de cobertura do solo de 2018

Cobertura do Solo de 2018				
Classe	Observada		Modelada	
	Área (ha)	Percentual	Área (ha)	Percentual
Represa	470,54	2,12%	488,93	2,21%
Área sujeita à inundação	1.346,11	6,08%	2.611,09	11,79%
Vegetação natural	2.663,27	12,02%	1.490,66	6,73%
Área antropizada	6.651,94	30,03%	7.047,86	31,82%
Pastagem	1.496,72	6,76%	3.474,21	15,69%
Agricultura	1.669,65	7,54%	618,95	2,79%
Reflorestamento	5.233,47	23,63%	5.147,26	23,24%
Cerrado	2.617,17	11,82%	1.269,90	5,73%
Total	22.148,85	100%	22.148,85	100%

Chen et al. (2018), modelaram um cenário de cobertura do solo para o ano de 2050 por meio da utilização do LCM. O período de calibração do potencial de transição estabelecido pelos autores foram os anos entre 1990 e 2000, e as classes de cobertura do solo identificadas foram agricultura, floresta, pastagem, água, urbanização e solo exposto. As classes identificadas pelos autores são equivalentes às encontradas no presente estudo. Para uma área total de 768.500 ha, Chen et al. (2018), encontraram as seguintes diferenças para as classes modeladas: + 7.420 ha para agricultura; - 10.800 ha para florestas; + 2.662 ha para pastagem; - 4 ha para água; + 3.676 ha para urbanização e; - 2954 ha para solo exposto. Considerando as diferenças encontradas entre as classes observadas e modeladas no presente estudo que foram demonstradas na Tabela 13 e as diferenças encontradas por Chen et al. (2018), existe conformidade quando se trata de predição de cenários futuros de cobertura do solo, visto que a não linearidade existente nas mudanças de um período para outro período é comum. No entanto, a calibração do potencial de transição ainda assim se mostra de forma satisfatória possibilitando a utilização do modelo desenvolvido para a geração de cenários futuros. Os dois estudos

obtiveram valores gerais para o índice estatístico *kappa* de 0,7673 para o presente estudo e 0,75 para o estudo de Chen et al. (2018) e são considerados valores aceitáveis.

Após a calibração do potencial de transição e a validação do modelo que se mostraram confiável, o modelo foi utilizado para a predição de um cenário futuro da cobertura do solo da BH-RL para o ano de 2028. A Figura 19 apresenta o mapa da cobertura do solo obtido por meio de técnica de modelagem (LCM) para o cenário estipulado.

Figura 19 Cobertura do solo obtida por meio modelagem da cobertura do solo (LCM) para o ano 2028

Os valores obtidos no mapa de cobertura do solo do ano de 2028 demonstram que as classes dominantes em relação área total da BH-RL, serão a área antropizada ocupando 28,03%; o reflorestamento com 23,63%; a vegetação natural com 12,02%; o cerrado com 11,82% e; a agricultura com 10,59%. As demais classes provavelmente ocuparão o seguinte percentual da

área total em estudo: 2,12% para a represa; 5,71% para a pastagem e; 6,08% para área sujeita à inundação. O Gráfico 2 apresenta as principais características do padrão espacial identificação para a evolução dos anos 2008, 2013, 2018 e 2028.

Figura 20 Padrão espacial das classes da cobertura do solo da BH-RL

O padrão espacial encontrado nas classes de cobertura do solo para os cenários estipulados foi utilizado na avaliação da dinâmica de áreas de conservação por meio da ferramenta MCE. Os resultados dessa seção são apresentados a seguir.

6.1.2 Conservação ambiental por meio de avaliação multicritérios

6.1.2.1 Critérios de avaliação da conservação ambiental da BH-RL

A Figura 20 apresenta os fatores de adequabilidade à conservação ambiental de dados com valores de característica contínua. Esses são a declividade e as distâncias das estradas, distâncias da hidrografia e distâncias das áreas urbanas. Os fatores contínuos foram padronizados por meio da utilização da lógica difusa, em escala de valores que variam entre 0 e 255. Os pontos de controle utilizados para a aplicação da lógica difusa foram os valores mínimos e máximos dos mapas originais, em função do melhor aproveitamento das características específicas da área em estudo. Os valores mais altos de escala padronizada

obtidos para o fator declividade ocorreram ao sul da BH-RL onde estão localizadas as áreas mais declivosas. Nos fatores de distâncias das estradas e das áreas urbanas os valores mais altos ocorreram ao norte e no centro, respectivamente, da área em estudo. Já no fator de distâncias da hidrografia os valores mais altos de escala padronizada estão localizados onde não há corpo hídrico.

Figura 21 Fatores contínuos que foram padronizados para utilização na MCE

A Figura 21 apresenta os fatores de adequabilidade à conservação ambiental com valores de característica categórica. Esses são o mapa contendo os tipos de solo e os mapas de

cobertura do solo para os anos de 2008, 2018 e 2028. Os fatores categóricos foram padronizados por meio de reclassificação dos valores originais em escala de valores que variam entre 0 e 255. Os valores mais altos de escala obtidos para os fatores de cobertura dos solos para os três anos estão localizados nas classes represa, cerrado, reflorestamento, vegetação nativa e área sujeita à inundação. Os valores mais baixos estão localizados nas demais áreas da BH-RL. No fator de tipos de solo os valores mais altos de padronização foram obtidos em toda a região central da bacia, os valores médios ao sul e baixos na demais áreas.

Figura 22 Fatores categóricos que foram padronizados para utilização na MCE

6.1.2.2 Hierarquização dos valores dos critérios

A Tabela 14 apresenta a comparação entre os pares dos fatores utilizados na MCE e os pesos obtidos para cada um. A comparação foi realizada conforme demonstra a tabela e o AHP gerou os pesos de cada fator. O mesmo processo e valores de comparação de fatores foram utilizados para os cenários referente aos anos 2008, 2018 e 2028. Ao término da comparação, a consistência do modelo utilizado foi verificada por meio do indicador de razão da consistência CR o valor obtido foi de 0,08, o que corresponde a 8% de inconsistência. A partir disso, os pesos de cada fator possibilitaram a sua utilização na MCE.

Tabela 14 Comparação pareada dos fatores utilizados na MCE e respectivos pesos gerados pelo AHP

Classe	CS	TS	D	DH	DE	DAU	Pesos
CS	1						0,2771
TS	1/2	1					0,1309
D	1/2	1	1				0,1709
DH	1/2	2	1	1			0,2157
DE	1/3	1/3	1	1/3	1		0,0802
DAU	1/2	2	1/3	1/3	2	1	0,1252

Legenda: CS: Cobertura do Solo; TS: Tipos de Solo; D: Declividade; DH: Distâncias da Hidrografia; DE: Distâncias das Estradas e; DAU: Distâncias das Áreas Urbanas

A Tabela 14 demonstra que a cobertura do solo, as distâncias da hidrografia, declividade, tipos de solo e distâncias das áreas urbanas, na respectiva ordem, foram os fatores mais importantes para a elaboração dos mapas de conservação ambiental. O fator menos importante, mas que também influenciou na elaboração dos cenários de conservação foi adequabilidade às distâncias das estradas.

Vettorazzi e Valente (2016), estudaram a restauração florestal para a conservação da água e utilizaram o AHP para hierarquizar os fatores escolhidos, bem como gerar os respectivos pesos para utilização na MCE. Os autores elaboraram os fatores de adequabilidade com características que se resumem a associação inadequada entre uso do solo, tipo de solo e relevo; erodibilidade do solo; e proximidade com as estradas. Esses fatores obtiveram altos pesos no processo hierárquico. Embora as variáveis tenham sido incorporadas nos fatores elaborados por Vettorazzi e Valente (2016) e consideradas separadamente no presente estudo, ambos os

resultados obtiveram altos pesos para a declividade, tipos de solo e cobertura do solo. Os critérios estabelecidos em ambos estudos e obtidos com pesos mais altos, são fatores fundamentais para estabelecer a suscetibilidade de processos erosivos para diferentes características ambientais e regionais (LEPSCH, 1993; SCOTT, 2000; ZHANG et al., 2013).

6.1.2.3 Cenários de conservação ambiental da BH-RL

Os processos erosivos que promovem impactos negativos na qualidade e disponibilidade de água dos corpos hídricos de uma bacia hidrográfica possuem ligação direta com a sua conservação ambiental (TUNDISI, 2014). A Figura 23 apresenta a dinâmica de áreas de conservação da BH-RL para os anos 2008, 2018 e 2028. Os valores máximos referentes aos níveis (de 0 a 255) de conservação para os três cenários obtidos por MCE foram 207 para os anos de 2008 e 2018, e 224 para o ano de 2028. Isso demonstra certa tendência a melhoria na conservação ambiental da área de estudo para o cenário futuro.

Figura 23 Mapas dos cenários de conservação ambiental obtidos por meio de MCE dos anos de 2008, 2018 e 2028 para a BH-RL

A Figura 23 demonstra que as áreas prioritárias à conservação ambiental da BH-RL que foram identificadas por meio da MCE, estão localizadas na represa, na Estação Ecológica de Itirapina (Cerrado), na área sujeita à inundação, nos corpos hídricos e áreas de proteção permanente e, por fim, nas áreas de reflorestamento (valores médios). No sul da BH-RL, onde estão localizadas as nascentes do rio Itaqueri e do ribeirão do Lobo, há certa variação entre valores altos de conservação que estão dispersos, valores médios e os valores mínimos que aumentam no cenário de conservação futuro, demonstrando tendência à degradação. No entanto, essas são áreas prioritárias à conservação ambiental, visto a necessidade de proteção

adequada às nascentes. Os valores médios e baixos de conservação ambiental identificados para essa região, são provenientes do uso e ocupação do solo predominante, como a pastagem, agricultura e área antropizada. Já, os valores altos de conservação que estão dispersos, nesse caso, se devem a vegetação natural que se encontra em fragmentos de mata nativa.

Na região localizada ao oeste da BH-RL percorrendo os limites no sentido noroeste, foi identificada alta dinâmica nos níveis de conservação ambiental, visto que, os valores são baixos para o cenário de 2008, médios e altos para o cenário de 2018, e baixos para o cenário de 2028. Nas áreas adjacentes à represa onde está localizada a ocupação humana de baixa densidade, houve um declínio nos valores de conservação ambiental em todo o período estudado (2008 a 2028). Isso demonstra dinâmica quanto à perda de áreas de conservação que segundo Tundisi e Matsumura-Tundisi (2013), atuam como “filtro” de entrada de sedimentos na represa, minimizando os impactos negativos relacionados ao assoreamento e contaminação por poluentes. Essa perda de áreas de conservação deve-se ao provável crescimento de áreas ocupadas com a finalidade de lazer e turismo no entorno da represa, o que demonstra a necessidade de atuação por parte de políticas públicas para disciplinar e controlar o desenvolvimento e a abertura de novas áreas.

No estudo de Michette (2015), foi identificada que a distribuição espacial da erosividade na BH-RL apresenta variações mínimas com uma tendência crescente de noroeste para nordeste. No presente estudo foram identificadas as maiores concentrações de área antropizada e consequentemente níveis de conservação baixos, e mesmo com a melhoria que ocorreu ao longo do período analisado, os valores continuarão sendo baixos para o cenário futuro (2028). Nessa região, está localizada parte da cidade de Itirapina (SP) que compreende os limites da BH-RL, e que possui a tendência voltada à expansão da cidade e o aumento da população caracterizando em alterações ambientais, como exemplo, a instalação de loteamentos urbanos e o desenvolvimento agropecuário, dentre outros. Dessa forma, os altos valores de erosividade apresentados por Michette (2015) em concomitante aos níveis de conservação baixos encontrados no presente estudo, determinam a grande possibilidade de aumento dos impactos negativos que afetam os recursos hídricos, mas principalmente o córrego Água Branca e suas nascentes que se localizam nessa região.

A Figura 21 apresenta os histogramas de frequência para os mapas dos níveis de conservação referente aos cenários dos anos de 2008, 2018 e 2028. Os histogramas foram produzidos a partir da frequência dos valores dos *pixels* em relação aos valores dos níveis de conservação dos cenários. Os valores mínimos e máximos são os resultados obtidos em cada cenário de conservação. A partir disso, é possível entender a dinâmica de áreas de conservação

durante o período analisado. Os níveis de conservação durante os anos de 2008 e 2018 se mostraram mais frequentes entre os valores 47 e 193, aproximadamente. Os picos mais altos para os dois anos foram entre 95 e 120 e; 145 e 170, considerando o número de *pixels* entre 240.000 e 360.000. Já no ano de 2028, os níveis de conservação se apresentam com a frequência cumulativa mais dispersa do que nos anos anteriores, na qual, os valores se acumularam entre 25 e 209. Nesse ano, houve apenas um pico contendo valores altos que são aproximadamente 150, no entanto, a concentração de *pixels* com esse valor foi maior que dos anos anteriores entre 300.000 e 450.000.

Figura 24 Histogramas de frequência para os cenários de conservação dos anos 2008, 2018 e 2028

A Tabela 15 demonstra alguns valores estatísticos produzidos para os cenários de conservação referente aos 2008, 2018 e 2028 da BH-RL. A média encontrada nos valores de níveis de conservação demonstram uma pequena variação, mas ainda assim existente, onde há um incremento entre os anos de 2008 e 2018 de 3,685, no entanto há um declínio entre os anos de 2018 e 2028 de 1,598. A média nos níveis de conservação para o ano de 2028 ainda é maior que para o ano de 2008, com um incremento total de 2,087, o que significa uma melhoria da conservação ambiental no cenário futuro da BH-RL. O valor máximo dos níveis de conservação ambiental no cenário futuro provavelmente sofrerá um incremento de 17. Além disso, o desvio padrão dos valores aumentou 0,2 entre os anos de 2008 e 2018 e; provavelmente aumentarão 0,162 entre os anos de 2018 e 2028.

Tabela 15 Valores para média, desvio padrão, mínimo, máximo e número de *pixels* analisados para os cenários de conservação ambiental dos anos 2008, 2018 e 2028

Cenários	Média	Desvio padrão	Valor mínimo	Valor máximo	Nº de <i>pixels</i> analisados
2008	120,868	34,879	0	207	2,856641e ⁷
2018	124,553	35,079	0	207	2,856641e ⁷
2028	122,955	35,241	0	224	2,856641e ⁷

Em um estudo que visou a manutenção dos recursos hídricos e da biodiversidade, em uma bacia hidrográfica urbanizada com aproximadamente 4.000 ha, localizada no município de Americana (SP), a MCE foi utilizada com o objetivo de definir áreas prioritárias para restauração florestal por meio da WLC (VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017). A partir dos critérios proximidade com a hidrografia e proximidade com manchas florestais, o resultado obtido pelos autores foi um mapa prioritário, indicando o percentual prioritário para muito alto, alto, médio, baixo e em sua maior parte com prioridade muito baixa. No presente estudo, o objetivo foi de avaliar a dinâmica de áreas prioritárias à conservação, o que não se refere apenas à restauração florestal, no entanto, os objetivos dos dois estudos se cruzam na intenção com relação à conservação ambiental. Os dois estudos se fizeram satisfatórios em seus objetivos e a metodologia se mostrou eficiente para as análises ambientais. Assim, pode-se concluir que a metodologia proposta a partir da MCE, com a utilização de lógica difusa, AHP e WLC para a identificação de áreas prioritárias em diversas situações é uma ferramenta importante no auxílio à tomada de decisão estratégica.

6.2 AVALIAÇÃO ECOLÓGICA DA DIVERSIDADE DE HABITATS

A Tabela 16 apresenta os resultados obtidos na aplicação do PARDH durante o período chuvoso. Não foi possível ter acesso aos pontos 3 e 9 nesse período, por falta de autorização do proprietário de onde está localizado o ponto 3 e da administração da Estação Experimental de Itirapina onde está localizado o ponto 9. A autorização para o acesso nos locais dos pontos 3 e 9 foram formalizadas após a data de aplicação do PARDH durante o período chuvoso. Os resultados demonstram que o ponto 5 foi avaliado como impactado por um indivíduo, enquanto o ponto 7 e 12 foram avaliados como impactados por dois indivíduos, no entanto, apenas o ponto 7 foi avaliado como impactado pela análise em conjunto. O ponto 5 que se localiza na

parte alta do ribeirão do Lobo está demonstrado por foto na Tabela 18 e compreende-se a um local extremamente impactado, com instalação de ponte para acesso por meio de rodovia, assoreamento visível e a inexistência de vegetação de proteção ciliar. Os pontos 7 e 12 estão localizados em proximidade às rodovias e também se encontram em características ambientais bastante impactadas por alterações provenientes do desenvolvimento humano.

Tabela 16 Resultados da aplicação PARDH para o período chuvoso

Ponto	I1	I2	I3	I4	I5	I6	I7	I8	AC
1	54	66	67	51	61	58	54	51	47
2	49	46	47	63	60	53	55	57	50
4	58	63	63	56	71	67	67	64	61
5	33	52	42	47	64	51	50	41	41
6	62	64	60	66	72	66	76	59	67
7	37	63	52	41	63	46	49	37	39
8	76	68	82	79	67	80	72	78	70
10	43	46	43	48	64	50	54	58	48
11	51	67	51	57	65	54	58	49	54
12	27	66	48	53	65	39	70	50	46

Legenda: I: Indivíduo; AC: Análise Conjunta

LEGENDA	
0 a 40	Impactados
41 a 60	Alterados
acima de 60	“Naturais”

No geral, os resultados obtidos para a análise conjunta dos níveis de conservação ambiental da BH-RL durante o período chuvoso, apresentaram que 10% dos dez pontos foram observados como impactados, 60% como alterados e 30% como “naturais”. Nos trechos mais altos e nos trechos mais baixos da bacia estão os locais observados como alterados. Esses pontos observados como alterados são trechos dispersos nos corpos hídricos por toda a bacia, no entanto, dos principais contribuintes da represa do Lobo, o ribeirão do lobo foi observado com

o maior número de locais não impactados e “naturais”. Diante disso, o ribeirão do Lobo pode ser considerado em estado de conservação ambiental mais adequado que o rio Itaqueri, que possui trechos impactados, alterados e apenas um ponto observado como “natural”.

A Tabela 16 ainda demonstra que os pontos 1, 2, 10 e 11 foram avaliados como alterados e “naturais” pela maioria dos indivíduos e pela análise conjunta. No entanto, a Tabela 17 apresenta os resultados obtidos durante a aplicação do PARDH para o período seco e o ponto 2 foi avaliado sob uma perspectiva diferente, visto que foi observado como alterado no período chuvoso e impactado no período seco. Isso demonstra que a diferença sazonal pode influenciar no estado ambiental em que se encontra o trecho de um determinado corpo hídrico. Esse resultado também foi obtido por Rodrigues et al. (2012), no entanto, foi divergente do resultado obtido por Oliveira Nunes (2015). Nos três casos foram avaliadas características ambientais e de habitat a partir da aplicação do PARDH em estações climáticas chuvosas e secas, e em diferentes regiões do Brasil. Isso demonstra que a diferença existente no local de aplicação do PARDH pode influenciar nos resultados, como é o caso de Rodrigues et al. (2012), que utilizou de pontos de observação em proximidade com área urbana.

Tabela 17 Resultados da aplicação PARDH para o período seco

Ponto	I1	I2	I3	I4	I5	I6	I7	I8	AC
1	54	64	76	42	60	57	51	61	49
2	17	16	20	33	46	38	12	33	18
3	48	53	60	40	53	52	53	68	47
4	51	69	59	71	64	64	61	67	65
5	26	20	30	26	38	28	20	48	26
6	71	77	58	74	76	79	84	77	77
7	39	42	47	43	61	44	36	54	44
8	62	74	84	91	66	81	82	81	90
9	64	83	88	88	64	76	81	86	84
10	48	54	48	51	52	52	38	69	53
11	35	49	45	55	56	49	67	63	55
12	30	48	55	69	53	49	53	61	53

Legenda: I: Indivíduo; AC: Análise Conjunta

LEGENDA	
0 a 40	Impactados
41 a 60	Alterados
acima de 60	“Naturais”

Os pontos 6, 8 e 9 para os resultados obtidos nas duas estações climáticas (exceto o ponto 9 na estação seca que não foi realizado), foram os locais pontuados com valores mais altos, ou seja, considerados como “naturais”. Esses pontos apresentaram resultados a partir da observação de todos os indivíduos, inclusive em análise conjunta para uma diversidade ecológica que provavelmente influencia na manutenção da vida aquática e no ecossistema local. O ponto 8 e o ponto 9 estão localizados na Estação Ecológica e Experimental de Itirapina, respectivamente. Isso demonstra que o estabelecimento de áreas de proteção ambiental em uma bacia hidrográfica é de extrema e fundamental importância para a manutenção ecológica e conservação dos recursos naturais. Em contrapartida, a maioria dos pontos que não estão localizados em área de proteção ambiental foram pontuados como alterados e/ou impactados, inclusive os pontos localizados nas nascentes dos principais contribuintes hídricos da represa do Lobo. Os pontos em locais próximos às nascentes do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo são 1, 2 e 3, e receberam às respectivas pontuações: 49, 18 e 47 para o período seco e 47, 50 e 61 para o período chuvoso.

No geral, os resultados obtidos para a análise conjunta dos níveis de conservação ambiental da BH-RL durante o período seco, demonstram que quase 16,7% dos doze pontos foram observados como impactados, 50% como alterados e 33,3% como “naturais”. Nos trechos mais altos da bacia estão os locais observados como alterados. No estudo de Junior (2013), a produção de sedimentos média anual da BH-RL entre os anos de 1992 a 2011, foi obtida por meio da distribuição espacial e apresentou um valor médio de 3,52 t/ha para toda a bacia. O autor menciona que de modo geral a produção de sedimentos na bacia se mostrou bastante dispersa, no entanto, os valores mais altos (18 t/ha) foram encontrados ao sul da bacia, onde estão localizadas as nascentes do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo. Ainda foi demonstrado que do alto da bacia (região sul) ao baixo da bacia (região norte) os valores de produção de sedimento vão decrescendo. No presente estudo, os trechos observados para a aplicação do PARDH dos pontos mais altos da bacia apresentaram valores mais baixos de níveis de conservação ambiental, e nos pontos mais baixos da bacia apresentam valores mais altos. Isso demonstra a ligação entre a conservação ambiental e a produção de sedimentos em uma bacia

hidrográfica. Essas duas áreas que estão relacionadas (conservação ambiental e produção de sedimentos) podem ser estudadas de forma agregada, então há aqui uma sugestão para trabalhos futuros.

Tabela 18 Pontos de aplicação do PARDH, descrição e respectivas fotos do local de observação

Ponto	Breve descrição	Foto do local
1	Próximo à nascente do rio Itaqueri. Localiza-se no interior de propriedade rural. O local é utilizado para pastagens. Há vegetação nativa de forma fragmentada.
2	Próximo à nascente do rio Itaqueri. Localiza-se em comunidade rural. O local no entorno é utilizado para agropecuária.
3	Próximo à nascente do ribeirão do Lobo. Localiza-se no interior de propriedade rural. O local é utilizado para agropecuária.

-
- 4 Rio Itaqueri. Localiza-se sob uma ponte de madeira cujo o acesso se dá por estrada de terra. Área alagada com vegetação natural densa em uma das margens.

-
- 5 Ribeirão do Lobo. Localiza-se na parte alta do rio cujo o acesso se dá por meio de estrada de terra. O entorno é ocupado por pastagens e algumas áreas com agricultura.

-
- 6 Ribeirão do Lobo. Localiza-se em área restrita com aproximadamente 25 metros de distância de rodovia primária. Apresenta vegetação nativa densa.

-
- 7 Rio Itaqueri. Localiza-se sob uma ponte instalada em proximidade à rodovia.

-
- 8 Ribeirão do Lobo. Localiza-se no interior da Estação Ecológica de Itirapina (SP).

-
- 9 Rio Itaqueri. Localiza-se no interior da Estação Experimental de Itirapina (SP)

-
- 10 Córrego da Água Branca. Localiza-se na cidade de Itirapina (SP).

-
- 11 Córrego da Água Branca. Localiza-se sob uma ponte instalada em rodovia secundária.

-
- 12 Córrego do Geraldo Localiza-se sob uma ponte instalada em rodovia secundária.

Em um estudo realizado por Bentos et al. (2018), foram avaliadas as características visuais dos trechos de um rio que se localiza no município de Araras (SP). Os autores coletaram dados por meio de aplicação do PARDH em seis diferentes locais de avaliação ao longo do rio, em áreas rurais e urbanas. De acordo com os resultados do protocolo, o estudo como um todo foi classificado como impactado (39,6 pontos). Os autores ainda mencionaram que os locais com as maiores distâncias da área urbana foram observados e avaliados como “naturais” (71,8 pontos), e a proximidade com a área urbana contribuiu em impactos negativos que afetam o meio aquático. No presente estudo, o ponto 10 está no meio da cidade de Itirapina (SP) e foi atribuída pontuação de 48 para estação climática chuvosa e 53 para a seca e, foram classificados como trechos alterados. Em ambos estudos, foram avaliados trechos em ambientes rurais e urbanos, e os resultados do presente estudo classificaram como ambientes impactados alguns dos trechos em regiões rurais e próximos às nascentes dos corpos hídricos avaliados, o que foi diferente em relação aos resultados de Bentos et al. (2018). Isso ocorreu no presente estudo porque ao longo dos anos a ocorrência de alterações ambientais modificaram parte da paisagem da BH-RL, onde houve a substituição de parte da vegetação natural por agricultura e pastagens. Ainda assim, o PARDH se mostrou uma ferramenta importante para avaliar e monitorar ambientes aquáticos em ambos estudos.

6.3 COMPARAÇÃO ENTRE OS CENÁRIOS DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL

A Tabela 19 apresenta a comparação entre os valores obtidos nos cenários de conservação ambiental por meio da aplicação de PARDH (variável observada) e por meio de análise espacial MCE (variável modelada). As pontuações mínimas e máximas que o PARDH possibilita atingir são de 0 a 100, enquanto para a análise espacial MCE possibilita atingir entre 0 a 255. A relação existente entre os resultados obtidos com as ferramentas de suporte à decisão e as observações realizadas em campo, demonstrou que o valor mais baixo tanto para a variável

observada (18) quanto para a variável modelada (100) foi para o ponto 2. No entanto, o valor mais alto encontrado para a variável observada (90) foi encontrado no ponto 8 enquanto o valor mais alto identificado para a variável modelada (187) foi para o ponto 4.

Tabela 19 Comparação entre os valores de níveis de conservação para os tipos de variáveis observada e modelada

Variável	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12
Observada	49	18	47	65	26	77	44	90	84	53	55	53
Modelada	148	100	153	187	102	181	104	178	172	141	173	156

A Figura 24 apresenta o cenário de conservação ambiental da BH-RL para o ano de 2018, os valores referentes aos níveis de conservação e os pontos de aplicação do PARDH que foram demonstrados com a sobreposição dos vetores de corpos hídricos, e da represa. A figura demonstra que a aplicação do protocolo se deu início no alto da bacia que compreende a região sul, observou trechos no médio da bacia (região central) até o baixo da bacia que compreende a região norte. Os valores obtidos para conservação ambiental na aplicação do PARDH e o níveis de conservação obtidos por meio de MCE, demonstraram que os valores mais baixos foram encontrados nas regiões das nascentes do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo (sul) e foram crescendo a medida que se aproximada das áreas de proteção ambiental (central).

Figura 25 Mapa dos níveis de conservação (2018) obtido por meio de MCE junto à sobreposição da represa, corpos hídricos e pontos de aplicação do PARDH (estação seca)

A regressão linear comprovou a associação estatisticamente significativa entre as variáveis de níveis de conservação ambiental obtidas na aplicação do PARDH (observada) e por meio de análise espacial de MCE (modelada). A relação linear de primeiro grau entre a variável modelada e a variável observada foi de $4.575e^{-6}$ (Pr), o que é menor do que 0,05 e por isso estabelece-se a dependência existente dos valores modelados em relação aos valores observados. Além disso o valor encontrado para R^2 Ajustado foi de 0,6954. A Figura 25 apresenta a reta ajustada no diagrama de dispersão dos valores dos níveis de conservação ambiental observados e modelados. A reta demonstrada na figura foi ajustada sob a equação $Y = (-30,7509) + 0,5738 * X_i$, a partir dos resultados obtidos na aplicação da estatística.

Figura 26 Gráfico de dispersão dos valores de níveis de conservação
observação e modelados

O modelo testou a relação entre as variáveis estudadas e considerando um intervalo de confiança de 5%, foi encontrada uma relação significativa demonstrada pelo quão baixo resultou, além da dispersão dos pontos pela reta, ou seja, houve linearidade. Sob esse intervalo de confiança a proporção da variação que é “explicada” pela regressão foi de aproximadamente 70%.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise espacial de mudança da cobertura do solo no período entre os anos 2008, 2013 e 2018 permitiu a obtenção de oito principais classes de cobertura do solo que foram identificadas na BH-RL. Houveram mudanças significativas durante o período analisado principalmente nas classes relacionadas às perturbações antrópicas. No entanto, a permanência das Estações Ecológica e Experimental de Itirapina (SP), mantiveram conservadas grandes proporções de áreas preservadas, principalmente na classe Cerrado e algumas parcelas de vegetação natural. Isso demonstra a importância de instalação de áreas de proteção ambiental em bacias hidrográficas em geral para a manutenção do padrão espacial voltado para a biodiversidade da região.

O padrão espacial analisado na BH-RL apresentou as classes de cobertura do solo dominantes durante o período de 2008 a 2018. No entanto, a dinâmica ocorrida sob influência de alterações antrópicas demonstrou que houve um declínio na área ocupada por pastagem e aumento na área antropizada e no reflorestamento. No ano de 2018 as classes que passaram a dominar a maior parte da bacia foram a área antropizada e o reflorestamento, ocupando juntas mais da metade da BH-RL.

As mudanças líquidas analisadas na área de estudo demonstraram que em todas as classes de cobertura do solo houveram persistências, além de que ganharam e perderam área de ocupação durante o período analisado. A classe de vegetação natural presente na bacia foi identificada principalmente em áreas de proteção permanente e em alguns fragmentos dispersos por toda a região. No entanto, nas áreas de nascente do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo que são os principais contribuintes hídricos para a represa do Lobo, não foram encontradas concentrações densas de vegetação natural, mas apenas algumas parcelas dispersas pela área. Isso, influencia na erosão, quando combinados a outros fatores físicos e de qualidade ambiental, o que pode aumentar a produção e o transporte de sedimentos comprometendo a qualidade e disponibilidade da água nos corpos hídricos.

As transições de cobertura do solo obtidas a partir do padrão espacial e mudanças líquidas foram identificadas e explicadas por meio de variáveis de transição. A variável que mais explicou a mudança ocorrida na BH-RL além da cobertura do solo foi a distância da represa. Com isso a predição da cobertura do solo para o ano de 2028 foi obtida a partir da ferramenta LCM, com base na mudança ocorrida no período entre os anos de 2008 a 2018. E a partir dessa predição foi possível identificar que o padrão espacial no cenário futuro demonstra a possibilidade de predominância nas classes de cobertura do solo para área antropizada e

reflorestamento. No entanto, a área ocupada pela agricultura poderá aumentar enquanto a pastagem poderá diminuir. Essa mudança, principalmente no que está relacionado às perturbações antrópicas influenciam na dinâmica de áreas de conservação ambiental de uma bacia hidrográfica.

A avaliação da dinâmica de áreas de conservação ambiental na BH-RL foi realizada por meio de MCE. As etapas metodológicas foram a aplicação da lógica difusa para padronizar os fatores, a hierarquização e geração de pesos e, por fim, a ponderação dos fatores em relação aos respectivos pesos. A MCE foi realizada para os cenários referente aos anos 2008, 2018 e 2028 e com isso foi possível avaliar a dinâmica ocorrida nos níveis de conservação da área de estudo durante o período analisado. Os fatores de adequabilidade à conservação utilizados foram as distâncias das estradas, da hidrografia e das áreas urbanas, a declividade, os tipos de solo, e as coberturas do solo para os três determinados anos. Os fatores que contribuíram com os pesos mais altos para a elaboração dos mapas finais de conservação foram as coberturas do solo e as distâncias da hidrografia.

Os mapas finais contendo os níveis de conservação ambiental para os anos de 2008, 2018 e 2028, demonstraram certa estabilidade entre o primeiro período (2008 a 2018). No entanto, os resultados obtidos para o cenário futuro demonstraram a possível tendência no aumento do nível de conservação da BH-RL. Nos três cenários foi possível verificar níveis baixos, médios e altos de conservação ambiental. Notadamente, os maiores valores foram obtidos nas áreas de proteção ambiental e nas áreas de proteção permanente, isso foi identificado de forma concentrada na região central da bacia. No entanto, as áreas onde estão localizadas as nascentes do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo resultaram em valores baixos, médios e uma pequena dispersão de valores altos para a conservação ambiental. Foram obtidos valores baixos em algumas áreas no entorno da represa do Lobo, devido às atividades desenvolvidas nessa região, como turismo e lazer. Os locais onde foram encontrados baixos níveis de conservação ambiental são importantes para a biodiversidade, para o ecossistema terrestre e aquático da região. Esse resultado na prática pode influenciar drasticamente a manutenção das nascentes dos corpos que são contribuintes fundamentais para a disponibilidade de água na represa e para a própria represa.

De certa forma, toda a área da BH-RL está em estado de alerta para a abertura de novas áreas com o desmatamento de vegetação nativa e a degradação de áreas de conservação ambiental. Os resultados obtidos por meio de análise espacial foram confirmados em campo com a utilização de um protocolo de avaliação da diversidade de habitat. Durante a aplicação do protocolo foram observados estados de degradação ambiental em níveis críticos causados

por alterações ambientais provenientes de atividades humanas. Isso demonstra a extrema necessidade de implantação de um plano de manejo visando principalmente a melhoria das áreas onde estão localizadas as nascentes, de forma a disciplinar o desenvolvimento humano e controlar o uso dos recursos naturais. As áreas localizadas no entorno da represa do Lobo também necessitam de um controle ambiental por meio da gestão do território onde ocorre o desenvolvimento das atividades de lazer e turismo.

Diante das informações anteriores, conclui-se que o desenvolvimento desta pesquisa foi satisfatório quanto ao objetivo em questão, que se resume na avaliação da integração das ferramentas de suporte à decisão, predição da cobertura do solo (LCM) e avaliação multicritérios (MCE), na dinâmica de áreas de conservação ambiental da Bacia Hidrográfica da Represa do Lobo (Itirapina, SP, Brasil). Com isso, os resultados aqui demonstrados podem ser utilizados para a realização de uma gestão ambiental adequada e voltada à sustentabilidade dos recursos naturais da bacia.

8 SUGESTÕES PARA ESTUDOS FUTUROS

A avaliação da dinâmica de áreas de conservação ambiental da BH-RL demonstrou a relação entre as mudanças ocorridas na cobertura do solo e a variação encontrada nos níveis de conservação da bacia. Isso também pode estar relacionado ao rendimento de sedimentos e sua produção influenciados pelas alterações ambientais provenientes do desenvolvimento humano. A dinâmica ambiental que é uma ocorrência a partir de escalas espaço-temporal deve ser analisada para o pretérito, presente e futuro. A partir disso, um outro fator de adequabilidade ambiental importante e que vem crescendo nos assuntos relacionados ao meio ambiente são as mudanças climáticas e a sua variabilidade em um espaço-tempo. Dessa forma, a integração dessas variáveis podem ser uma questão de pesquisa voltada ao planejamento estratégico de um futuro incerto.

REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. N. Os domínios morfoclimáticos na América do Sul. **Geomorfologia**, n. 52, p. 1–22, 1977.
- AKBARI, M.; NEAMATOLLAHI, E.; NEAMATOLLAHI, P. Evaluating land suitability for spatial planning in arid regions of eastern Iran using fuzzy logic and multi-criteria analysis. **Ecological Indicators**, v. 98, p. 587–598, 1 mar. 2019.
- ALSHARIF, A. A. A.; PRADHAN, B. Urban Sprawl Analysis of Tripoli Metropolitan City (Libya) Using Remote Sensing Data and Multivariate Logistic Regression Model. **Journal of the Indian Society of Remote Sensing**, v. 42, n. 1, p. 149–163, 1 mar. 2014.
- AL-SHARIF, A. A. A.; PRADHAN, B. Monitoring and predicting land use change in Tripoli Metropolitan City using an integrated Markov chain and cellular automata models in GIS. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 7, n. 10, p. 4291–4301, 1 out. 2014.
- ARSANJANI, J. J.; KAINZ, W.; MOUSIVAND, A. J. Tracking dynamic land-use change using spatially explicit Markov Chain based on cellular automata: the case of Tehran. **International Journal of Image and Data Fusion**, v. 2, n. 4, p. 329–345, 1 dez. 2011.
- BADIN, L. Atmospheric correction evaluation in the mapping of forest stands with OLI/Landsat 8 images. **Australian Journal of Basic and Applied Sciences**, v. 10, n. 16, p. 185–191, 2016.
- BENTOS, A. B. et al. Rapid Assessment of Habitat Diversity Along the Araras Stream, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 25, n. 1, 2018.
- BRASIL, P. DA R. 9.433. Política Nacional de Recursos Hídricos. 8 jan. 1997.
- BURROUGH, P. A. Fuzzy mathematical methods for soil survey and land evaluation. **Journal of soil science**, v. 40, n. 3, p. 477–492, 1989.
- CALIJURI, M. DO C.; CUNHA, D. G. F. **Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologia e Gestão**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013.
- CALIJURI, M. L. et al. Impact of land use/land cover changes on water quality and hydrological behavior of an agricultural subwatershed. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 6, p. 5373–5382, 1 set. 2015.
- CALLISTO, M. et al. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 14, p. 91–98, 1 jan. 2002.
- CAMPREGHER, R.; MARTINS, R. C. O “Modelo Broa” e a produção de conhecimento científico sobre o meio ambiente. **Desenvolvimento e Meio ambiente**, v. 40, n. 0, 30 abr. 2017.
- CHAGAS, F. B. et al. Use of benthic macroinvertebrate community as a water quality indicator in streams in Southern Brazil. **Revista Ambiente & Água**, v. 12, n. 3, p. 416–425, maio 2017.

CHEN, D. et al. Simulating and mapping the spatial and seasonal effects of future climate and land -use changes on ecosystem services in the Yanhe watershed, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 2, p. 1115–1131, 1 jan. 2018.

CORDEIRO, G. G. et al. Avaliação rápida da integridade ecológica em riachos urbanos na bacia do rio Corumbá no Centro-Oeste do Brasil. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 11, n. 03, 2016.

COSTA, T. DE O. et al. Defining Priority Zones for Conservation and Ecotourism in a Protected Area. **Revista Árvore**, v. 40, n. 5, p. 769–779, out. 2016.

CPRM, S. G. DO B. **Mapa Geológico do Estado de São Paulo**, 2006.

CRAMÉR, H. **Mathematical methods of statistics (PMS-9)**. Princeton university press, 2016. v. 9

DIAS-FILHO, M. B. **Diagnóstico das Pastagens no Brasil**. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2014. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/986147/1/DOC402.pdf>>. Acesso em: 18 dez. 2017.

DILE, Y. T. et al. Introducing a new open source GIS user interface for the SWAT model. **Environmental Modelling & Software**, v. 85, p. 129–138, 1 nov. 2016.

EASTMAN, J. R. **IDRISI Selva Manual**. 17. ed. Worcester: Clarck University, 2012.

EMBRAPA, C. N. DE P. DE S. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Brasília - DF: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2006.

EPA, E. P. A. **Biological criteria for the protection of aquatic life**. Ohio: Columbus, 1987. v. 1

ESRI. **ArcGIS**. 10.3.

HAMAD, R.; BALZTER, H.; KOLO, K. Predicting Land Use/Land Cover Changes Using a CA-Markov Model under Two Different Scenarios. **Sustainability**, v. 10, n. 10, p. 3421, 25 set. 2018.

HANNAFORD, M. J.; BARBOUR, M. T.; RESH, V. H. Training Reduces Observer Variability in Visual-Based Assessments of Stream Habitat. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, n. 4, p. 853–860, 1997.

HEIDARLOU, H. B. et al. Effects of preservation policy on land use changes in Iranian Northern Zagros forests. **Land Use Policy**, v. 81, p. 76–90, 1 fev. 2019.

HEYWOOD, I.; OLIVER, J.; TOMLINSON, S. Building an exploratory multi-criteria modelling environment for spatial decision support. **Innovations in GIS**, v. 2, p. 127–136, 1995.

HOFFMANN, R. **Análise estatística de relações lineares e não lineares**. Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2016a.

HOFFMANN, R. **Análise de Regressão: Uma introdução à econometria**. 5. ed. Piracicaba.

IAC, I. A. DE C. **Carta pedológica da quadrícula de São Carlos (SF-23-Y-A-1)**, 1981.

IOANA-TOROIMAC, G. et al. Using a multi-criteria analysis to identify rivers with hydromorphological restoration priority: Braided rivers in the south-eastern Subcarpathians (Romania). **Science of The Total Environment**, v. 599–600, p. 700–709, 1 dez. 2017.

IPT, I. DE P. T. **Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo**, 1981.

IPT, I. DE P. T. **Dossiê das unidades de gerenciamento de recursos hídricos do estado de São Paulo - UGRHI**. São Paulo.

JOERIN, F.; THÉRIAULT, M.; MUSY, A. Using GIS and outranking multicriteria analysis for land-use suitability assessment. **International Journal of Geographical information science**, v. 15, n. 2, p. 153–174, 2001.

JUNIOR, P. P. A. **Avaliação da produção e transporte de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Itaqueri, municípios de Itirapina e Brotas - SP**. Universidade de São Paulo, 22 fev. 2013.

KEENEY, R. L. Value-focused thinking: Identifying decision opportunities and creating alternatives. **European Journal of operational research**, v. 92, n. 3, p. 537–549, 1996.

KEENEY, R. L.; RAIFFA, H. Decisions with multiple objectives-preferences and value tradeoffs Cambridge University Press. **Cambridge & New York**, v. 569, 1993.

LEPSCH, I. F. **Solos - Formação e Conservação**. 5. ed. São Paulo: Prisma, 1993.

LI, Z.; FANG, H. Impacts of climate change on water erosion: A review. **Earth-Science Reviews**, v. 163, p. 94–117, 1 dez. 2016.

MACE, G. M. Whose conservation? **Science**, v. 345, n. 6204, p. 1558, 26 set. 2014.

MALCZEWSKI, J. Ordered weighted averaging with fuzzy quantifiers: GIS-based multicriteria evaluation for land-use suitability analysis. **International journal of applied earth observation and geoinformation**, v. 8, n. 4, p. 270–277, 2006.

MARQUES, F. A. et al. Characterization and classification of Neosols on the Fernando de Noronha Island, Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 6, p. 1553–1562, dez. 2007.

MAS, J.-F. et al. Inductive pattern-based land use/cover change models: A comparison of four software packages. **Environmental Modelling & Software**, v. 51, p. 94–111, 1 jan. 2014.

MICHETTE, J. F. **Modelos de previsão de erosão pluvial utilizando SIG: estudo na bacia hidrográfica da Represa do Lobo (Broa), SP**. Dissertação—São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, 2015.

MIRANDA, R. B. DE. **Ferramenta Computacional para a Estimativa de Parâmetros Hidrossedimentológicos em Reservatório: Estudo de Caso da PCH Mogi Guaçu (SP)**. São Carlos - SP: Universidade de São Paulo, 2015.

MISHRA, V. N. et al. Prediction of spatio-temporal land use/land cover dynamics in rapidly developing Varanasi district of Uttar Pradesh, India, using geospatial approach: a comparison of hybrid models. **Applied Geomatics**, v. 10, n. 3, p. 257–276, 1 set. 2018.

MISHRA, V. N.; RAI, P. K. A remote sensing aided multi-layer perceptron-Markov chain analysis for land use and land cover change prediction in Patna district (Bihar), India. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 9, n. 4, p. 249, 24 mar. 2016.

MITSOVA, D.; SHUSTER, W.; WANG, X. A cellular automata model of land cover change to integrate urban growth with open space conservation. **Landscape and Urban Planning**, v. 99, n. 2, p. 141–153, 28 fev. 2011.

MONTGOMERY, B. et al. A GIS-based Logic Scoring of Preference method for evaluation of land capability and suitability for agriculture. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 124, p. 340–353, 1 jun. 2016.

MOZUMDER, C.; TRIPATHI, N. K. Geospatial scenario based modelling of urban and agricultural intrusions in Ramsar wetland Deepor Beel in Northeast India using a multi-layer perceptron neural network. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 32, p. 92–104, 1 out. 2014.

NISHIYAMA, L. **Mapeamento Geotécnico Preliminar da Quadricula de São Carlos - SP**. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) —São Carlos - SP: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1991.

OLIVEIRA, F. B. DE et al. Definição de áreas prioritárias ao uso público no parque estadual da Cachoeira da Fumaça - ES, utilizando geoprocessamento. **Revista Árvore**, v. 38, n. 6, 2014.

OLIVEIRA, F. M.; NUNES, T. S. Aplicação de protocolo de avaliação rápida para caracterização da qualidade ambiental do manancial de captação (Rio Pequeno) do município de Linhares, ES. n. *Natureza on-line*, p. 86–91, 2015.

OLIVEIRA, J. B. **Mapa Pedológico do Estado de São Paulo**, 1999.

OLIVEIRA, P. F.; GUERRA, S.; MCDONNELL, R. **Ciência dos dados com R - Introdução**. Brasília - DF: IBPAD, 2018.

OÑATE-VALDIVIESO, F.; SENDRA, J. B. Application of GIS and remote sensing techniques in generation of land use scenarios for hydrological modeling [2010]. **Journal of Hydrology (Amsterdam)**, v. 395, n. 3–4, p. 256–263, 2010.

PÉREZ-VEGA, A.; MAS, J.-F.; LIGMANN-ZIELINSKA, A. Comparing two approaches to land use/cover change modeling and their implications for the assessment of biodiversity loss in a deciduous tropical forest. **Environmental Modelling & Software**, v. 29, n. 1, p. 11–23, 1 mar. 2012.

PONTIUS, R. G.; SCHNEIDER, L. C. Land-cover change model validation by an ROC method for the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Predicting Land-Use Change. v. 85, n. 1, p. 239–248, 1 jun. 2001.

POZNANOVIC, A. J. et al. An Accuracy Assessment of Tree Detection Algorithms in Juniper Woodlands. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 80, n. 5, p. 627–637, 2014.

REDDY, V. R.; SAHARAWAT, Y. S.; GEORGE, B. Watershed management in South Asia: A synoptic review. **Journal of Hydrology**, Investigation of Coastal Aquifers. v. 551, p. 4–13, 1 ago. 2017.

REPÚBLICA, P. DA. 9.985. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. 18 jul. 2000, Sec. Subchefia para Assuntos Jurídicos.

RODRIGUES, A. S. DE L. et al. Adequação e avaliação da aplicabilidade de um Protocolo de Avaliação Rápida na bacia do rio Gualaxo do Norte, Leste-Sudeste do Quadrilátero Ferrífero, MG, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, n. 2, p. 231–244, jun. 2012.

ROHRBACH, B.; LAUBE, P.; WEIBEL, R. Comparing multi-criteria evaluation and participatory mapping to projecting land use. **Landscape and Urban Planning**, v. 176, p. 38–50, 1 ago. 2018.

ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C. MAPA GEOMORFOLÓGICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 10, p. 41–58, 1996.

ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**, 1997.

SAATY, R. W. The Analytic Hierarchy Process: What It Is and How It Is Used. **Mathematical Modelling**, v. 9, n. 3, p. 161–176, 1 jan. 1987.

SAIFULLAH, K.; BARUS, B.; RUSTIADI, E. Spatial modelling of land use/cover change (LUCC) in South Tangerang City, Banten. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 54, n. 1, p. 012018, 2017.

SANCHES, I. D. et al. **Análise comparativa de três métodos de correção atmosférica de imagens Landsat 5-TM para obtenção de reflectância de superfície e NDVI**. Embrapa Monitoramento por Satélite-Artigo em anais de congresso (ALICE). **Anais...In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**, 15., 2011, Curitiba. Anais ..., 2011

SANCHEZ, A. L. **Análise de risco ecológico para o diagnóstico de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos continentais tropicais**. Dissertação—São Carlos - SP: ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS, 2012.

SANTOS, A. R. et al. Defining environmental conservation levels considering anthropic activity in the Uberaba River Basin protected area. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 14, n. 1, p. 1–13, 2 jan. 2019.

SÃO PAULO, G. DE E. F. M. **Declara área de proteção ambiental regiões situadas em diversos municípios, dentre os quais Corumbataí, Botucatu e Tejuapá**, 8 jun. 1983. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Decretos/1983/dec_20960_1983_apas_emdiversosmunicipios_sp.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2017

SCOTT, H. D. **Soil Physics - Agricultural and Environmental Applications**. 1. ed. United States of America: Iowa State University Press, 2000.

SHRESTHA, N. K.; WANG, J. Predicting sediment yield and transport dynamics of a cold climate region watershed in changing climate. **Science of The Total Environment**, v. 625, p. 1030–1045, 1 jun. 2018.

SMA, S. DE M. A. **Plano de Manejo Integrado - Estações Ecológica e Experimento de Itirapina/SP**, Revisão 2006.

TROPPMAIR, H. **Geossistemas e Geossistemas Paulistas**. Rio Claro: Helmut Troppmair, 2000.

TUNDISI, J. G. **Recursos Hídricos no Brasil: Problemas, desafios e estratégias para o futuro**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA TUNDISI, T.; PERIOTTO, N. A. Exergy and ecological services in reservoirs. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 4, p. 979–979, nov. 2012.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. The ecology of UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa Reservoir) and its watershed, São Paulo, Brazil. **Freshwater Reviews**, v. 6, n. 2, p. 75–91, 1 dez. 2013.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Integrating ecohydrology, water management, and watershed economy: case studies from Brazil. **Ecohydrology & Hydrobiology**, New Challenges and Dimensions of Ecohydrology, Part II. v. 16, n. 2, p. 83–91, 1 maio 2016.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; RODRIGUES, S. L. **Gerenciamento e Recuperação das Bacias Hidrográficas dos Rios Itaquerí e do Lobo e da UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa)**. São Carlos: IEE, 2003.

VALENTE, R. A.; PETEAN, F. C. DE S.; VETTORAZZI, C. A. Multicriteria Decision Analysis for Prioritizing Areas for Forest Restoratoin. **CERNE**, v. 23, n. 1, p. 53–60, 2017.

VARGA, K. et al. Improved land cover mapping using aerial photographs and satellite images. **Open Geoscience**, v. 7, p. 15–26, 2015.

VERBURG, P. H. et al. Modeling the Spatial Dynamics of Regional Land Use: The CLUE-S Model. **Environmental Management**, v. 30, n. 3, p. 391–405, 1 set. 2002.

VETTORAZZI, C. A.; VALENTE, R. A. Priority areas for forest restoration aiming at the conservation of water resources. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 255–267, 1 set. 2016.

VOOGD, H. **Multicriteria evaluation for urban and regional planning**. Pion London, 1983. v. 207

WU, Z.; GE, Q.; DAI, E. Modeling the Relative Contributions of Land Use Change and Harvest to Forest Landscape Change in the Taihe County, China. **Sustainability**, v. 9, n. 5, p. 708, 28 abr. 2017.

ZHANG, Z. et al. Integrating a participatory process with a GIS-based multi-criteria decision analysis for protected area zoning in China. **Journal for Nature Conservation**, v. 21, n. 4, p. 225–240, 1 ago. 2013.

ANEXO A – PRODUÇÃO BIBLIOGRÁFICA

Artigo publicado em periódico

SANTOS, A.R.; SILVA, R.C.F.; ASSIS, L.C.; MAUAD, F.F. Defining environmental conservation levels considering anthropic activity in the Uberaba river basin protected area. **Ambiente & Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 14, n. 1, p. 1–13, 2 jan. 2018. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2279>

Resumo expandido publicado em anais de simpósio

SANTOS, A.R.; MENEZES, C.A.; BARBOSA, M.A.G.A.; ANJINHO, P.S.; MAUAD, F.F. Áreas de conservação: aplicação de protocolo de avaliação rápida de características ambientais. XVI Simpósio do Programa de Pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental (EESC/USP), 2018, São Carlos (SP). **Anais...** São Carlos: USP, 2019.