

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MODELAGEM E ANÁLISES DE
SISTEMAS AMBIENTAIS

Marcelo Alvares Tenenwurcel

**ESTIMATIVA DA RECARGA POTENCIAL DE AQUÍFEROS NA
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO BICUDO-MG**

Belo Horizonte
2021

Marcelo Alvares Tenenwurcel

**ESTIMATIVA DA RECARGA POTENCIAL DE AQUÍFEROS NA
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO BICUDO-MG**

Versão final

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito para obtenção de título de Mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais.

Orientador (a): Profa. Dra. Adriana Monteiro da Costa (UFMG)

Co-orientador: Prof. Dr. Fernando António Leal Pacheco(UTAD, Portugal)

Belo Horizonte
2021

T292e
2021

Tenenwurcel, Marcelo Alvares.

Estimativa da recarga potencial de aquíferos na bacia hidrográfica do Rio Bocado - MG [manuscrito] / Marcelo Alvares Tenenwurcel. – 2021.
98 f., enc.: il. (principalmente color.)

Orientadora: Adriana Monteiro da Costa.

Coorientador: Fernando Antônio Leal Pacheco.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais,
Departamento de Cartografia, 2021.

Bibliografia: f. 93-97.

Inclui anexos.

1. Modelagem de dados – Aspectos ambientais – Teses. 2. Ciência do solo – Minas Gerais – Teses. 3. Hidrogeologia – Teses. 4. Recursos hídricos – Desenvolvimento – Teses. I. Costa, Adriana Monteiro da. II. Pacheco, Fernando Antônio Leal. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Departamento de Cartografia. IV. Título.

CDU: 911.2:519.6(815.1)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS

FOLHA DE APROVAÇÃO

Estimativa da recarga potencial de aquíferos na bacia hidrográfica do Rio Bicudo-MG

MARCELO ALVARES TENENWURCEL

Dissertação submetida à Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, como requisito para obtenção do grau de Mestre em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, área de concentração ANÁLISE, MODELAGEM E GESTÃO DE SISTEMAS AMBIENTAIS.

Dra. Adriana Monteiro da Costa - Orientadora
IGC/UFMG

Dr. Fernando Antonio Leal Pacheco - Coorientador
Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro

Dr. João Herbert Moreira Viana
EMBRAPA

Dr. Diego Rodrigues Macedo
IGC/UFMG

Belo Horizonte, 31 de março de 2021.



Documento assinado eletronicamente por **João Herbert Moreira Viana, Usuário Externo**, em 31/03/2021, às 11:42, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Diego Rodrigues Macedo, Professor do Magistério Superior**, em 31/03/2021, às 11:46, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Adriana Monteiro da Costa, Professora do Magistério Superior**, em 31/03/2021, às 11:46, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Fernando Antônio Leal Pacheco, Usuário Externo**, em 31/03/2021, às 11:46, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0636293** e o código CRC



8C7E4E75.

Agradecimentos

Esses anos de mestrado foram muito intensos, marcados por mudanças e alegrias em minha vida. Não teria conseguido passar por tudo isso se não fosse a segurança e a coragem dada por Deus e pelos amigos que Ele colocou em minha vida. Por isso, hoje é muito difícil resumir meu profundo agradecimento apenas em poucas palavras. Espero que todos sintam meu sincero afeto nessa pequena frase: muito obrigado!

Gostaria de agradecer particularmente:

A Deus pelas imensuráveis bênçãos e pelo infinito cuidado.

Ao meu querido pai, por ter me ensinado a lutar por meus objetivos e a nunca desistir de nada. Além disso, deixo minha eterna gratidão a ele por ter dedicado tudo que tinha para me proporcionar uma educação de qualidade e por se preocupar comigo mesmo passando por situações difíceis. Dedico esta dissertação a memória dele. Infinitas saudades!

Às minhas queridas mãe e irmã, pelo apoio, pela força, pelos momentos de descontração e pelas alegrias que trazem à minha vida! Sem elas, nada disso seria possível!

À minha orientadora Adriana Monteiro da Costa pelas orientações, pelo apoio, pela confiança, pela atenção e por ser muito mais que uma orientadora. A senhora mudou a minha vida acadêmica!

Ao meu co-orientador Fernando António Leal Pacheco pela fundamental ajuda ao longo de todo o trabalho, pela interminável paciência com minhas dúvidas e por me proporcionar um conhecimento imensurável.

Ao Dr. João Herbert Viana, da EMBRAPA Milho e Sorgo, pelo contínuo apoio, orientação e conhecimento, sempre demonstrando um conhecimento elevado. Além disso, gostaria de deixar um agradecimento especial pela paciência e solidariedade em tirar dúvidas e discutir sobre os mais diversos temas relacionados com esta pesquisa e outros campos do conhecimento científico.

Aos meus amigos de vida, que são para mim tão importantes quanto a minha própria família por serem tão especiais e por me ajudarem a descontrair em momentos difíceis.

Aos colegas de equipe do Laboratório de Solos e Meio Ambiente do Instituto de Geociências da UFMG pelos auxílios, participações e aprimoramento de análises e discussões sobre questões ambientais e por terem me acolhido de forma gentil e amigável.

A CAPES pelo suporte financeiro necessário para o desenvolvimento da pesquisa.

Resumo:

Os recursos hídricos têm sido cada vez mais impactados devido à crescente demanda por seu uso associada à degradação ambiental. Graças à importância dos recursos hídricos para atividades e processos econômicos, ambientais e sociais, é cada vez mais essencial estudar, mapear e proteger áreas que são relacionadas com a provisão deste recurso. Neste contexto, o mapeamento do potencial de recarga dos aquíferos consiste numa importante ferramenta aos gestores da água, a fim de direcionar políticas públicas que priorizem a conservação deste recurso natural. Este estudo propõe-se à aplicação de um modelo espacialmente explícito para determinar e avaliar o potencial de recarga aquífera numa escala de captação compatível com a bacia do rio Bicudo - MG, Brasil. O modelo foi baseado no método de balanço hídrico e as variáveis utilizadas foram compiladas a partir de fontes institucionais e implementadas em um Sistema de Informação Geográfica. Para aprimorar o modelo em relação ao fator solo e às dinâmicas de uso da terra, foi acoplado ao modelo o método do Potencial de Uso Conservacionista (PUC) e foram coletadas amostras de solos indeformadas para análise da condutividade hidráulica, com intuito de aproximar o modelo à realidade de campo. Além disso, foi proposta a inclusão de um fator geológico, até então não considerado no modelo utilizado. Como forma de validação matemática do modelo, os resultados obtidos foram comparados, em termos médios, com os valores homólogos estimados por métodos independentes, sendo eles: a análise da curva de recessão em hidrogramas, separação do escoamento de base por métodos automáticos e manuais e pelo método RORA, que estão disponíveis através do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS). O potencial de recarga de aquíferos na bacia do Rio Bicudo foi de 86,66 mm/ano, demonstrando o baixo potencial de recarga para a área. Através da validação matemática do modelo observou-se que o valor médio de recarga obtido se encontra no intervalo de recarga esperado para a área, variando de aproximadamente 70 mm/ano até 99 mm/ano. Devido à validação satisfatória, foi possível considerar que o modelo representou de forma realista o potencial de recarga de aquíferos na bacia e pode ser utilizado para subsidiar a elaboração de planos, projetos e programas que auxiliem na adoção de práticas adequadas para conservar os recursos hídricos subterrâneos na bacia hidrográfica do Rio Bicudo.

Palavras-chave: Recarga hídrica; Gestão de Recursos Hídricos; Potencial de Uso Conservacionista; Condutividade hidráulica.

Abstract

Water resources have been increasingly impacted due to the growing demand for their use associated with environmental degradation. Thanks to the importance of water resources for economic, environmental and social activities and processes, it is increasingly essential to study, map and protect areas that are related to the provision of this resource. In this context, mapping the process of aquifer recharge potential consists of an important tool for water managers, in order to direct public policies that prioritize the conservation of this natural resource. This study proposes the application of a spatially explicit model to determine and evaluate the aquifer recharge potential, on a catchment scale, which is incompatible with the Bicudo river basin - MG, Brazil. The model was based on the water balance method and the variables used were compiled from institutional sources and implemented in a Geographic Information System. To improve the model in relation to the soil factor and the dynamics of land use, the Conservation Use Potential (PUC) method was coupled to the model. In addition, the inclusion of a geological factor was proposed, which until this study was not considered in the model. Undisturbed soil samples were collected for laboratory analysis of hydraulic conductivity, with the intention of improving the model and bringing it as close as possible to field reality. As a form of mathematical validation of the model, the results obtained were compared, in average terms, with homologous values estimated by independent methods, namely: the analysis of the recession curve in hydrograms, separation of baseflow by automatic and manual methods, and by the RORA method, which are available on the United States Geological Survey (USGS). The aquifer recharge potential in the Bicudo River basin was 86.66 mm/year, demonstrating a low recharge potential in the area. Through the mathematical validation of the model, it was observed that the average recharge value obtained in the model is within the expected recharge range for the area, ranging from approximately 70 mm/year to 99 mm/year. After the validation step, it was possible to consider that the model realistically represented the aquifer recharge potential in the basin and therefore, it can be used to support the development of plans, projects, and programs to help adopt appropriate practices to conserve groundwater resources in the Bicudo River basin.

Key words: Groundwater Recharge; Water Resources Management; Conservation Use Potential; Hydraulic Conductivity.

Lista de figuras capítulo 1:

Figura 1- Mapa de Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Bicudo, MG.....	21
Figura 2- Coleta de amostra indeformada de solo para análise de condutividade hidráulica saturada (Ksat).	23
Figura 3 - Amostras coletadas sob o processo de saturação.	24
Figura 4 - Permeâmetro de carga constante confeccionado para a pesquisa.	24
Figura 5 - Principais classes de uso e ocupação da bacia hidrográfica do Rio Bicudo.....	26
Figura 6 - Áreas mais representativas da bacia hidrográfica do Rio Bicudo.....	27
Figura 7 - Histograma das amostras mais representativas da bacia hidrográfica do Rio Bicudo.....	27

Lista de tabelas capítulo 1:

Tabela 1 - Materiais utilizados no trabalho.....	21
Tabela 2 - Principais classes de uso e ocupação da bacia hidrográfica do Rio Bicudo	26
Tabela 3 - Identificação das áreas mais representativas da bacia do Rio Bicudo.	27
Tabela 4 – Amostras que apresentaram as 10 maiores condutividades hidráulicas saturadas.....	28
Tabela 5 - Resultado do teste ANOVA.....	28
Tabela 6 – Resultado teste LSD e agrupamento de médias por uso e ocupação.	29
Tabela 7 - Resultado teste LSD e agrupamento de médias por classe de solo.....	29
Tabela 8 - Resultado teste LSD e agrupamento de médias por tipos litológicos.....	29

Lista de abreviaturas capítulo 1:

BHRB – Bacia hidrográfica do Rio Bicudo;
CXbd - Cambissolo Háptico Distrófico;
CXbe - Cambissolo Háptico Eutrófico;
Ha – Hectares;
LSD – Least significance difference;
LVd3 - Latossolo Vermelho Distrófico;
K – Condutividade hidráulica;
KSat – Condutividade hidráulica saturada do solo;
mm/ano – Milímetros por ano;
mm/hora – Milímetros por hora;
Ndl - Coberturas eluvionares detrítico-lateríticas;
NP3sd - Formação Serra da Saudade

Lista de figuras capítulo 2:

Figura 1- Mapa de Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Bicudo, MG.....	45
Figura 2 - Classes de solo da Bacia Hidrográfica do Rio Bicudo - MG.	46
Figura 3 - Distribuição espacial dos principais litotipos da Bacia Hidrográfica do Rio Bicudo – MG.....	47
Figura 4 – Densidade de fraturas na bacia hidrográfica do rio Bicudo.....	48
Figura 5 - Distribuição espacial das classes de relevo da Bacia Hidrográfica do Rio Bicudo.	48
Figura 6 – Principais classes de uso e ocupação na bacia do rio Bicudo.....	49
Figura 7 – Tipologia dos aquíferos na bacia hidrográfica do rio Bicudo	50
Figura 8 - Fluxograma para o cálculo da recarga hídrica potencial e validação do trabalho. Adaptado de Costa et al. (2019).....	52
Figura 9 - Distribuição espacial da precipitação na bacia do rio Bicudo.....	58
Figura 10 - Distribuição espacial da evapotranspiração na bacia do rio Bicudo.	59
Figura 11- Distribuição espacial do fator de escoamento superficial (RF) na bacia do rio Bicudo.....	59
Figura 12 - Distribuição espacial do fator de percolação (PF) na bacia do rio Bicudo.	60
Figura 13- Distribuição espacial do fator geológico (GF) na bacia do rio Bicudo.	61
Figura 14 - Distribuição espacial da recarga potencial de aquíferos na bacia do rio Bicudo.	61
Figura 15- Distribuição espacial do potencial de recarga de aquíferos nos municípios da bacia do rio Bicudo.	62

Lista de tabelas capítulo 2:

Tabela 1 - Área e população que habitam os municípios pertencentes a Bacia Hidrográfica do Rio Bicudo.....	45
Tabela 2 - Distribuição espacial e proporção dos principais litotipos da Bacia Hidrográficado Rio Bicudo – MG	47
Tabela 3 - Distribuição espacial e proporção das classes de relevo da Bacia Hidrográfica doRio Bicudo.....	49
Tabela 4 – Principais classes de uso e ocupação da bacia hidrográfica do Rio Bicudo.....	49
Tabela 5 - Materiais utilizados no trabalho.....	51
Tabela 6 – Coeficientes de escoamento superficial para cada uso e cobertura na	

bacia hidrográfica do Rio Bicudo– MG.	54
Tabela 7 - Classes de uso e ocupação e respectivos valores de Ksat e valores parametrizados por lógica fuzzy.	54
Tabela 8 - Classes solo e notas PUC com seus respectivos valores parametrizados por lógica fuzzy.	56
Tabela 9 - Densidade de fraturas (km/km ²) e notas quanto ao potencial de recarga.	56
Tabela 10 - Litotipos e respectivas notas quanto ao potencial de recarga.	57

Lista de abreviaturas capítulo 2:

- BHRB** – Bacia hidrográfica do Rio Bicudo;
- CXbd** - Cambissolo Háptico Distrófico;
- CXbe** - Cambissolo Háptico Eutrófico;
- Ha** – Hectares;
- LVd3** - Latossolo Vermelho Distrófico;
- K** – Condutividade hidráulica;
- KSat** – Condutividade hidráulica saturada do solo;
- mm/ano** – Milímetros por ano;
- mm/hora** – Milímetros por hora;
- Ndl** - Coberturas eluvionares detrito-lateríticas;
- NP3sd** - Formação Serra da Saudade;
- NP3tm** - Formação Três Marias

Lista de figuras capítulo 3:

Figura 1- Tipos de escoamentos em bacias hidrográficas.	76
Figura 2 - Hidrograma da Bacia Hidrográfica do Rio Bicudo - MG.	85
Figura 3 - Separação do escoamento subterrâneo pelo método PART.	86
Figura 4 - Separação do escoamento subterrâneo pelo método HYSEP (intervalo fixo)	87
Figura 5 - Separação do escoamento subterrâneo pelo método HYSEP (mínimo local).	87
Figura 6 - Separação do escoamento subterrâneo pelo método HYSEP (intervalo móvel)	88
Figura 7 – Separação do escoamento subterrâneo pelo método do filtro digital de um parâmetro	89
Figura 8 - Separação do escoamento subterrâneo pelo método do filtro digital de dois parâmetros.	89

Figura 9 - Separação do escoamento superficial por seis métodos independentes	90
Figura 10 - Separação manual do escoamento subterrâneo.	91
Figura 11- Valores anuais de recarga obtidos pelo método RORA (mm/ano)	92
Figura 12 – Valores mensais de recarga obtidos pelo método RORA mm/mês).....	93

Lista de tabelas capítulo 3:

Tabela 1 – Valores médios de recarga real de aquíferos para os métodos de separação de escoamento de base	90
Tabela 2 – Recarga anual pelo método de separação manual	91
Tabela 3 – Valores anuais de recarga pelo método RORA.....	92
Tabela 4 – Comparação entre os valores médios de recarga.	93

Lista de abreviaturas capítulo 3:

- BHRB** – Bacia hidrográfica do Rio Bicudo;
- CXbd** - Cambissolo Háplico Distrófico;
- CXbe** - Cambissolo Háplico Eutrófico;
- Ha** – Hectares;
- LVd3** - Latossolo Vermelho Distrófico;
- K** – Condutividade hidráulica;
- KSat** – Condutividade hidráulica saturada do solo;
- mm/ano** – Milímetros por ano;
- mm/hora** – Milímetros por hora;
- Ndl** - Coberturas eluvionares detrito-lateríticas;
- NP3sd** - Formação Serra da Saudade;
- NP3tm** - Formação Três Marias

Sumário

Introdução Geral	13
Referências	15
CAPÍTULO I	18
1. Introdução.....	18
2. Materiais e métodos.....	20
3. Resultados	25
4. Discussão.....	30
5. Conclusão	34
6. Referências.....	35
CAPÍTULO II.....	41
1. Introdução.....	41
2. Materiais e Métodos	44
3. Resultados	58
4. Discussão.....	62
5. Conclusão	66
6. Referencias	67
CAPÍTULO III	75
1. Introdução.....	75
2. Materiais e métodos.....	78
3. Resultados	85
4. Discussão.....	93
5. Conclusão	97
6. Referências	98
Conclusão geral.....	103
ANEXOS	103

Introdução Geral

A água é essencial para a ocorrência de vida no planeta Terra, é componente fundamental na dinâmica da natureza, sustenta a vida e é o solvente universal [1]. Devido a sua importância para diversos processos e atividades socioambientais e econômicas, os usos múltiplos da água, ao longo das últimas décadas, vêm demandando uma quantidade cada vez maior deste recurso natural. Dentre estes usos, pode-se citar um grande conjunto de atividades, tais como produção de energia, abastecimento, navegação, produção de alimentos, desenvolvimento industrial, atividades agrícolas, atividades domésticas, saneamento básico, dessedentação animal, recreação, dentre outras atividades.

Devido a este crescente uso dos recursos hídricos, as águas subterrâneas vêm assumindo papel cada vez mais importante como fonte de abastecimento, devido a uma série de fatores que podem restringir a utilização das águas superficiais, como sua escassez, poluição ou contaminação e altos custos para o seu tratamento [2–6].

Neste contexto, torna-se essencial estudar, mapear e proteger as áreas que são relacionadas com a provisão deste recurso subterrâneo, prevenindo a sua degradação em quantidade e qualidade [7–9]. Sob esta perspectiva, o trabalho volta seu foco para o processo de recarga de aquíferos, já que este processo representa a principal forma de renovação das águas subterrâneas e está diretamente ligado ao abastecimento das sociedades humanas [10–12]. Assim sendo, para garantir o abastecimento e uma gestão mais sustentável deste recurso, faz-se necessário compreender os processos e fatores que interferem na recarga de aquíferos.

No Brasil, a gestão da água e os estudos hidro ambientais concentram-se principalmente em nível de bacias hidrográficas. Estas unidades territoriais são constituídas por um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem formada por cursos de água, que confluem até resultar em um leito único no seu exutório [13,14]. A bacia hidrográfica pode ser então considerada como um sistema dinâmico, onde são realizados os balanços de entrada e saída de água, que podem ser representados respectivamente pela precipitação e pela evapotranspiração, além de outras variáveis que interferem no balanço hidrológico [14].

No que se refere à dinâmica dos sistemas hídricos, estudos indicam que tanto águas superficiais, quanto as subterrâneas, podem ser prejudicadas em quantidade e qualidade, devido ao manejo inadequado das bacias hidrográficas, o que pode gerar graves impactos à disponibilidade hídrica de uma região [8,15,16].

Dentre estes impactos relacionados ao manejo inadequado de bacias hidrográficas, pode-se citar como exemplo a redução drástica da capacidade de infiltração de água no solo em locais onde o avanço de centros urbanos ocorre de forma desordenada, aumentando a proporção de áreas impermeabilizadas, devido à pavimentação ou outras obras de construção civil [15,17–19].

Neste sentido, a falta de políticas de zoneamento, planejamento e ordenamento territorial, em nível de bacias e sub-bacias hidrográficas pode agravar ainda mais os impactos e prejuízos, relacionados tanto à redução da infiltração de água, como também à intensificação de processos erosivos, de enchentes e de inundações [20,21].

Os impactos na dinâmica hidrológica são principalmente preocupantes nas zonas de recarga de aquíferos, definidas como áreas onde a superfície terrestre favorece a infiltração e a percolação da água [22,23] para o sistema aquífero. Este, por sua vez, pode ser definido

como uma unidade geológica capaz de armazenar e distribuir uma quantidade significativa de água [24–26].

O processo de recarga de uma bacia hidrográfica é determinado por diversos aspectos que interferem diretamente no processo de infiltração de água no solo. Dentre estas variáveis é possível elencar o clima (índices pluviométricos), as características topográficas, o escoamento superficial, a presença ou não de cobertura vegetal, o uso e ocupação do solo, além das características pedológicas e hidrogeológicas [27–30].

A infiltração é um processo importante para garantir a recarga, influenciando diretamente na manutenção de diversas atividades humanas, como o abastecimento de centros urbanos, de parques industriais e de atividades agropecuárias. Porém, nem sempre a água que infiltra no solo alcança o aquífero e, devido a isso, existem zonas que são mais eficientes para a ocorrência de recarga destes sistemas geológicos, ou seja, são zonas preferenciais. A identificação e proteção destas áreas são atividades de fundamental importância para a conservação dos recursos hídricos em bacias hidrográficas.

Sob esta ótica de conservação e garantia da provisão dos recursos hídricos, o trabalho volta-se para a bacia hidrográfica do Rio Bicudo, localizada no estado de Minas Gerais, Brasil. Esta bacia, de acordo com o Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas [31], encontra-se em situação de escassez hídrica, principalmente devido à utilização de água para fins agrícolas e agropecuários, como a irrigação e a dessedentação animal.

Além disso, a bacia do Rio Bicudo integra a bacia do Rio das Velhas, que por sua vez é um importante afluente da bacia do Rio São Francisco. Ao longo das últimas décadas, a bacia do Rio Bicudo vem apresentando sérios problemas de degradação ambiental e de redução da disponibilidade de água, tanto em qualidade quanto em quantidade. Ainda de acordo com o Plano Diretor da bacia do Rio das Velhas, a bacia do Rio Bicudo encontra-se atualmente em situação de indisponibilidade hídrica, tendo os limites outorgáveis já ultrapassado 30% da $Q_{7,10}$ (valor máximo outorgável para a bacia). Não obstante, esta unidade territorial (UTE) não possui nenhuma unidade de conservação incluída em seu território, o que gera ainda maiores pressões sobre seus recursos naturais [31].

Perante o exposto, revela-se a importância da aplicação de estudos que subsidiem a elaboração de políticas públicas, planos, diretrizes e programas relacionados à provisão da água na bacia do Rio Bicudo, como forma de mitigar os efeitos da crise hídrica enfrentada na área. Como o processo de recarga de aquíferos exerce papel fundamental para o abastecimento e gestão sustentável da água, o estudo busca estimar a recarga potencial de aquíferos na Bacia Hidrográfica do Rio Bicudo-MG, como subsídio à gestão integrada dos recursos hídricos.

Devido à necessidade de serem obtidas respostas espacialmente distribuídas, principalmente em áreas onde o comportamento das variáveis ambientais é aleatório, como na área de estudo, torna-se necessária a utilização de sistemas de modelagem hidrológica que oferecem uma estimativa física e explicitamente distribuída do processo de recarga potencial de aquíferos em bacias hidrográficas como o proposto por Costa et al. (2019) [8] e Tenenwurcel et al. (2020) [32].

Para realizar a modelagem de forma confiável e aproximar o modelo hidrológico o máximo possível da realidade de campo da bacia estudada, também se faz necessária a coleta

de amostras de solos para caracterizar a dinâmica da infiltração e percolação da água nos perfis de solos.

Neste sentido, este trabalho teve como objetivo realizar a modelagem hidrológica do processo de recarga potencial de aquíferos na bacia hidrográfica do Rio Bicudo-MG.

Referências

1. TUNDISI, J.G. Água no século XXI: enfrentando a escassez. *São Carlos RiMa IIE*, 2009. **2009**.
2. Ribeiro, K.H.; Favaretto, N.; Dieckow, J.; Souza, L.C. de P.; Minella, J.P.G.; Almeida, L. de; Ramos, M.R. Quality of surface water related to land use: a case study in a catchment with small farms and intensive vegetable crop production in southern Brazil. *Rev. Bras. Ciência do Solo* **2014**, doi:10.1590/s0100-06832014000200030.
3. Kelman, J. Water Supply to the Two Largest Brazilian Metropolitan Regions. *Aquat. Procedia* **2015**, doi:10.1016/j.aqpro.2015.10.004.
4. Piga, F.G.; Tão, N.G.R.; Ruggiero, Mayara Herrmann Marquezola, D.S.; Boina, W.L. de O.; Costa, C.W.; Lollo, J.A. de; Lorandi, R.; Melanda, E.A.; Moschini, L.E. Análise Multicritério para Avaliação do Potencial de Contaminação de Aquíferos por Atividades Antrópicas: Bacia do Rio das Araras, Brasil. *Rev. Bras. Recur. Hidricos* **2017**.
5. Veras, T.B.; Luiz Ribeiro de Paiva, A.; Duarte, M.M.M.B.; Napoleão, D.C.; da Silva Pereira Cabral, J.J. Analysis of the presence of anti-inflammatories drugs in surface water: A case study in Beberibe river - PE, Brazil. *Chemosphere* **2019**, doi:10.1016/j.chemosphere.2019.01.167.
6. Paiva, A.C. da E.; Nascimento, N.; Rodriguez, D.A.; Tomasella, J.; Carriello, F.; Rezende, F.S. Urban expansion and its impact on water security: The case of the Paraíba do Sul River Basin, São Paulo, Brazil. *Sci. Total Environ.* **2020**, doi:10.1016/j.scitotenv.2020.137509.
7. Hanjra, M.A.; Qureshi, M.E. Global water crisis and future food security in an era of climate change. *Food Policy* **2010**, doi:10.1016/j.foodpol.2010.05.006.
8. da Costa, A.M.; de Salis, H.H.C.; Viana, J.H.M.; Pacheco, F.A.L. Groundwater recharge potential for sustainable water use in urban areas of the Jequitiba River Basin, Brazil. *Sustain.* **2019**, doi:10.3390/su11102955.
9. Gonçalves, R.D.; Stollberg, R.; Weiss, H.; Chang, H.K. Using GRACE to quantify The depletion of terrestrial water storage in Northeastern Brazil: The Urucuia Aquifer System. *Sci. Total Environ.* **2020**, doi:10.1016/j.scitotenv.2019.135845.
10. Bailey, R.T.; Wible, T.C.; Arabi, M.; Records, R.M.; Ditty, J. Assessing regional-scale spatio-temporal patterns of groundwater–surface water interactions using a coupled SWAT-MODFLOW model. *Hydrol. Process.* **2016**, doi:10.1002/hyp.10933.
11. Salles, L. de A.; Lima, J.E.F.W.; Roig, H.L.; Malaquias, J.V. Environmental factors and groundwater behavior in an agricultural experimental basin of the Brazilian central plateau. *Appl. Geogr.* **2018**, doi:10.1016/j.apgeog.2018.02.007.
12. Klammler, H.; Jawitz, J.W.; Annable, M.D.; Yaquian, J.A.; Hatfield, K.; Burger, P. Decadal scale recharge-discharge time lags from aquifer freshwater-saltwater interactions. *J. Hydrol.* **2020**, doi:10.1016/j.jhydrol.2019.124514.

13. Tucci, C.E.M. *Hidrologia: Ciência e Aplicação*; 2004; ISBN 9788570259240.
14. Porto, M.F.A.; Porto, R.L.L. Gestão de bacias hidrográficas. *Estud. Avancados* **2008**, doi:10.1590/s0103-40142008000200004.
15. Lerner, D.N. Groundwater recharge in urban areas. *Atmos. Environ. Part B, Urban Atmos.* **1990**, doi:10.1016/0957-1272(90)90006-G.
16. Felipe, M.; Matos, R.; Magalhães Jr., A.; Costa, A.; Garcia, R. Evolução Da Ocupação Urbana Das Zonas Preferenciais De Recarga De Aquíferos De Belo Horizonte-Mg. *Rev. Geogr.* **2011**.
17. Vázquez-Suñé, E.; Carrera, J.; Tubau, I.; Sánchez-Vila, X.; Soler, A. An approach to identify urban groundwater recharge. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **2010**, doi:10.5194/hess-14-2085-2010.
18. Yang, J.L.; Zhang, G.L. Water infiltration in urban soils and its effects on the quantity and quality of runoff. *J. Soils Sediments* **2011**, doi:10.1007/s11368-011-0356-1.
19. Locatelli, L.; Mark, O.; Mikkelsen, P.S.; Arnbjerg-Nielsen, K.; Deletic, A.; Roldin, M.; Binning, P.J. Hydrologic impact of urbanization with extensive stormwater infiltration. *J. Hydrol.* **2017**, doi:10.1016/j.jhydrol.2016.11.030.
20. Nosetto, M.D.; Paez, R.A.; Ballesteros, S.I.; Jobbágy, E.G. Higher water-table levels and flooding risk under grain vs. livestock production systems in the subhumid plains of the Pampas. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2015**, doi:10.1016/j.agee.2015.03.009.
21. Caldas, A.M.; Pissarra, T.C.T.; Costa, R.C.A.; Neto, F.C.R.; Zanata, M.; Parahyba, R. da B.V.; Fernandes, L.F.S.; Pacheco, F.A.L. Flood vulnerability, environmental land use conflicts, and conservation of soil and water: A study in the Batatais SP municipality, Brazil. *Water (Switzerland)* **2018**, doi:10.3390/w10101357.
22. Yeh, T.C.J.; Gelhar, L.W.; Wierenga, P.J. Observations of spatial variability of soil-water pressure in a field soil. *Soil Sci.* **1986**, doi:10.1097/00010694-198607000-00002.
23. Chowdhury, A.; Jha, M.K.; Chowdary, V.M. Delineation of groundwater recharge zones and identification of artificial recharge sites in West Medinipur district, West Bengal, using RS, GIS and MCDM techniques. *Environ. Earth Sci.* **2010**, doi:10.1007/s12665-009-0110-9.
24. Saraf, A.K.; Choudhury, P.R.; Roy, B.; Sarma, B.; Vijay, S.; Choudhury, S. GIS based surface hydrological modelling in identification of groundwater recharge zones. *Int. J. Remote Sens.* **2004**, doi:10.1080/0143116042000274096.
25. Dawoud, M.A.; Darwish, M.M.; El-Kady, M.M. GIS-based groundwater management model for Western Nile Delta. *Water Resour. Manag.* **2005**, doi:10.1007/s11269-005-5603-z.
26. Nimmo, J.R.; Schmidt, K.M.; Perkins, K.S.; Stock, J.D. Rapid Measurement of Field-Saturated Hydraulic Conductivity for Areal Characterization. *Vadose Zo. J.* **2009**, doi:10.2136/vzj2007.0159.
27. Hu, W.; Wang, Y.Q.; Li, H.J.; Huang, M.B.; Hou, M.T.; Li, Z.; She, D.L.; Si, B.C. Dominant role of climate in determining spatio-temporal distribution of potential groundwater recharge at a regional scale. *J. Hydrol.* **2019**, doi:10.1016/j.jhydrol.2019.124042.
28. Jiang, W.; Wang, G.; Sheng, Y.; Shi, Z.; Zhang, H. Isotopes in groundwater (2 H,

- 18 O, 14 C) revealed the climate and groundwater recharge in the Northern China. *Sci. Total Environ.* **2019**, doi:10.1016/j.scitotenv.2019.02.245.
29. Silva, L.; Cota, S.D. dos S. Derivação de parâmetros para o uso do modelo SWAT na estimativa de recarga subterrânea em um aquífero cárstico- fissural do semiárido brasileiro. *Águas Subterrâneas* **2019**, doi:10.14295/ras.v33i1.29160.
30. Snowdon, A.P.; Sykes, J.F.; Normani, S.D. Topography scale effects on groundwater-surface water exchange fluxes in a Canadian Shield setting. *J. Hydrol.* **2020**, doi:10.1016/j.jhydrol.2020.124772.
31. Camargos, L. de M.M.; Figueiredo, V.L.S.; Machado, A.T.G. da M.; Paula, P.M.S.; Romanelli, M.C.M.; Carvalho, E.T. de; Guimarães, J.C. *Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas*; 2015;
32. Tenenwurcel, M.A.; de Moura, M.S.; da Costa, A.M.; Mota, P.K.; Viana, J.H.M.; Fernandes, L.F.S.; Pacheco, F.A.L. An improved model for the evaluation of groundwater recharge based on the concept of conservative use potential: A study in the river Pandeiros Watershed, Minas Gerais, Brazil. *Water (Switzerland)* **2020**, doi:10.3390/w12041001.

CAPÍTULO I

Condutividade Hidráulica saturada do Solo e Recarga Potencial de Aquíferos

Resumo

A análise de parâmetros físico-hídricos dos solos direcionadas para a compreensão e o mapeamento do processo de recarga de aquíferos pode servir como importante subsídio para estudos de gestão e planejamento de recursos hídricos. Nesse sentido, destaca-se a condutividade hidráulica (K), que é uma propriedade físico-hídrica que expressa a facilidade com que a água se movimenta no solo. Através da análise da condutividade hidráulica saturada dos solos (Ksat), é possível indicar áreas favoráveis à infiltração e percolação de água, o que influencia de forma direta o processo de recarga de aquíferos. A bacia hidrográfica do Rio Bicudo - Minas Gerais apresenta problemas graves de escassez hídrica, encontrando-se atualmente em situação de indisponibilidade hídrica, assim, avaliar a estimativa do potencial de recarga de aquíferos nesta região, é de fundamental importância como forma de mitigar os efeitos enfrentados pela crise hídrica. Para isso, foi realizado um trabalho de campo com intuito de coletar amostras de solos para calcular e avaliar a condutividade hidráulica saturada (Ksat) das amostras e caracterizar os processos de infiltração, movimentação da água nos perfis de solo e a recarga potencial de aquíferos. Os resultados demonstraram que os tipos de uso e ocupação do solo foram os fatores que mais influenciaram nos valores de Ksat na área. Neste sentido, os solos ocupados por áreas de cerradões apresentaram a maior média de condutividade hidráulica (19,62 mm/hora). Em seguida vieram a silvicultura (17,20 mm/hora), as matas de galeria (17,11 mm/hora), os campos sujos (11,44 mm/hora), solos expostos/campos sujos (7,68 mm/hora) e pastagens (4,95 mm/hora). O estudo demonstrou a importância da conservação de áreas florestais para manutenção e garantia do processo de recarga de aquíferos em bacias hidrográficas.

Palavras chave: recarga hídrica; potencial de uso conservacionista, PUC, água no solo, gestão de bacias hidrográficas.

1. Introdução

Dentre as características físicas dos solos que influenciam o processo de recarga de aquíferos, destacam-se os atributos físico-hídricos, que são importantes parâmetros para estudos que envolvem a dinâmica da movimentação da água, nutrientes e contaminantes no solo [1].

Nesse sentido, destaca-se a condutividade hidráulica, que é uma propriedade físico-hídrica que expressa a facilidade com que a água se movimenta no solo [2]. Ela é representada pela constante de proporcionalidade K, e varia de acordo com o grau de saturação do solo, com as características do fluido percolante, e vários outros parâmetros físicos atrelados à matriz porosa do solo, como porosidade, densidade, textura, estrutura, estabilidade dos agregados e o conteúdo de matéria orgânica [1].

No entanto, deve-se elucidar que os valores de condutividade hidráulica podem variar não somente em função de propriedades estruturais e texturais das próprias classes de solos, mas também devido a outras características fisiográficas do terreno, como tipo de uso e ocupação, tipo de manejo, presença de camadas impermeabilizantes, dentre outras características [3].

De toda forma, a análise da condutividade hidráulica em diferentes classes pedológicas permite compreender aspectos importantes relacionados à dinâmica hídrica em nível de bacias hidrográficas, tais como o escoamento superficial, infiltração e percolação, os quais são fatores diretamente ligados ao processo de recarga de aquíferos.

Neste contexto, Freire et al. (2003) [4], Montenegro et al. (2006) [5], Pedron (2011) [6], Costa (2013) [7] e Amaral (2018) [1] demonstraram que solos mais jovens e geralmente mal estruturados, como, por exemplo, Gleissolos Melânicos, Neossolos Flúvicos, Neossolos Litólicos e Cambissolos Háplicos, tendem a apresentar baixos valores de condutividade hidráulica e, conseqüentemente, potenciais mais reduzidos em relação a infiltração, percolação e a recarga de aquíferos. Já os solos mais desenvolvidos e que apresentam melhores condições estruturais, como as classes dos Latossolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos, tendem a apresentar valores mais altos de condutividade hidráulica e de recarga.

Contudo, mesmo uma classe de solo avaliada como de boa estrutura e drenagem pode apresentar reduzidos valores de condutividade, dependendo do tipo de uso e manejo sob o qual o solo está exposto. Neste sentido, Schuler (2003) [8], ao realizar estudos em microbacias no estado do Pará, avaliou a condutividade hidráulica de diferentes solos sob distintos tipos de uso e cobertura. A autora observou uma redução nos valores de condutividade hidráulica e na porosidade do solo sob pastagens em relação às formações florestais, o que proporcionou o aumento do escoamento superficial e diminuição na capacidade de infiltração das classes de solo. Desta forma, Schuler (2003) [8] obteve sucesso em demonstrar a importância de se conservar as formações florestais para melhorar a infiltração de água no solo e, conseqüentemente, a recarga [9].

No entanto, é interessante elucidar que a presença de formações florestais pode acarretar em aumentos nas taxas de evapotranspiração e conseqüentemente teria um efeito negativo no volume de água que recarregaria o aquífero. Isso pode acontecer, pois a vegetação nativa pode apresentar um sistema radicular mais bem desenvolvido, quando comparada a culturas anuais, por exemplo, possibilitando a ela retirar água em maiores profundidades. Uma das conseqüências da maior extração de água pela vegetação nativa pode ser a redução da umidade do solo, implicando em um aumento da capacidade de armazenamento de água nestes ambientes físicos. Com isso, uma fração maior da chuva poderia ficar retida no solo, servindo de fonte para a transpiração da cultura, o que tenderia a diminuir o volume de recarga [10–12].

Através da análise de parâmetros físico-hídricos dos solos e outras variáveis do terreno supracitadas, é possível indicar áreas favoráveis à infiltração e à percolação de água, o que influencia de forma direta o processo de recarga de aquíferos. Neste sentido, a proteção ambiental destas áreas preferenciais é extremamente importante para a manutenção e garantia da qualidade e quantidade dos recursos hídricos.

Além disso, o entendimento e mapeamento das áreas preferenciais de recarga pode contribuir para uma melhor distribuição do uso e ocupação do solo, podendo apontar ainda, quais seriam as melhores áreas para o desenvolvimento de atividades agropecuárias e para a instalação de outros empreendimentos que ofereçam riscos à contaminação das águas

subterrâneas, como postos de gasolina, indústrias, centros comerciais, aterros sanitários, cemitérios e outros.

Desta forma, análises de parâmetros físico-hídricos dos solos direcionadas para a compreensão e o mapeamento do processo de recarga de aquíferos podem servir como importantes subsídios para estudos de gestão e planejamento de recursos hídricos. Tais estudos são ainda mais relevantes em regiões marcadas por problemas relacionados à disponibilidade hídrica, devido à utilização de águas tanto superficiais, quanto subterrâneas por atividades antrópicas. Não obstante, o estudo destes processos exerce um papel igualmente importante, onde a utilização das águas subterrâneas exerce papel chave para o desenvolvimento regional.

Neste sentido, o trabalho volta seu foco para a bacia hidrográfica do Rio Bicudo- Minas Gerais, que apresenta problemas graves de escassez hídrica. De acordo com o Plano Diretor da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas [3], a bacia do Rio Bicudo encontra-se atualmente em situação de indisponibilidade hídrica, tendo os limites outorgáveis já ultrapassado 30% da $Q_{7,10}$ (vazão máxima outorgável para Minas Gerais) [3]. Além disso, a bacia do Rio Bicudo possui uma representativa população rural que depende da utilização dos recursos hídricos para sua produção agrícola e pecuária.

Diante do exposto, o trabalho possuiu o objetivo de calcular e avaliar a condutividade hidráulica saturada (K_{sat}) de amostras indeformadas de solos coletadas na bacia hidrográfica do Rio Bicudo em Minas Gerais. As análises foram realizadas no laboratório de Solos e Meio Ambiente do Instituto de Geociências da UFMG.

Estes resultados serviram para caracterizar o processo de infiltração e movimentação da água nos solos da bacia do Rio Bicudo e como eles influenciam o processo de recarga de aquíferos na área. Além disso, os resultados foram utilizados como dados de entrada para calibrar e aproximar o máximo possível da realidade da bacia supracitada o modelo espacialmente distribuído de recarga potencial desenvolvido e discutido no capítulo 2 desta dissertação.

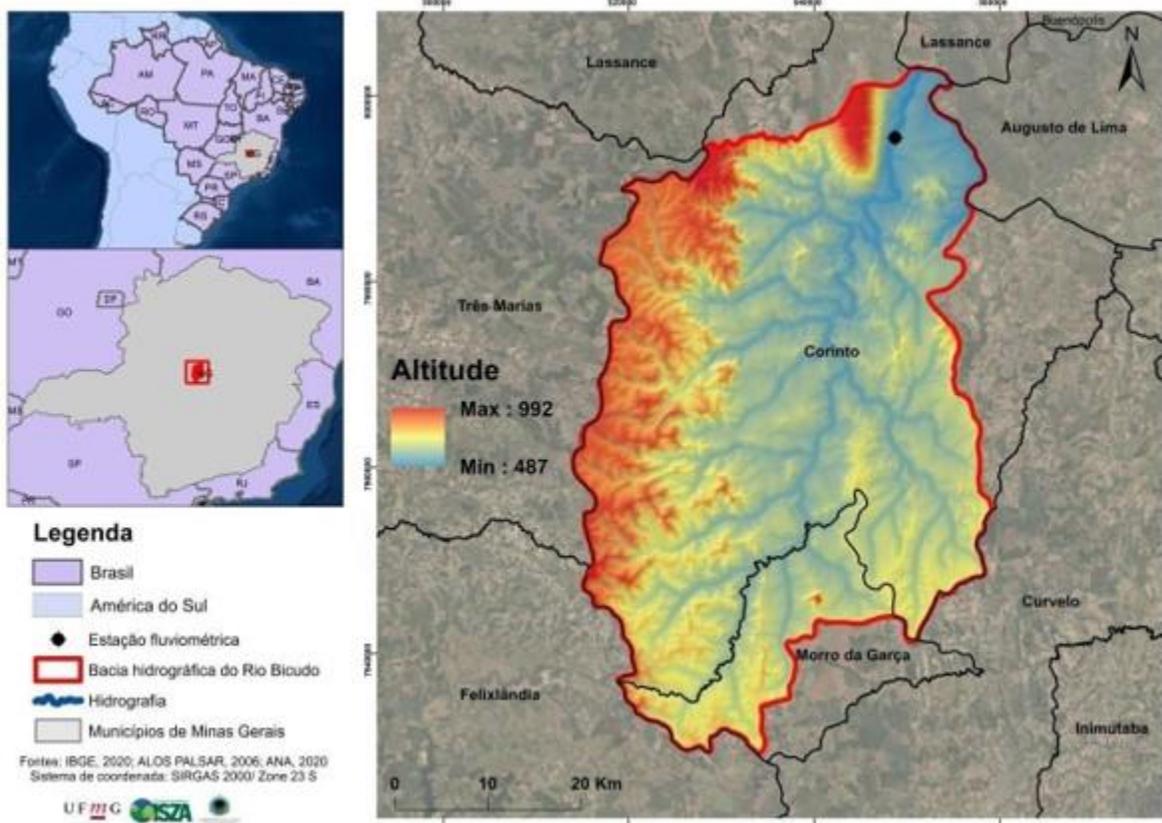
2. Materiais e métodos

2.1. Área de estudo

A bacia hidrográfica do Rio Bicudo está inserida nos municípios de Corinto e de Morro da Garça (Figura 1) no estado de Minas Gerais e possui uma extensão territorial de aproximadamente 2.274,48 km².

A região da bacia é caracterizada por clima tropical, marcado por verões quentes e úmidos e invernos secos, de caráter sub-úmido com duas estações bem definidas. A vegetação da bacia do rio Bicudo é marcada pela prevalência do bioma Cerrado, ocupando cerca de 65% da área da UTE [10]. Em relação à pedologia, a área é marcada pela predominância de Latossolos, Cambissolos e Neossolos.

Figura 1- Mapa de Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Bicudo, MG.



2.2. Materiais

A base cartográfica utilizada neste estudo e suas respectivas fontes são apresentadas na tabela 1 e consistiram em: a) mapa de uso e cobertura, que foi mapeado na escala 1:25.000, através de imagens do Satélite Sentinel 2A, obtidas gratuitamente no site do *EarthExplorer* (<https://earthexplorer.usgs.gov/>); b) mapa de solos do estado de Minas Gerais na escala de 1:650.000 [11]; e) mapas geológicos da região da bacia do Rio Bicudo nas escalas de 1:100.000 [12].

Tabela 1 - Materiais utilizados no trabalho

Tipo de dado	Utilização no trabalho	Endereço eletrônico
Mapa de uso e cobertura	Cálculo das áreas mais representativas	https://www.earthexplorer.usgs.gov/
Mapa de solos	Cálculo das áreas mais representativas	https://www.dps.ufv.br
Mapa geológico	Cálculo das áreas mais representativas	www.portaldageologia.com.br

2.3. Metodologia

O trabalho foi dividido em 6 principais etapas, sendo elas: i) aquisição de imagens do satélite Sentinel 2A para confecção do mapa de uso e ocupação da bacia; ii) realização de álgebra de mapas, com cruzamento de mapas pedológico, geológico e de uso e ocupação, com objetivo de selecionar áreas mais representativas da bacia, por meio do software de sistema de informação geográfica (SIG) ArcGIS versão 10.8; iii) campanha de campo para coleta de solos nas áreas mais representativas; iv) determinação em laboratório das condutividades hidráulicas saturadas das amostras coletadas, através do método de permeâmetro de carga constante; v) análise estatística dos resultados, feita por meio do

teste de variância ANOVA e teste de médias de Fisher, conhecido como Menor Diferença Significativa (LSD) para verificar a consistência dos dados, através do software estatístico R.

A primeira etapa deste estudo foi a confecção do mapa de uso e ocupação da bacia estudada. Para realizar esta atividade, foram utilizadas imagens do satélite Sentinel 2A, de 10 metros de resolução espacial. Os downloads das imagens deste satélite foram realizados em dois períodos: um período seco (25/06/2020) e um período úmido (30/11/2020). Foi realizada a composição colorida RGB das imagens utilizando as bandas 2 (azul), 3 (verde), 4 (vermelho) e 8 (infra vermelho próximo), pois estas bandas possibilitam uma melhor discriminação da vegetação. As imagens foram georreferenciadas para o sistema de projeção UTM (Universal Transversa de Mercator), datum SIRGAS 2000 e zona 23S.

Para proceder com a classificação das imagens foi utilizado o processo de classificação supervisionada pixel a pixel. O algoritmo classificador utilizado foi o *Support Vector Machine* (SVM), que é baseado em inteligência de máquina (*Machine Learning*) e é disponibilizado através do software gratuito de classificação de imagens de satélite Orfeo Toolbox, na versão 7.2 [13–16]. Para auxiliar o processo de classificação e reconhecimento de alguns alvos, foram utilizados alguns índices de sensoriamento remoto, sendo eles: o Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI), Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI) e Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI).

Para validar e avaliar a acurácia da classificação, foram realizadas coletas de amostras de validação durante a campanha de campo, com o auxílio do aparelho GPS *Garmin GPSMAP 64x*. Além das amostras coletadas em campo, outras áreas também foram amostradas através de imagens de alta resolução espacial, com a utilização do software *Google Earth*. Este processo foi feito para geração de matriz de confusão que permite proceder com a avaliação da acurácia da classificação. Para cada classe identificada no processo de classificação foram selecionadas no mínimo 150 amostras de validação para confecção da matriz, a partir da qual foram gerados índices de acurácia, sendo eles: acurácia do usuário, acurácia do produtor, acurácia geral e índice Kappa.

A segunda etapa do trabalho consistiu no processo conhecido como álgebra de mapas. Primeiramente, as bases de solos, geologia e uso ocupação foram convertidas para formato raster, para que fosse possível realizar operações matemáticas entre as imagens. Este processo foi realizado através da multiplicação entre os mapas citados, através da ferramenta *raster calculator*.

Em seguida, o raster obtido foi convertido para formato vetorial (*shapefile*), sendo que cada polígono gerado possuía um número de identificação específico, resultante da multiplicação entre as bases em formato raster de uso ocupação, solos e geologia. O arquivo foi então dividido em classes para facilitar a visualização e análise dos dados. A conversão de raster para formato vetorial (polígonos) foi realizada para facilitar a realização dos cálculos relacionados às áreas dos polígonos de cada classe, o número destes polígonos e suas proporções em relação à área total da bacia. A partir disso, foi possível identificar as áreas mais representativas da bacia em termos de distribuição espacial e predominância de

área. Este processo foi norteador para a seleção das amostras que foram coletadas para posterior análise laboratorial.

Com intuito de aperfeiçoar o tempo das coletas e garantir uma maior representatividade das amostras, definiu-se que as amostras deveriam estar localizadas próximas as estradas de acesso. Assim, para seleção dos pontos foi realizado um *buffer* de 500 metros no entorno das estradas presentes na área de estudo e, as coletas das amostras ocorreram dentro da área calculada pelo *buffer*, já que as áreas próximas às estradas eram viáveis de serem acessadas.

A terceira etapa do trabalho consistiu da coleta de amostras para a validação do mapa de uso e ocupação e para a coleta de amostras de solos nas áreas mais representativas identificadas na etapa anterior.

As amostras de solos foram coletadas em triplicata e nomeadas a partir dos números ou códigos gerados para as classes mais representativas, após o processo de álgebra de mapas. Por exemplo, se a classe foi definida com o número 270, foram coletadas as amostras 270A, 270B e 270C.

Foram coletadas amostras indeformadas de solo para análise da condutividade hidráulica saturada (k_{sat}), conforme o manual de análise de solos da Empresa de Pesquisa Agropecuária Brasileira (EMBRAPA) [17], na profundidade de 0 a 20 cm, totalizando 47 amostras. Para tal foram utilizados anéis de PVC confeccionados para esta pesquisa, com 7,5 cm de altura e 75 mm de comprimento (Figura 2).

Figura 2 - Coleta de amostra indeformada de solo para análise de condutividade hidráulica saturada (K_{sat}).



Em laboratório, as amostras foram preparadas e colocadas em bandejas plásticas com água deionizada, por um período de 48 horas para o processo de saturação [17] (Figura 3).

Figura 3 - Amostras coletadas sob o processo de saturação.



Em seguida, para calcular os valores de condutividade hidráulica saturada foi aplicado o método de permeâmetro de carga constante (Figura 4), em concordância com as etapas descritas no manual de análise de solos da EMBRAPA [17].

Figura 4 - Permeâmetro de carga constante confeccionado para a pesquisa.



Para o cálculo dos valores de condutividade hidráulica saturada das amostras de solos foi utilizada a equação de Darcy, ilustrada a seguir (Equação 1):

$$K = \frac{Q \times L}{A \times H \times t} \quad (1)$$

Em que:

K – condutividade hidráulica, em cm h^{-1} ;

Q – volume do fluido percolado, em mL, ou seja, o valor da última leitura quando não há variação entre os valores anteriores, ou a média das duas leituras quando há alguma variação;

L – altura do bloco do solo, em cm;

H – altura do bloco do solo e da coluna de água, em cm;

A – área do cilindro, em cm^2 ;

t – tempo de percolação, em horas.

Após a obtenção dos resultados das condutividades hidráulicas saturadas, foram aplicados dois testes estatísticos para avaliar a consistência dos dados e verificar se alguma variável utilizada (solos, geologia ou uso e ocupação,) possuía maior influência na variabilidade dos valores de Ksat. Neste sentido, os testes estatísticos aplicados foram: análise de variância ANOVA [21] e o teste de Diferença Menos Significativa (LSD) [21] de Fisher. Para aplicação destes métodos foi utilizado o software estatístico R e o pacote agricolae [18–21].

A ANOVA é um teste paramétrico utilizado para comparar médias de 3 ou mais grupos. Este método testa se a média de três ou mais populações são iguais ou estaticamente diferentes. A análise visa, fundamentalmente, verificar se existe uma diferença significativa entre as médias e se os fatores exercem influência em alguma variável dependente.

A verificação da existência de uma diferença significativa permite que vários grupos sejam comparados a um só tempo. Ou seja, a Análise de Variância é utilizada quando se quer decidir se as diferenças amostrais observadas são reais (causadas por diferenças significativas nas populações observadas) ou casuais (decorrentes da mera variabilidade amostral).

Se o teste ANOVA apresentar um resultado significativo, indicará que pelo menos um dos grupos testados difere dos outros grupos. No entanto, não é possível distinguir, a partir do teste ANOVA, quais grupos apresentaram diferenças estaticamente significativas entre si. Para resolver isto, Fisher desenvolveu o teste conhecido como *Least Significance Difference* ou Diferença Menos Significativa (LSD) em 1935, que só é usado quando você rejeita a hipótese nula como resultado dos resultados de seu teste de hipótese da ANOVA.

3. Resultados

Através do processo de classificação supervisionado pixel a pixel foram identificadas 12 classes distintas de uso e ocupação para a bacia do Rio Bicudo (Figura 5). As classes que apresentaram maior abrangência na área foram: campo sujo, pastagem e cerradão (Tabela 2).

A classe dos campos sujos (maior prevalência) encontra-se majoritariamente, na porção oeste da bacia, associadas às áreas de maior altitude. As áreas de pastagens localizam-se nas porções centrais com menor declividade, o que facilita o pastoreiro de animais e uso de maquinários. Os fragmentos florestais, como matas ciliares e de galeria, estão localizados no entorno dos cursos d'água (Figura 5). No entanto, verificou-se a áreas, no entorno dos corpos hídricos, em estado de degradação com a presença de pastagens.

Através da matriz de confusão foi possível calcular os índices de acurácia da classificação. Neste sentido a acurácia geral foi de 91,890 % e o índice Kappa obtido foi de 91,15%, demonstrando um bom desempenho do classificador utilizado.

As classes campo sujo e cerradão apresentaram as maiores confusões dentre as demais classes identificadas, sendo que os campos sujos apresentaram acurácia do produtor de 85,71% e acurácia do usuário de 84,98%. Já a classe do cerradão apresentou acurácia do

produtor de 83,97% e acurácia do usuário de 86,52%. A matriz de transição completa é apresentada no Anexo A deste trabalho.

Figura 5 - Principais classes de uso e ocupação da bacia hidrográfica do Rio Bicudo

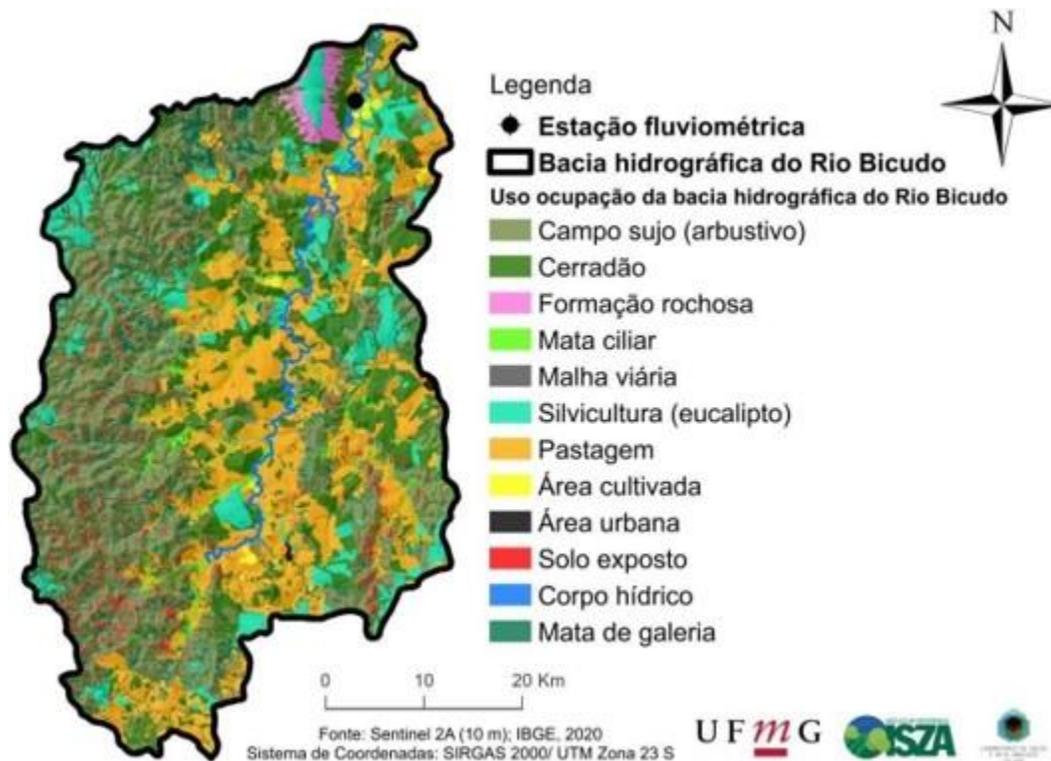
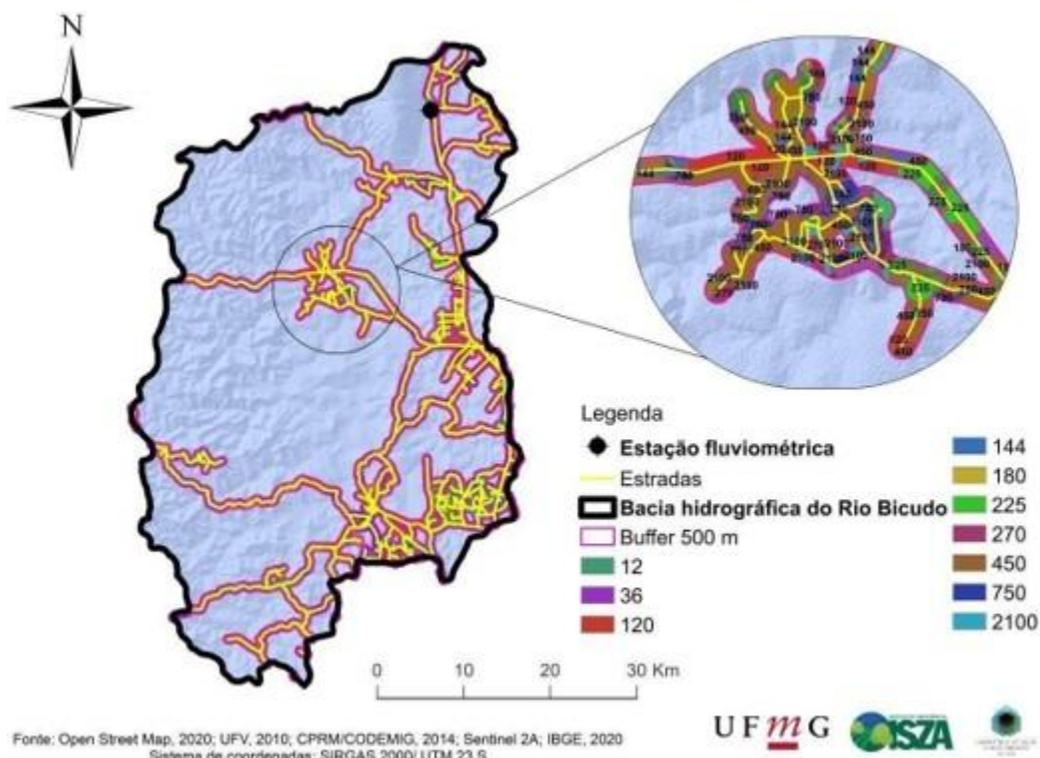


Tabela 2 - Principais classes de uso e ocupação da bacia hidrográfica do Rio Bicudo

Classe de uso e ocupação	Área (Km ²)	%
Área cultivada	11,31	0,50%
Área urbana	3,21	0,14%
Campo sujo (Arbustivo)	724,09	31,83%
Cerradão	444,08	19,52%
Corpos hídricos	11,95	0,53%
Formação rochosa	24,95	1,10%
Mata ciliar	58,05	2,55%
Mata de galeria	164,13	7,22%
Malha viária	10,15	0,45%
Pastagem	532,51	23,41%
Silvicultura (Eucalipto)	206,51	9,08%
Solo exposto	83,73	3,68%
	2.274,68	100%

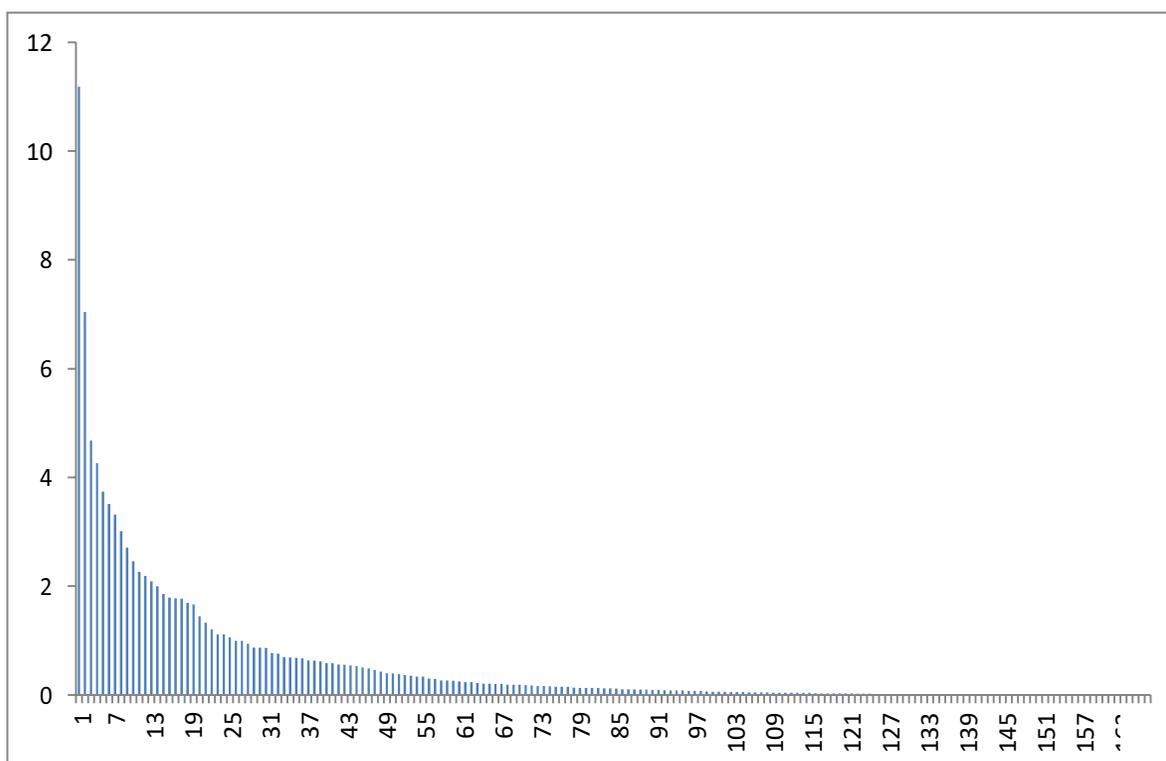
As áreas mais representativas da bacia, com seus respectivos códigos são apresentadas na Figura 6.

Figura 6 - Áreas mais representativas da bacia hidrográfica do Rio Bicudo.



Após a análise do resultado da álgebra de mapas foi possível perceber que as 50 maiores classes geradas cobriam 88% da área da bacia, como pode ser identificado através do histograma da Figura 7.

Figura 7 - Histograma das amostras mais representativas da bacia hidrográfica do Rio Bicudo.



A tabela 3 demonstra os parâmetros utilizados para identificar as áreas mais representativas, sendo que apenas as 10 primeiras foram ilustradas na tabela para exemplificar esta atividade. A tabela completa com as proporções de áreas e tamanho dos polígonos é apresentada no anexo B deste trabalho.

Tabela 3 - Identificação das áreas mais representativas da bacia do Rio Bicudo.

Código	Litologia	Solos	Uso	Área (Km ²)	%	Nº polígonos
--------	-----------	-------	-----	-------------------------	---	--------------

450	Ndl	LVd3	Pastagem	254,506	11,177	1.424
144	Ndl	CXbd	Campo sujo	160,404	7,039	2.924
750	NP3sd	LVd3	Pastagem	106,356	4,673	1.732
180	Ndl	CXbe4	Campo sujo	96,964	4,258	1.659
12	NP3tm	CXbd	Campo sujo	85,017	3,732	2.199
225	Ndl	CXbe	Pastagem	79,884	3,507	804
120	Ndl	LVd3	Estradas	75,171	3,312	3.942
270	Ndl	LVd3	Silvicultura	68,41	3,005	195
2100	Ndl	LVd3	Mata de galeria	61,572	2,704	777
36	NP3tm	CXbd	Campo sujo	55,872	2,451	776

Litologia: Ndl = Coberturas eluvionares detrítico-lateríticas; NP3sd = Formação Serra da Saudade; NP3tm: Formação Três Marias; Solos: LVd3= Latossolo Vermelho Distrófico; CXbd: Cambissolo Háplico Distrófico; CXbe: Cambissolo Háplico Eutrófico.

Na Tabela 4 são apresentadas as amostras que apresentaram os maiores valores de Ksat em cm/hora e os respectivos tipos de uso e ocupação do solo nestas áreas. Observa-se também a vazão média (mL/hora) com que a água passava por cada amostra, sendo que foram feitas 8 medições de uma em uma hora. Os demais resultados são apresentados no anexo C deste trabalho.

Tabela 4 – Amostras que apresentaram as 10 maiores condutividades hidráulicas saturadas.

Código amostra	Uso e ocupação	Média (mL/hora)	Ksat (cm/hora)
270B	Silvicultura	1.723	33,44
120A	Cerradão	1.497,3	29,05
840C	Mata de galeria	1.330	25,81
168C	Cerradão	1.270,3	24,65
168B	Cerradão	1.242,3	24,11
360C	Cerradão menos desenvolvido	1.170,3	22,71
144A	Cerradão	1.092,6	21,20
56	Silvicultura	1.056	20,49
2100C	Mata de galeria	964	18,71
120B	Cerradão	963,6	18,70

A consistência dos dados e identificação de qual variável (solos, geologia e uso e ocupação) mais influenciou a variabilidade dos valores de condutividade hidráulica, foram realizados pelos testes estatísticos ANOVA (Tabela 5) e teste de agrupamento de médias (LSD).

Através dos resultados do teste ANOVA foi possível perceber que aos valores Ksat apresentaram maior variabilidade estaticamente significativa em função da variável uso e ocupação, com um intervalo de confiança de 99%.

Tabela 5 - Resultado do teste ANOVA.

	GL	Soma dos quadrados	Quadrado médio	Valor F	Probabilidade (>F)
Uso/ocupação	5	1087,7	217,55	4,224	0,00525
Solo	4	272,9	68,21	1,324	0,28439

Geologia	3	57	19	0,369	0,77604
Uso:Solo	3	9	3,01	0,059	0,98106
Solo:Geologia	1	35,7	35,71	0,693	0,41185
Residuals	29	1493,6	51,5		
Intervalo de confiança de 99%					

O teste de médias foi realizado para cada variável (solos, geologia e uso e ocupação). Em relação ao uso, percebe-se que as formações florestais foram agrupadas em um mesmo grupo, demonstrando que os valores Ksat para estas formações naturais não apresentaram diferença estaticamente significativa. Além disso, foi possível perceber que a classe das pastagens e campos sujos apresentaram diferenças estaticamente significativas entre si e com as formações florestais (Tabela 6).

Tabela 6 – Resultado teste LSD e agrupamento de médias por uso e ocupação.

Classes de uso	Média Ksat (cm/hora)	Desvio Padrão (cm/hora)	Grupos
Cerradão	19,62	5,89	a
Silvicultura	17,20	15,95	ab
Mata de galeria	17,11	5,28	ab
Campo sujo	11,44	7,37	b
Solo exposto	7,68	4,50	bc
Pastagem	4,95	3,68	c

Em relação aos solos, percebe-se que as classes dos Latossolos e Neossolos foram agrupadas em um mesmo grupo, demonstrando que os valores Ksat para estas classes não apresentaram diferença estaticamente significativa. Além disso, foi possível perceber que a classe dos Cambissolos foi agrupada em um grupo distinto, demonstrando diferença estaticamente significativa para os valores de Ksat apresentados pelas demais classes identificadas na bacia (Tabela 7).

Tabela 7 - Resultado teste LSD e agrupamento de médias por classe de solo.

Classes de solo	Ksat (cm/hora)	Desvio Padrão (cm/hora)	Grupos
Latossolo Vermelho-Amarelo (LVAd)	17,11	7,73	a
Latossolo Vermelho (LVd)	13,52	9,57	ab
Neossolo Regolítico (RRd)	12,36	7,45	ab
Cambissolo Háplico Distrófico (CXbd)	8,41	5,31	b
Cambissolo Háplico Eutrófico (CXbe)	6,26	6,14	b

Em relação a geologia, percebe-se que os litotipos localizados nas áreas de maior representatividade na bacia estudada foram separados em um mesmo grupo, demonstrando que os valores Ksat para estes tipos litológicos não apresentaram diferenças estaticamente significativas (Tabela 8).

Tabela 8 - Resultado teste LSD e agrupamento de médias por tipos litológicos.

Grupos geológicos	Ksat (cm/hora)	Desvio Padrão (cm/hora)	Grupos
Coberturas eluviais e coluviais (N34ec)	13,52	8,65	a
Coberturas eluvionares detrito-lateríticas (Ndl)	13,02	8,81	a
Formação Três Marias (NP3tm)	10,42	6,90	ab
Formação Serra da Saudade (NP3sd)	6	3,57	ab

4. Discussão

Através do resultado da classificação realizada para a área da bacia hidrográfica do Rio Bicudo, foi possível perceber que 25% da área foi classificado como áreas de pastagens, sendo algumas mais e outras menos degradadas. Tal proporção corrobora com o que é apresentado pelo Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas, que indica que as atividades mais praticadas na área da bacia do Rio Bicudo são atividades agropecuárias [10].

Além disso, percebe-se uma quantidade reduzida de áreas ocupadas por formações florestais naturais. O mapa de uso e ocupação mostra também uma quantidade considerável de áreas ocupadas por silvicultura, que no caso da bacia é representada por plantações de eucalipto.

Apesar das florestas plantadas geralmente apresentarem desempenhos melhores no que diz respeito aos processos de infiltração de água no solo e no controle de processos erosivos, se comparadas com áreas de pastagens, vegetações arbustivas e rasteiras, estas áreas podem apresentar redução na biodiversidade de fauna e flora [22].

Contudo, seriam necessários estudos mais aprofundados nesta temática para verificar se as plantações de eucalipto na bacia podem estar gerando impactos negativos tanto à biodiversidade, como também na dinâmica hidrológica e pedológica na área.

O desempenho da classificação foi avaliado principalmente por meio do índice Kappa, que apresentou valor aproximado de 91%. No entanto, foi possível perceber que as classes de campo sujo e cerrado apresentaram confusões maiores que as demais classes identificadas.

Isso aconteceu, devido à dificuldade de separar as assinaturas espectrais destas classes, já que a distribuição espacial das mesmas não é bem delimitada na bacia. Isso quer dizer que em um mesmo local foi possível encontrar porções intercaladas de campo sujo e de cerrado, o que dificultou o processo de classificação e destacou a elevada heterogeneidade espacial destas fitofisionomias.

Além disso, a confusão detectada envolvendo estas classes pode ser explicada também pelas variações naturais da composição florística, altura, biomassa e fenologia das fitofisionomias dos campos sujos e cerrados [23–26].

Em alguns trechos de campo sujo, a vegetação herbácea pode ser tão abundante, ao ponto de confundir os algoritmos classificadores na identificação desta fitofisionomia [27–29]. Não obstante, dependendo do estágio de seu ciclo fenológico e dependendo da quantidade de biomassa verde acumulada e umidade disponível, os campos sujos podem apresentar valores de NDVI tão elevados que pode gerar certa confusão com áreas florestais durante o processo de classificação [24,30,31].

Estes são aspectos que podem dificultar a escolha de amostras para representar estas áreas, assim como o trabalho dos algoritmos de segmentação e classificação e podem impactar a acurácia do processo para classificar as diferentes fitofisionomias do bioma Cerrado. Muitos autores alegam também ter encontrado dificuldades para separar e classificar as diferentes fitofisionomias deste bioma [24–27,29,31–38].

Em relação à identificação das áreas mais representativas da bacia, pode-se perceber que a metodologia utilizada pelo trabalho obteve sucesso no reconhecimento destas áreas, já que apenas as 50 primeiras classes já cobriam aproximadamente 88% da área de estudo, como foi demonstrado na Figura 7. Devido a isso, pode-se realizar as coletas de solo com confiança de que as áreas selecionadas representavam de forma satisfatória as combinações entre os solos, geologia e tipos de uso e ocupação.

Os resultados das condutividades demonstraram que as amostras coletadas, principalmente em áreas ocupadas por formações florestais naturais, como cerradões e matas de galeria, apresentaram os valores mais elevados de K_{sat} , dentro do escopo deste trabalho.

Isso pode ser explicado, pelo fato de que sob as formações florestais os solos possuem geralmente elevadas quantidades de serapilheira, que são camadas de matéria orgânica em diferentes fases de decomposição, o que permite uma maior agregação do solo, preservando sua porosidade [39–42]. Não obstante, nos solos de florestas é comum encontrar cavidades e fendas realizadas por animais e pelas raízes das plantas, o que também favorece a manutenção de uma boa porosidade, especialmente os macroporos, que influenciam a capacidade de drenagem e aumentam a infiltração de água nestes ambientes [41,43–46].

É válido salientar também que as formações florestais geralmente reduzem o volume do escoamento superficial, controlando a erosão e, conseqüentemente, a produção de carga sólida nos rios, através dos sistemas radiculares da vegetação e da serapilheira encontrada no solo [47]. Devido à redução do escoamento superficial nestas áreas, o tempo de infiltração da água nos ambientes florestais também tende a ser maior, aumentando as chances de a água atingir a superfície freática nestes locais. Tais características demonstram a importância da conservação das formações florestais para a recarga de aquíferos [48].

Contudo, deve-se analisar os efeitos que as formações florestais podem gerar na recarga de aquíferos de forma mais aprofundada, isso acontece, pois as florestas podem influenciar a recarga de forma negativa, já que a presença da vegetação pode gerar aumentos nas taxas de evapotranspiração [10]. Alguns estudos demonstram que vegetação nativa pode apresentar um sistema radicular mais bem desenvolvido, quando comparada a culturas anuais, possibilitando a retirada de água em maiores profundidades. Uma das conseqüências da maior extração de água pela vegetação nativa pode ser a redução da umidade do solo, implicando em um aumento da capacidade de armazenamento de água nestes ambientes físicos. Com isso, uma fração maior da chuva poderia ficar retida no solo, aumentando a evaporação do solo como a transpiração pela vegetação, o que tenderia a diminuir o volume de recarga [10–12].

É interessante perceber que a amostra que apresentou o maior valor de condutividade hidráulica saturada é localizada em uma área de plantação de eucalipto. No entanto, outras amostras coletadas em áreas ocupadas pelo mesmo tipo de cobertura apresentaram valores mais reduzidos de condutividade hidráulica.

Para exemplificar este fato, é válido comparar que enquanto a amostra 270B apresentou a maior condutividade hidráulica, a amostra 225A, também localizada em uma plantação de eucalipto, apresentou um dos valores mais reduzidos de condutividade, pois

foi possível observar a característica hidrofóbica da matéria orgânica acumulada nos solos deste local. Este fez com que a infiltração de água fosse quase nula neste ambiente.

A literatura corrobora a variabilidade dos valores de infiltração e condutividade hidráulica para as plantações de eucalipto observados neste trabalho, demonstrando que o impacto deste tipo de uso e ocupação sobre a infiltração de água e conseqüentemente sobre o processo de recarga de aquíferos deve ser analisado caso a caso [22].

Os campos sujos e as pastagens apresentaram, de forma geral, valores menores de infiltração e condutividade hidráulica. Isso pode ser explicado, pois, se comparados com as formações florestais, os campos sujos e pastagens, geralmente apresentam conteúdos menores de matéria orgânica, o que impacta de forma negativa a porosidade e densidade dos solos, diminuindo a capacidade de infiltração nos mesmos. Nesse sentido, a matéria orgânica é importante, já que promove a estabilidade dos agregados [49–52], a dimensão dos poros [51–53] e a consistência do solo [51,54,55].

Além disso, nestes tipos de usos do solo o volume do escoamento superficial tende ser maior, devido a vegetação mais esparsa e de portes menores, que permitem maior circulação da água na superfície do terreno. A utilização de maquinário e pisoteio do solo pelo gado, de forma descontrolada, nas áreas de pastagens é um fator que pode aumentar ainda mais a densidade do solo e diminuir o processo de infiltração de água e da recarga dos aquíferos.

Já em áreas ocupadas por solos expostos, o processo de infiltração é ainda mais prejudicado pela falta de vegetação, fazendo com que nesses locais o volume de escoamento superficial seja mais elevado e conseqüentemente o tempo de infiltração seja menor [56–63]. No entanto, como na área estudada os solos expostos demonstraram distribuição espacial muito heterogênea, coexistindo principalmente em áreas ocupadas pelos campos sujos, os valores de K_{sat} médios para os solos exposto e campos sujos não apresentaram diferenças estatisticamente significativas, como é apresentado pelo teste de médias realizado no trabalho.

Não foram realizadas coletas de amostras de solos em áreas de estradas e em áreas urbanas, contudo a literatura revela que nestes locais os valores de condutividade hidráulica também tendem a serem reduzidos. Nas estradas vicinais ou de terra, a passagem de veículos e maquinários podem diminuir a capacidade de infiltração, devido ao alto grau de compactação e densidade dos solos [64–67]. Além disso, a falta de vegetação nestas áreas aumenta o volume de água escoado e diminui o tempo de infiltração, impactando a recarga de forma negativa e podendo aumentar os efeitos de processos erosivos nestas áreas [67–70].

Nas áreas urbanas, a literatura demonstra que as taxas de infiltração são prejudicadas pelas elevadas proporções de áreas impermeabilizadas por obras de construção civil, como prédios, casas, ruas asfaltadas e outros tipos de infraestruturas urbanas [65,71–73]. Nestes locais, o volume de água escoada tende a ser consideravelmente maior, devido à falta de infiltração da água no solo, o que pode desencadear em enchentes, inundações e deslizamentos de terra, devido a acentuação de processos erosivos [74–78].

Já em relação à análise de variância ANOVA, foi possível perceber, através das análises relativas pela estatística F (com intervalo de confiança de 99%), que a variabilidade nos valores de condutividade hidráulica foi mais influenciada pelos diferentes tipos de uso e ocupação, do que pelas diferentes classes de solos e tipos litológicos.

Após o teste ANOVA ter apresentado diferença estaticamente significativa em relação ao uso e ocupação, foram realizados testes de médias pareados para comparar as médias dos diferentes tipos de uso, classes de solos e tipos litológicos entre si, para verificar se haviam diferenças significativas dentro de cada grupo. O resultado apresentado pelo teste de média envolvendo as classes de uso e ocupação agrupou as formações florestais (matade galeria, cerradão e silvicultura) em um único grupo, demonstrando que o comportamento dos valores de Ksat para estas classes não apresentaram diferença estatisticamente significativa.

As classes dos campos sujos e solos expostos apresentaram diferenças significativas em relação às áreas de formação florestal, contudo não apresentaram diferenças significativas entre si e foram agrupadas em um único grupo. A classe das pastagens apresentou diferença estatisticamente significativa em relação às demais classes analisadas e foi separada em um grupo único.

O teste de ANOVA não apresentou diferença significativa para as classes de solos avaliadas. Já em relação ao teste de médias percebe-se que as classes do Latossolos e Neossolos Regolíticos foram agrupadas em um mesmo grupo, por não terem apresentado diferenças significativas nos valores médios de Ksat.

A classe dos Cambissolos foi colocada em um grupo separado das outras classes, demonstrando diferença estaticamente significativa em relação as demais classes observadas na área da bacia.

A classe dos Latossolos Vermelhos-Amarelos apresentaram uma condutividade hidráulica saturada média de 17,11 cm/hora na bacia do Rio Bicudo, enquanto que outros trabalhos foram observados valores que variam de 0,038 cm/hora até 65,88 cm/hora em diferentes bacias hidrográficas [79–82]. Quando se avalia a mesma classe quanto a condutividade em cm/hora observou-se uma média de 13,52 cm/hora, enquanto outros trabalhos apresentaram valores que variam entre 4,5 cm/hora até 321,12 cm/hora, demonstrando que a mesma classe de solo, localizada em diferentes bacias hidrográficas com distintas condições de uso e ocupação, tipos litológicos, dentre outras características, pode apresentar alta variabilidade nos valores de Ksat [1,79,82–84].

Os Neossolos Regolíticos apresentaram em média um valor de Ksat de 12,36 cm/hora, enquanto que outros estudos encontraram valores que podem variar entre 0,84 cm/hora até 295,2 cm/hora [4,79,82]. Já a classe dos Cambissolos Háplicos apresentaram uma média de 7,33 cm/hora, enquanto que na literatura são encontrados valores que variam de 0,0133 cm/hora até 8,041 cm/hora [1,79,81,82].

É importante destacar que a profundidade de coleta das amostras foi de 0 - 20 cm. Nesta profundidade o efeito das classes de solos e da litologia no processo de condutividade é menos relevante, sendo mais determinado pela cobertura vegetal. Isto explica a não influência destes fatores nos resultados obtidos. Assim, para uma análise onde se queria

avaliar os efeitos da classe de solo e da litologia no processo de condutividade, a escolha da profundidade de amostragem deve ser condizente com os horizontes diagnósticos representativos das classes de solos, o que não ocorreu neste trabalho.

As amostragens foram feitas apenas nos horizontes superficiais do solo, onde o efeito preponderante é do material orgânico subjacente e não das classes de solos, em si. Assim, destaca-se também o porquê de se encontrar valores tão distintos para mesmas classes de solos quando se trabalhos de outros autores, sendo que na maioria das vezes não há uma padronização de profundidades de amostragens, tipos de usos e métodos de análises, o que pode levar a interpretações equivocadas.

Os tipos litológicos não apresentaram diferenças estatisticamente significativas e foram separados em um mesmo grupo de ordem de grandeza.

Assim, enfatiza-se que embora as características das classes de solos e dos tipos litológicos sejam fundamentais para compreender o processo de infiltração e recarga de aquíferos, os tipos de uso e ocupação e tipos de manejo do solo podem influenciar diretamente o desempenho destes processos, dependendo da profundidade de amostragem, e causar grandes variações nos parâmetros físico hídricos relacionados a infiltração, percolação e conseqüentemente recarga dos reservatórios de água subterrâneos.

Neste sentido, deve-se relevar a importância da formulação e aplicação de políticas públicas de zoneamento, planejamento e ordenamento territorial, em nível de bacias e sub-bacias hidrográficas que busquem regular sobre as atividades e usos do solo praticados nestas unidades territoriais.

No escopo destas políticas públicas deve ser sempre destacada e assegurada a proteção e conservação de formações florestais e outros tipos de vegetação nativa com intuito de assegurar a infiltração de água no solo, recarga de aquíferos e controle de processos erosivos. Da mesma forma, o crescimento urbano e atividades agropecuárias devem ser regulados para que não gerem impactos negativos nestes processos tão importantes para a conservação dos recursos hídricos e da qualidade de vida dos seres humanos.

5. Conclusão

A amostragem de solos realizada obteve sucesso em realizar as coletas nas áreas mais representativas em relação às combinações dos diferentes tipos de uso e ocupação, classes de solos e tipos litológicos.

Os resultados obtidos em relação aos valores de condutividade hidráulica demonstraram que as áreas ocupadas por formações florestais apresentaram os maiores valores de K_{sat} , seguido pelos campos sujos, solos exposto e pastagens.

As classes de uso e ocupação foram a variável mais preponderante para explicar as variações nos valores de K_{sat} , demonstrando mais relevância estatística do que as classes de solos e tipos litológicos.

Através das análises realizadas nesta etapa do presente estudo, pôde-se concluir que os resultados dos testes de condutividade hidráulica saturada foram satisfatórios para serem utilizados como variáveis de entrada para o modelo de recarga potencial espacialmente explícito que é explicado e discutido no capítulo 2.

6. Referências

1. Amaral, J.R. Caracterização físico-hídrica dos solos da bacia do Córrego Marinheiro, Sete Lagoas – MG., Universidade Federal de Minas Gerais, 2018.
2. Gonçalves, A.D.M. de A.; Libardi, P.L. Análise da determinação da condutividade hidráulica do solo pelo método do perfil instantâneo. *Rev. Bras. Cienc. do Solo* **2013**, doi:10.1590/S0100-06832013000500007.
3. Tucci, C.E.M. *Hidrologia: Ciência e Aplicação*; 2004; ISBN 9788570259240.
4. Freire, M.B.G. dos S.; Ruiz, H.A.; Ribeiro, M.R.; Ferreira, P.A.; Alvarez V., V.H.; Freire, F.J. Condutividade hidráulica de solos de Pernambuco em resposta à condutividade elétrica e RAS da água de irrigação. *Rev. Bras. Eng. Agrícola e Ambient.* **2003**, doi:10.1590/s1415-43662003000100008.
5. Montenegro, A.A.A.; Montenegro, S.M.G.L. Variabilidade espacial de classes de textura, salinidade e condutividade hidráulica de solos em planície aluvial. *Rev. Bras. Eng. Agrícola e Ambient.* **2006**, doi:10.1590/s1415-43662006000100005.
6. Araújo Pedron, F. de; Fink, J.R.; Rodrigues, M.F.; Azevedo, A.C. de Hydraulic conductivity and water retention in leptosols-regosols and saprolite derived from sandstone, Brazil. *Rev. Bras. Ciência do Solo* **2011**, doi:10.1590/s0100-06832011000400018.
7. Costa, A. da; Albuquerque, J.A.; Costa, A. da; Pértile, P.; Silva, F.R. da Water retention and availability in soils of the State of Santa Catarina-Brazil: effect of textural classes, soil classes and lithology. *Rev. Bras. Ciência do Solo* **2013**, doi:10.1590/s0100-06832013000600010.
8. Schuler, A.; Moraes, J.; Groppo, J.; Milde, L.; Martinelli, L.; Guandique, M.; Victoria, R. Propriedades Físicas dos Solos na Parametrização de um Modelo Hidrológico. *Rev. Bras. Recur. Hídricos* **2003**, doi:10.21168/rbrh.v8n1.p61-70.
9. De Menezes, M.D.; Junqueira, J.A.; De Mello, C.R.; Da Silva, A.M.; Curi, N.; Marques, J.J. Dinâmica hidrológica de duas nascentes, associada ao uso do solo, características pedológicas e atributos físico- hídricos na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Lavrinha - Serra da Mantiqueira (MG). *Sci. For. Sci.* **2009**.
10. Cambraia Neto, A.J.; Rodrigues, L.N. Evaluation of groundwater recharge estimation methods in a watershed in the Brazilian Savannah. *Environ. Earth Sci.* **2020**, doi:10.1007/s12665-020-8884-x.
11. Cambraia Neto, A.J.; Rodrigues, L.N.; da Silva, D.D.; Althoff, D. Impact of climate change on groundwater recharge in a Brazilian Savannah watershed. *Theor. Appl. Climatol.* **2021**, doi:10.1007/s00704-020-03477-w.
12. Neto, A.J.C.; Rodrigues, L.N. Impact of land use and occupation on potential groundwater recharge in a Brazilian savannah watershed. *Water Int.* **2021**, doi:https://doi.org/10.1080/02508060.2021.1898862.
13. Camargos, L. de M.M.; Figueiredo, V.L.S.; Machado, A.T.G. da M.; Paula, P.M.S.; Romanelli, M.C.M.; Carvalho, E.T. de; Guimarães, J.C. *Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas*; 2015;
14. Viçosa, U.F. de Soil map of Minas Gerais, Brazil. Available online:

<https://www.ufv.br/>.

15. CODEMIG/CPRM Geological map of Minas Gerais, Brazil. Available online: <http://www.portatgeologia.com.br/index.php/mapa/>.
16. Inglada, J.; Christophe, E. The orfeo toolbox remote sensing image processing software. In Proceedings of the International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS); 2009.
17. Tinel, C.; Fontannaz, D.; De Boissezon, H.; Grizonnet, M.; Michel, J. The ORFEO accompaniment program and ORFEO ToolBox. In Proceedings of the International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS); 2012.
18. Grizonnet, M.; Michel, J.; Poughon, V.; Inglada, J.; Savinaud, M.; Cresson, R. Orfeo ToolBox: open source processing of remote sensing images. *Open Geospatial Data, Softw. Stand.* **2017**, doi:10.1186/s40965-017-0031-6.
19. Cresson, R. A framework for remote sensing images processing using deep learning techniques. *IEEE Geosci. Remote Sens. Lett.* **2019**, doi:10.1109/LGRS.2018.2867949.
20. Teixeira, P.C.; Donagemma, G.K.; Fontana, A.; Teixeira, W.G. *Manual de métodos de análise de solo*; 2017; ISBN 9788570357717.
21. De Mendiburu, F. *Agricolae: Statistical procedures for agricultural research*. R package version 1.2-0. <http://CRAN.R-project.org/package=agricolae>. **2014**.
22. R Core Team R: A language and environment for statistical computing. *R Found. Stat. Comput.* 2019.
23. Wickham, H. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*; 2016; ISBN 978-3-319-24275-0.
24. Rstudio, T. *RStudio: Integrated Development for R*. *Rstudio Team, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>* 2020.
25. Vital, M.H.F. Impacto Ambiental de Florestas de Eucalipto. *Rev. Do Bndes*, **2007**.
26. Leite, M.E.; Leite, M.R.R.; Borges, M.G.; Rodrigues, H.L.A. Mapeamento das Fitofisionomias do Cerrado no Norte de Minas Gerais. *Rev. Geogr. - PPGEIO - UFJF* **2018**, doi:10.34019/2236-837x.2018.v8.18060.
27. Batista, F.R. de Q.; Nogueira, S.H.; Ferreira, L.G. Mapeamento de Fitofisionomias do Cerrado por Sensoriamento Remoto: Desafios e Possibilidades. In Proceedings of the Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto; Santos-SP, 2019; pp. 2–4.
28. Sano, E.E.; Lima, C.A.; Bezerra, H.S. Mapeamento Semi-automatizado de Fitofisionomias do Cerrado com Imagens Landsat: Vantagens e Limitações. In Proceedings of the IX Simpósio Nacional do Cerrado; 2008.
29. Oliveira, M.T. de; Cassol, H.L.G.; Ganem, K.A.; Dutra, A.C.; Prieto, J.D.; Arai, E.; Shimabukuro, Y.E. Mapeamento da Vegetação do Cerrado – Uma Revisão das Iniciativas de Sensoriamento Remoto. *Rev. Bras. Cartogr.* **2020**, doi:10.14393/rbcv72nespecial50anos-56591.
30. Faria, A.S. De; Arantes, A.E. Mapeamento de mudança de uso e cobertura da terra no bioma Cerrado entre 1975 e 2010 a partir da classificação de imagens Landsat.

XVI Simpósio Bras. Sensoriamento Remoto 2013.

31. Silva, L. da R. da; Sano, E.E. Análise das imagens do satélite Rapideye para discriminação da cobertura vegetal do bioma Cerrado. *Rev. Bras. Cartogr.* **2016**.
32. Rios, J.; Fonseca, C.; Santos, A.; Venturoli, F. Classificação de Fitofisionomias do Cerrado a Partir de Fusão de Imagens de Sensoriamento Remoto. *TreeDimensional* **2019**, doi:10.18677/treedimensional_2019a2.
33. SANO, E.; ROSA, R.; FERREIRA, L. Mapeamento de cobertura vegetal do Bioma Cerrado: estratégias e resultados. *Doc. - EMBRAPA Cerrados (Brazil)*. **2007**.
34. Sano, E.E.; Rosa, R.; Brito, J.L.S.; Ferreira, L.G.; Bezerra, H.D.S. Mapeamento da cobertura vegetal natural e antrópica do bioma Cerrado por meio de imagens Landsat ETM+. *An. XIV Simp. Bras. Sensoriamento remoto* **2009**.
35. Brasil. Ministério do Meio Ambiente Mapeamento do Uso e Cobertura do Cerrado: Projeto TerraClass Cerrado 2013. *Mapeamento do Uso e Cober. do Cerrado Proj. TerraClass Cerrado 2013*. 2015.
36. Teixeira, L.R.; Nunes, G.M.; Finger, Z.; Siqueira, A.J.B. Potencialidades da classificação orientada a objetos em imagens SPOT5 no Mapeamento de Fitofisionomias do Cerrado. *Espacios* **2015**.
37. Gonçalves Borges, M.; Antunes Rodrigues, H.L.; Esdras Leite, M. Sensoriamento Remoto Aplicado ao Mapeamento do Cerrado no Norte de Minas Gerais e suas Fitofisionomias. *Cad. Geogr.* **2019**, doi:10.5752/p.2318-2962.2019v29n58p819-835.
38. Filho, M.D.C.; Meneses, P.R.; Sano, E.E. Sistema de classificação de uso e cobertura da terra com base na análise de imagens de satélite. *Rev. Bras. Cartogr.* **2007**.
39. Sano, E.E.; Rosa, R.; Brito, J.L.S.; Ferreira, L.G. *Mapeamento do Uso do Solo e Cobertura Vegetal Bioma Cerrado Ano-Base 2002; 2010*; ISBN 9788577381463.
40. Nascimento, E.R.P.; Sano, E.E. Identificação de Cerrado Rupestre por meio de imagens multitemporais do Landsat: proposta metodológica. *Soc. Nat.* **2010**, doi:10.1590/s1982-45132010000100007.
41. MMA *Mapeamento do uso e cobertura do Cerrado*; 2015;
42. Cheng, J.D.; Lin, L.L.; Lu, H.S. Influences of forests on water flows from headwater watersheds in Taiwan. *For. Ecol. Manage.* **2002**, doi:10.1016/S0378- 1127(01)00626-0.
43. Shukla, M.K.; Lal, R.; Unkefer, P. Experimental evaluation of infiltration models for different land use and soil management systems. *Soil Sci.* **2003**, doi:10.1097/00010694-200303000-00004.
44. COSTA, F.; BACELLAR, L. Caracterização Hidrogeológica de Aquíferos a Partir do Fluxo de Base. *Rev. Bras. Recur. Hídricos* **2010**, doi:10.21168/rbrh.v15n3.p173- 183.
45. FREITAS, S.; BACELLAR, L. Avaliação da Recarga de Aquíferos em Microbacias do Alto Rio das Velhas, Minas Gerais. *Rev. Bras. Recur. Hídricos* **2013**, doi:10.21168/rbrh.v18n2.p31-38.
46. De Souza, E.; Pontes, L.M.; Fernandes Filho, E.I.; Schaefer, C.E.G.R.; Dos Santos, E.E. Spatial and temporal potential groundwater recharge: The case of the doce river

- basin, Brazil. *Rev. Bras. Cienc. do Solo* **2019**, doi:10.1590/18069657rbcs20180010.
47. Bacellar, L.A.P.; P. Leite, M.G.; Murta, C.R. Artificial recharge to increase base flow in a small catchment, eastern Brazil. In *Management of Aquifer Recharge for Sustainability*; 2020.
 48. Magnoni, P.H.J.; Silva, C. de O.F.; Manzione, R.L. Groundwater recharge and water table levels modelling using remotely sensed data and cloud-computing. *Sustain. Water Resour. Manag.* **2020**, doi:10.1007/s40899-020-00469-6.
 49. Chechevichkin, V.N.; Vatin, N.I. Specifics of surface runoff contents and treatment in large cities. *Mag. Civ. Eng.* **2014**, doi:10.5862/MCE.50.7.
 50. Weng, Q. Modeling urban growth effects on surface runoff with the integration of remote sensing and GIS. *Environ. Manage.* **2001**, doi:10.1007/s002670010258.
 51. Brandão, V. dos S.; Silva, D.D. da; Ruiz, H.A.; Pruski, F.F.; Schaefer, C.E.G.R.; Martinez, M.A.; Menezes, S.J.M. da C. de Resistência hidráulica da crosta formada em solos submetidos a chuvas simuladas. *Rev. Bras. Ciência do Solo* **2006**, doi:10.1590/s0100-06832006000100002.
 52. Prando, M.B.; Olibone, D.; Olibone, A.P.E.; Rosolem, C.A. Infiltração de água no solo sob escarificação e rotação de culturas. *Rev. Bras. Ciência do Solo* **2010**, doi:10.1590/s0100-06832010000300010.
 53. Braida, J.A.; Reichert, J.M.; Veiga, M. da; Reinert, D.J. Resíduos vegetais na superfície e carbono orgânico do solo e suas relações com a densidade máxima obtida no ensaio proctor. *Rev. Bras. Ciência do Solo* **2006**, doi:10.1590/s0100-06832006000400001.
 54. Vilarinho, M.K.C.; Koetz, M.; Schlichting, A.F.; Silva, M. de C.; Silva, E.M.B. da Determinação da taxa de infiltração estável de água em solo de cerrado nativo. *Rev. Bras. Agric. Irrig.* **2013**, doi:10.7127/rbai.v7n100097.
 55. Chartuni, E.; Reichert, J.M.; Suzuki, L.E.A.S.; Reinert, D.J. Compactação do solo. *Tópicos em Ciência do Solo* **2007**.
 56. Rocha Campos, J.R. da; Silva, A.C.; Fernandes, J.S.C.; Ferreira, M.M.; Silva, D.V. Water retention in a peatland with organic matter in different decomposition stages. *Rev. Bras. Ciência do Solo* **2011**, doi:10.1590/s0100-06832011000400015.
 57. Sato, J.H.; Figueiredo, C.C. de; Leão, T.P.; Ramos, M.L.G.; Kato, E. Matéria orgânica e infiltração da água em solo sob consórcio milho e forrageiras. *Rev. Bras. Eng. Agrícola e Ambient.* **2012**, doi:10.1590/s1415-43662012000200009.
 58. Horton, R.E. The Rôle of infiltration in the hydrologic cycle. *Eos, Trans. Am. Geophys. Union* **1933**, doi:10.1029/TR014i001p00446.
 59. Morin, J.; Benyamini, Y. Rainfall infiltration into bare soils. *Water Resour. Res.* **1977**, doi:10.1029/WR013i005p00813.
 60. Beven, K.; Germann, P. Macropores and water flow in soils. *Water Resour. Res.* **1982**, doi:10.1029/WR018i005p01311.
 61. Kutilek, M.; Nielsen, D.R. Soil hydrology. *Soil Hydrol.* **1994**, doi:10.1097/00010694-199602000-00009.
 62. Dingman, S.L. Water in soils: infiltration and redistribution. *Phys. Hydrol.* **2002**.

63. Gregory, J.H.; Dukes, M.D.; Jones, P.H.; Miller, G.L. Effect of urban soil compaction on infiltration rate. *J. Soil Water Conserv.* **2006**.
64. Mayor, Á.G.; Bautista, S.; Bellot, J. Factors and interactions controlling infiltration, runoff, and soil loss at the microscale in a patchy Mediterranean semiarid landscape. *Earth Surf. Process. Landforms* **2009**, doi:10.1002/esp.1875.
65. Pueyo, Y.; Moret-Fernández, D.; Saiz, H.; Bueno, C.G.; Alados, C.L. Relationships Between Plant Spatial Patterns, Water Infiltration Capacity, and Plant Community Composition in Semi-arid Mediterranean Ecosystems Along Stress Gradients. *Ecosystems* **2013**, doi:10.1007/s10021-012-9620-5.
66. Konrad, C.P. Effects of Urban Development on Floods. *U.S. Geol. Surv.* **2003**.
67. Barron, O. V.; Barr, A.D.; Donn, M.J. Effect of urbanisation on the water balance of a catchment with shallow groundwater. *J. Hydrol.* **2013**, doi:10.1016/j.jhydrol.2012.04.027.
68. Haghazari, F.; Shahgholi, H.; Feizi, M. Factors affecting the infiltration of agricultural soils : review. *Int. J. Agron. Agric. Res.* **2015**.
69. Kapoor, K.; Ahmad, T.; Afzal, G. Experimental Study on Infiltration Properties of Pervious Concrete. In *Lecture Notes in Civil Engineering*; 2019.
70. Luce, C.H.; Cundy, T.W. Parameter identification for a runoff model for forest roads. *Water Resour. Res.* **1994**, doi:10.1029/93WR03348.
71. Mrowiec, M. Road Runoff Management Using Improved Infiltration Ponds. In *Proceedings of the Transportation Research Procedia*; 2016.
72. Bonneau, J.; Fletcher, T.D.; Costelloe, J.F.; Burns, M.J. Stormwater infiltration and the ‘urban karst’ – A review. *J. Hydrol.* 2017.
73. Otterpohl, R.; Grottker, M.; Lange, J. Sustainable water and waste management in urban areas. *Water Sci. Technol.* **1997**, doi:10.1016/S0273-1223(97)00190-X.
74. Pitt, R.; Clark, S.; Field, R. Groundwater contamination potential from stormwater infiltration practices. *Urban Water* **1999**, doi:10.1016/s1462-0758(99)00014-x.
75. Khatri, N.; Tyagi, S. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. *Front. Life Sci.* **2015**, doi:10.1080/21553769.2014.933716.
76. Göbel, P.; Dierkes, C.; Coldewey, W.G. Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *J. Contam. Hydrol.* **2007**, doi:10.1016/j.jconhyd.2006.08.008.
77. Vlotman, W.F.; Wong, T.; Schultz, B. Integration of drainage, water quality and flood management in rural, Urban and lowland areas. *Irrig. Drain.* **2007**, doi:10.1002/ird.369.
78. Markovič, G.; Zeleňáková, M.; Káposztásová, D.; Hudáková, G. Rainwater infiltration in the urban areas. *WIT Trans. Ecol. Environ.* **2014**, doi:10.2495/EID140271.
79. McGrane, S.J. Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. *Hydrol. Sci. J.* **2016**, doi:10.1080/02626667.2015.1128084.
80. Berland, A.; Shiflett, S.A.; Shuster, W.D.; Garmestani, A.S.; Goddard, H.C.;

- Herrmann, D.L.; Hopton, M.E. The role of trees in urban stormwater management. *Landsc. Urban Plan.* 2017.
81. de Oliveira Fiori, J.P.; Campos, J.E.G.; Almeida, L. Variabilidade da condutividade hidráulica das principais classes de solos do estado de Goiás. *Geociencias* **2010**.
 82. Ghiberto, P.J.; Moraes, S.O. Comparação de métodos de determinação da condutividade hidráulica em um latossolo vermelho-amarelo. *Rev. Bras. Ciência do Solo* **2011**, doi:10.1590/s0100-06832011000400011.
 83. Betim, L.S. Caracterização da Condutividade Hidráulica dos Solos e Estudo da Vulnerabilidade à Contaminação dos Aquíferos da Sub-bacia do Córrego Palmital - Viçosa/MG, Universidade Federal de Viçosa (UFV), 2013.
 84. Ottoni, M.V.; Ottoni Filho, T.B.; Schaap, M.G.; Lopes-Assad, M.L.R.C.; Rotunno Filho, O.C. Hydrophysical Database for Brazilian Soils (HYBRAS) and Pedotransfer Functions for Water Retention. *Vadose Zo. J.* **2018**, doi:10.2136/vzj2017.05.0095.
 85. Marques, J.D.D.O.; Teixeira, W.G.; Reis, A.M.; Cruz, O.F.; Martins, G.C. Avaliação da condutividade hidráulica do solo saturada utilizando dois métodos de laboratório numa topossequência com diferentes coberturas vegetais no Baixo Amazonas. *Acta Amaz.* **2008**, doi:10.1590/S0044-59672008000200002.
 86. Cogo, F.D.; Cogo, F.A.D. Curva de Retenção de Água e Condutividade Hidráulica de Três Solos sob Frutíferas Perenes. *Rev. em Agronegócio e Meio Ambient.* **2019**, doi:10.17765/2176-9168.2019v12n2p631-641.

CAPÍTULO II

Modelo espacialmente explícito de recarga potencial de aquíferos

Resumo

Os múltiplos usos dos recursos hídricos vêm gerando cada vez mais impactos à qualidade e quantidade destes recursos naturais, devido ao processo de degradação ambiental. Neste contexto, o mapeamento do potencial de recarga de águas subterrâneas tornou-se atraente para os gestores de água, pois pode ser usado para direcionar políticas públicas e conservar este bem natural. Neste estudo aplica-se um modelo espacialmente explícito para determinar o potencial de recarga de águas subterrâneas, testando-o na bacia do rio Bicudo, localizada no estado de Minas Gerais, Brasil. O modelo é baseado no método do balanço hídrico e as variáveis de entrada foram coletadas através de fontes institucionais e de um trabalho de campo realizado na área da bacia, sendo que os dados foram incorporados e processados em um Sistema de Informação Geográfica. Para distribuir espacialmente a recarga potencial de aquíferos o estudo baseia-se em fatores de escoamento superficial, percolação de água no solo e geologia, além de utilizar dados de precipitação e evapotranspiração real. As notas adotadas aos solos do parâmetro de recarga hídrica do método Potencial de Uso Conservacionista (PUC) foram utilizadas, com objetivo de acoplar ao modelo o papel das práticas de manejo da terra para o fator de percolação de água no solo. Como forma de validação matemática do modelo, os resultados obtidos foram comparados, em termos médios, com os valores homólogos estimados por métodos independentes, sendo eles: a análise da curva de recessão em hidrogramas, separação do escoamento de base por métodos automáticos e manuais e método RORA, que são disponíveis através do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS). Em geral, o potencial de recarga de aquíferos mostrou-se maior em áreas planas a suavemente onduladas, com a presença de formações florestais, caracterizadas pela presença de solos bem estruturados e que apresentaram boa condutividade hidráulica, assim como em áreas com a presença de tipos litológicos sedimentares e com presença maior de fraturas. O mapa do potencial de recarga de águas subterrâneas produzido neste estudo pode ser usado por planejadores e tomadores de decisão na bacia do rio Bicudo como uma ferramenta para alcançar o uso sustentável dos recursos hídricos subterrâneas e a proteção das áreas de recarga.

Palavras chave: recarga hídrica; gestão dos recursos hídricos; potencial de uso conservacionista; sistemas de informações geográficas; bacia hidrográfica do Rio Bicudo.

1. Introdução

O termo “recarga de aquíferos”, de forma geral, pode ser definido como o fluxo vertical de água que, ao infiltrar e percolar no solo, alcança o sistema aquífero, aumentando o volume de água armazenado neste reservatório subterrâneo [1]. O conceito de recarga, a princípio, pode ser confundido com o conceito de infiltração da água no solo, contudo Custódio & Lhamas (2003) [2] esclarecem que a infiltração é o movimento da água da superfície para a zona não saturada do solo. Já a recarga é parte desta infiltração que, através da infiltração profunda ou percolação, realmente atinge o nível d’água da zona saturada.

De fato, a recarga pode se originar de várias fontes [3–5], por exemplo, precipitação pluviométrica, contribuição de rios, lagos e canais, irrigação e recarga artificial. Neste contexto, torna-se importante a diferenciação dos conceitos de recarga potencial e recarga real. A recarga potencial pode ser definida como o volume de água que, após a

precipitação, move-se verticalmente abaixo da zona de solo, podendo ou não alcançar a zona saturada, em decorrência de exceder a capacidade de armazenamento do solo [6]. Já a recarga real corresponde ao volume de água que de fato atinge o aquífero e aumenta seu armazenamento [7].

Destaca-se que, em muitas situações, o fluxo de água que efetivamente irá atingir a zona saturada (recarga real) será menor que a recarga potencial, devido a efeitos locais, como por exemplo, a presença de camadas com baixa condutividade hidráulica [8–12]. Neste sentido, existem zonas de recargas que são mais eficientes nesse processo, sendo estas chamadas de zonas preferenciais de recarga e muitos são os estudos que buscam realizar o mapeamento destas áreas [13–15].

Além da classificação supracitada, de acordo com Camargo et al, (2012) [16] e Wahnfried e Hirata (2005) [17], as zonas de recarga podem ser classificadas em diretas e indiretas, além da zona de descarga, que corresponde às áreas de surgência de água.

As zonas de recarga direta podem ser entendidas como o processo por meio do qual a água provinda da precipitação pluvial atinge diretamente o aquífero nas suas áreas aflorantes ou através das rochas ou solos subjacentes, através do movimento vertical da água na zona não saturada. A recarga direta é predominante nos aquíferos livres, enquanto que, nos confinados, ocorre apenas nas porções não confinadas.

A recarga indireta pode ocorrer a partir de depressões topográficas com acúmulo de água, como poças ou reservatórios e também a partir das drenagens superficiais, tais como rios e lagos que cedem água para o aquífero livre. A ação antrópica, como irrigação, também pode contribuir na recarga indireta e artificial dos aquíferos. Além disso, a recarga indireta pode ocorrer também por transferência entre sistemas aquíferos adjacentes [18].

As zonas de descarga, por sua vez, ocorrem nos locais onde se observa a saída da água subterrânea da camada saturada dos aquíferos para a superfície do solo. Exemplos destas zonas são as nascentes, que alimentam rios, lagos e outros cursos d'água. Estas áreas ocorrem geralmente em áreas de contraste topográfico ou geológico, onde o fluxo subterrâneo é refratado lateralmente acabando por emergir na forma de exurgências, ou em zonas com elevações da superfície freática [19].

Muitos são os estudos e técnicas que buscam estimar e modelar sobre o processo de recarga de aquíferos. Dentre eles, pode-se citar os métodos de campo, com uso de piezômetros, de lisímetros, de traçadores, de explorações geológicas e geofísicas, de modelos gravimétricos e magnéticos, de testes de perfuração, dentre outros [19]. Além disso, existem métodos hidrológicos que realizam inferências indiretas, como balanço hídrico, modelos matemáticos e avaliação de hidrogramas [19–24]. Existem ainda modelos químicos e isotópicos que estimam a recarga através de balanços de massa e inferências isotópicas [25–29].

É interessante elucidar que os métodos baseados em dados de águas superficiais e da zona não saturada geralmente fornecem estimativas da recarga potencial, enquanto que os métodos baseados em dados da zona saturada fornecem estimativas da recarga real [8].

O emprego de métodos de campo para grandes bacias, além de envolver custos elevados para realização das campanhas de campo, pode gerar algumas incertezas no

processo de escolha de amostras, em virtude da heterogeneidade espacial dos processos hidrogeológicos. Os métodos indiretos, apesar de úteis para uma avaliação da recarga em bacias hidrográficas, ainda apresentam algumas incertezas por geralmente não conseguirem avaliar todos os processos que influenciam a recarga, avaliando apenas um conjunto limitado de variáveis, como solo, geomorfologia, geologia, uso e ocupação [30].

Muitas das vezes são utilizados modelos numéricos hidrogeológicos para estimativa da recarga, quando se objetiva realizar o cálculo sob diferentes condições climáticas e de cobertura do solo [22,23,31,32]. Por exemplo, Döll et al, (2008) [33] modelaram a recarga hídrica para várias regiões ao redor do mundo, usando o Modelo Hidrológico Global WaterGAP (WGHM) e este apresentou alto grau de incerteza no mapeamento da recarga em regiões semiáridas [33]. Além disso, neste estudo, a influência da vegetação não foi considerada, embora muitos trabalhos tenham mostrado a importância desta variável para estimar a recarga de águas subterrâneas [32,34].

A presença de vegetação pode exercer papel fundamental para o processo de recarga de aquíferos, já que a presença de cobertura vegetal reduz o escoamento superficial, favorece a percolação da água e mantém a estabilidade física e mecânica do solo, auxiliando no armazenamento de água e no abastecimento de águas subterrâneas. Vários estudos avaliaram o efeito do uso e cobertura do solo e os benefícios das áreas florestais para a recarga aquífera [24,35–42].

No entanto, deve-se elucidar que apesar dos benefícios que as formações florestais podem trazer à mecânica dos solos, outros estudos demonstram como a recarga pode ser influenciada de forma negativa pela presença de áreas florestadas, devido principalmente ao aumento nas taxas de evapotranspiração [43–47].

Além disso, vários trabalhos vêm sendo desenvolvidos através da combinação de modelos hidrogeológicos com a utilização de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e de trabalhos de campo. Por exemplo, Chowdhury et al. (2010) [48] delimitaram as zonas de recarga de aquíferos no distrito de Medinipur Oeste, Índia, utilizando uma abordagem SIG associada a técnicas de sensoriamento remoto e à análise multicritério. Como variáveis de entrada, foram utilizadas a geomorfologia, geologia, densidade de drenagem, declive e transmissividade do aquífero.

Outro exemplo da utilização de ambiente SIG para estimativa da recarga de aquíferos foi o modelo proposto por Costa et al. (2019) [24], para a avaliação da recarga potencial da sub-bacia hidrográfica do rio Jequitibá, localizada no estado de Minas Gerais, Brasil. Neste modelo, os autores se basearam no método do balanço hídrico e consideraram variáveis climáticas, fatores relacionados ao escoamento da água superficial e à percolação de água no perfil do solo.

Para validação do trabalho, os autores compararam os resultados médios de recarga obtidos com um método independente, a análise de curva de recessão em hidrogramas, através da equação de Maillet. Os resultados mostraram valores próximos de recarga anual média, sendo o método considerado como eficiente para a identificação das áreas com maior potencial de recarga. Os autores destacam ainda que a identificação de áreas de

recarga de aquíferos pode subsidiar a adoção de práticas adequadas para conservação e/ou recuperação dessas áreas preferenciais nas bacias hidrográficas.

Com objetivo de aprimorar o modelo supracitado de recarga potencial de aquíferos proposto por Costa et al, (2019) [24], foi testado um novo modelo onde foram incorporadas práticas de gestão do território na estimativa do fator percolação [49], fazendo uso das notas adotadas aos solos brasileiros para o parâmetro de recarga hídrica, provenientes do método do Potencial de Uso Conservacionista (PUC) [50,51].

O PUC é um método de análise espacial que segmenta e classifica as áreas de bacias hidrográficas, em função dos potenciais para recarga hídrica, para uso agropecuário e da resistência à erosão [50]. Esta avaliação é feita por meio da ponderação de valores atribuídos às diferentes classes de declividade, solo e de litologias presentes nas bacias hidrográficas de Minas Gerais, assumindo-se que tais variáveis possam indicar o potencial de uso de uma dada área [51].

Apesar de se conhecer a importância do manejo sustentável das zonas de recarga subterrâneas [48,52–55] em Minas Gerais, não são muitos os trabalhos que buscam identificar e mapear tais áreas [24]. Para que seja possível tal mapeamento, é preciso compreender quais fatores influenciam esse processo, levando em consideração fatores físico-ambientais, como solo, geologia, cobertura vegetal, clima e relevo. Deve-se avaliar o processo de recarga de uma forma integrada, buscando um uso sustentável dos recursos hídricos subterrâneos, sendo que o volume de água a ser retirado deve ser definido de acordo com a capacidade natural do sistema [56–58].

Neste sentido, estudos e análises do processo de recarga de aquíferos, assim como seu mapeamento podem ser utilizadas como importantes ferramentas para estudos de gestão e planejamento de recursos hídricos. Tais estudos são ainda mais relevantes em regiões marcadas por problemas relacionados à disponibilidade hídrica, devido à utilização exacerbada de águas tanto superficiais, quanto subterrâneas.

A bacia hidrográfica do Rio Bicudo, localizada em Minas Gerais apresenta problemas graves de escassez hídrica. De acordo com o Plano Diretor da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas, a bacia do Rio Bicudo demonstra elevado grau de degradação ambiental, o que pode ser representado pela atual situação de indisponibilidade hídrica enfrentada na bacia. Além disso, uma importante parcela da população rural da bacia do Rio Bicudo depende da utilização dos recursos hídricos para sua produção agrícola e pecuária.

Assim, este trabalho tem por objetivo estimar e mapear o potencial de recarga de aquíferos na Bacia Hidrográfica do Rio Bicudo – MG, com intuito de fornecer subsídios para a promoção de uma gestão integral e sustentável dos recursos hídricos nesta bacia.

2. Materiais e Métodos

2.1. Área de estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Bicudo está localizada no Baixo Rio das Velhas, nos municípios de Corinto e de Morro da Garça (Figura 1) no estado de Minas Gerais e possui uma extensão territorial de aproximadamente 2.274,48 km² (227.448 ha). De acordo com o

Censo de 2010 [59], os dois municípios pertencentes à bacia possuem juntos uma população superior a 25.000 habitantes, com predomínio de população urbana (Tabela 1).

A região da bacia é caracterizada por clima tropical de savana Aw (Cerrado) de acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger, marcado por verões quentes e úmidos e invernos secos, de caráter sub-úmido com duas estações bem definidas.

A estação seca ocorre no inverno entre os meses de maio a setembro. Já a estação chuvosa se inicia no verão, entre os meses de outubro a abril, apresentando assim, déficit hídrico em torno de 3 a 6 meses/ano. A precipitação média anual varia de 1.200 a 1.800 mm. Nos meses mais frios, apresenta uma amplitude térmica média de 14°C (mínima de 11°C e máxima de 25°C) e nos meses mais quentes, a amplitude média é de 10°C (mínima próxima aos 20°C e a máxima dos 30°C) [60].

Figura 1- Mapa de Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Bicudo.

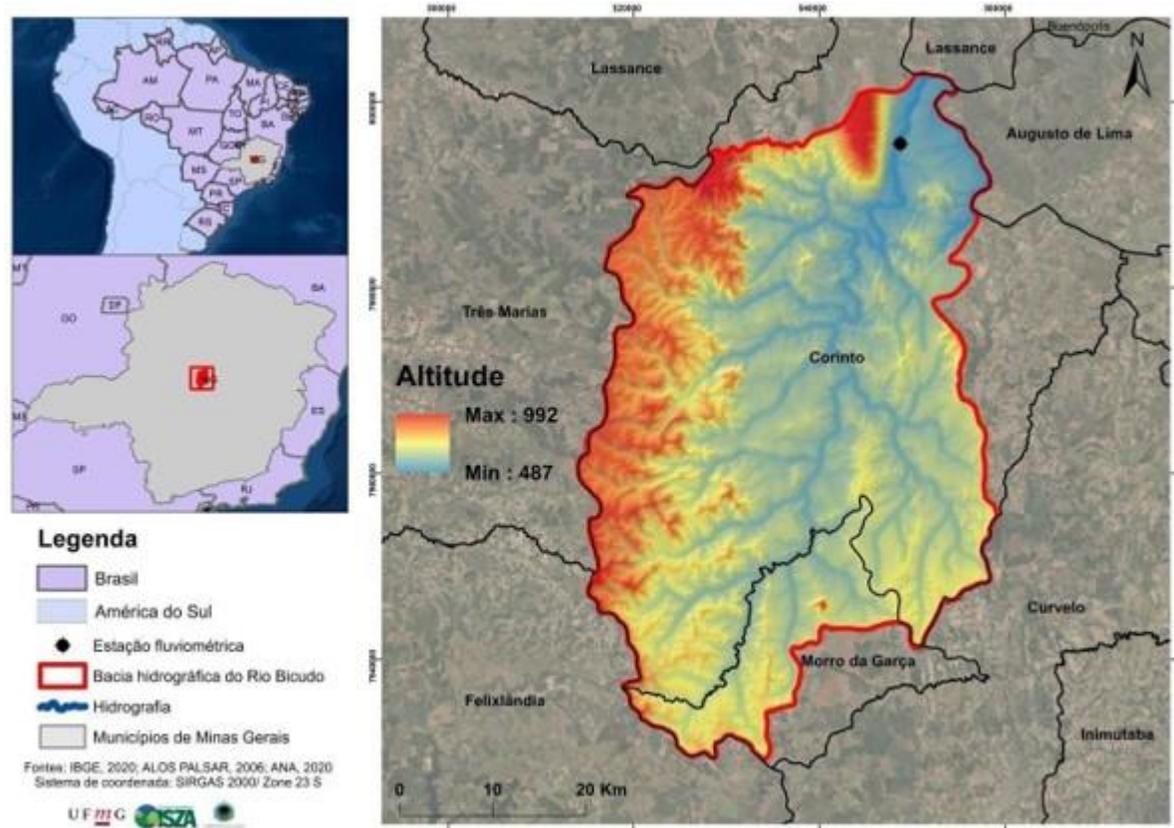


Tabela 1 - Área e população que habitam os municípios pertencentes a Bacia Hidrográfica do Rio Bicudo, Fonte: Instituto Brasileiro Geografia e Estatística, Censo 2010.

Município	Área total (Ha)	População urbana	População rural	População total
Corinto	252.539,70	21.194	2.720	23.914
Morro da Garça	41.477,20	1.522	1.138	2.660
Total	294.016,90	22.716	3.858	26.574

O Rio Bicudo, que possui 148,76 quilômetros de extensão é o maior e mais importante corpo hídrico da bacia e constitui um dos principais afluentes do Rio das Velhas no que diz respeito à qualidade das águas e diversidade da fauna aquática [60]. Além do Rio Bicudo é possível citar alguns outros cursos d'água importantes para a bacia, sendo eles: o Rio do Peixe, Córrego da Canjica, Córrego Covinha, Córrego Capivara e Córrego Cerca.

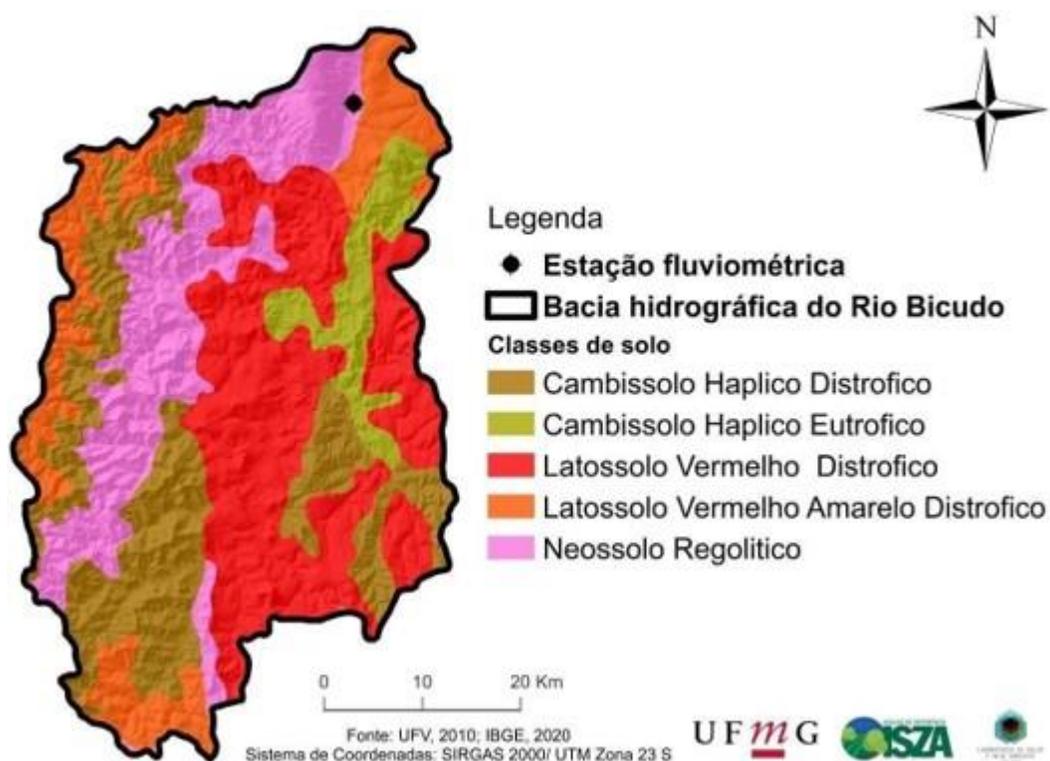
A bacia possui também alguns cursos d'água intermitentes (que secam durante o período de estiagem), fazendo com que a disponibilidade de água nos períodos secos seja um dos grandes problemas enfrentados na área, já que a mesma possui uma representativa

população rural que depende da utilização dos recursos hídricos para sua produção agrícola e pecuária.

Não obstante, a bacia apresenta um elevado grau de degradação ambiental, que pode ser ilustrado através da falta de Unidades de Conservação inseridas em seu território. [60].

De acordo com o mapa de solos do estado de Minas Gerais [61], na bacia do Rio Bicudo predominam as classes dos Latossolos Vermelhos, que ocupam 74.177,97 ha (32,61%), seguidos pelos Cambissolos Háplicos, ocupando uma área de 73.177,04 ha(32,17%) e pelos Neossolos Regolíticos, com área de 48.556,67 ha (21,35%). A classe de menor abrangência na bacia é a dos Latossolos Vermelhos-Amarelos, ocupando 31.541,06 ha (13,87%) (Figura 2).

Figura 2 - Classes de solo da Bacia Hidrográfica do Rio Bicudo-MG.



De acordo com o mapa geológico do estado de Minas Gerais [62], na bacia observa-se a ocorrência de uma grande diversidade de litotipos (Figura 3), sendo possível observar a prevalência de Colúvios argilosos (Ndl) e da formação Serra da Saudade (NP3sd) (Tabela 2).

Figura 3 - Distribuição espacial dos principais litotipos da Bacia Hidrográfica do Rio Bicudo – MG.

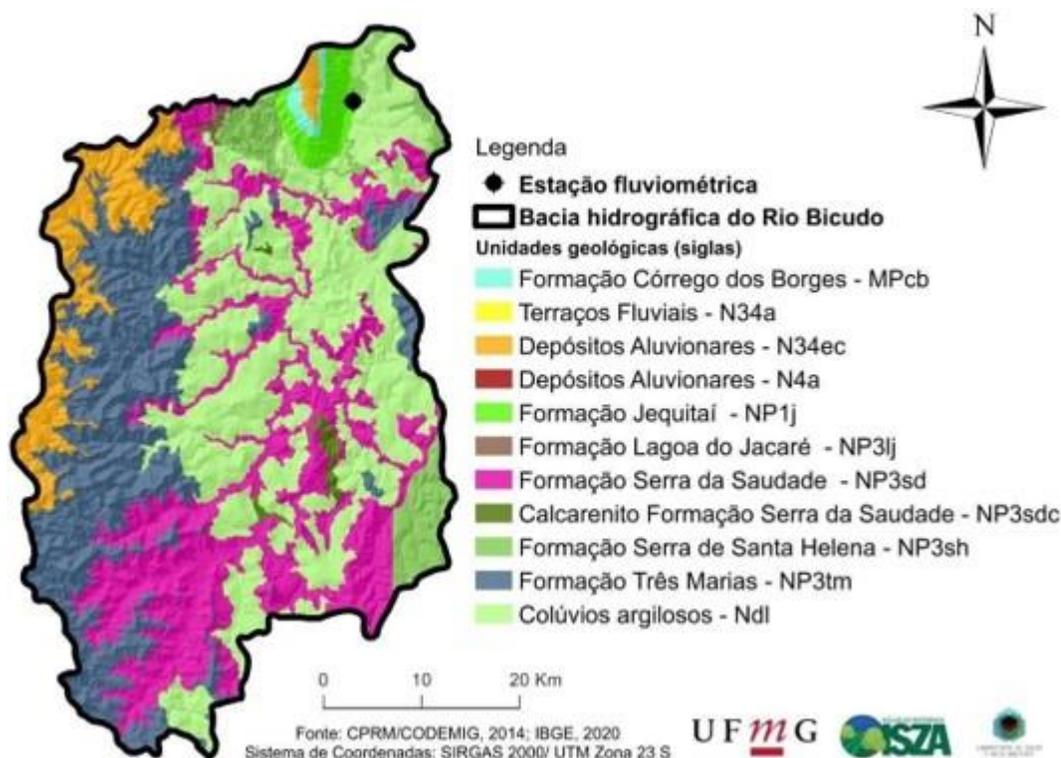
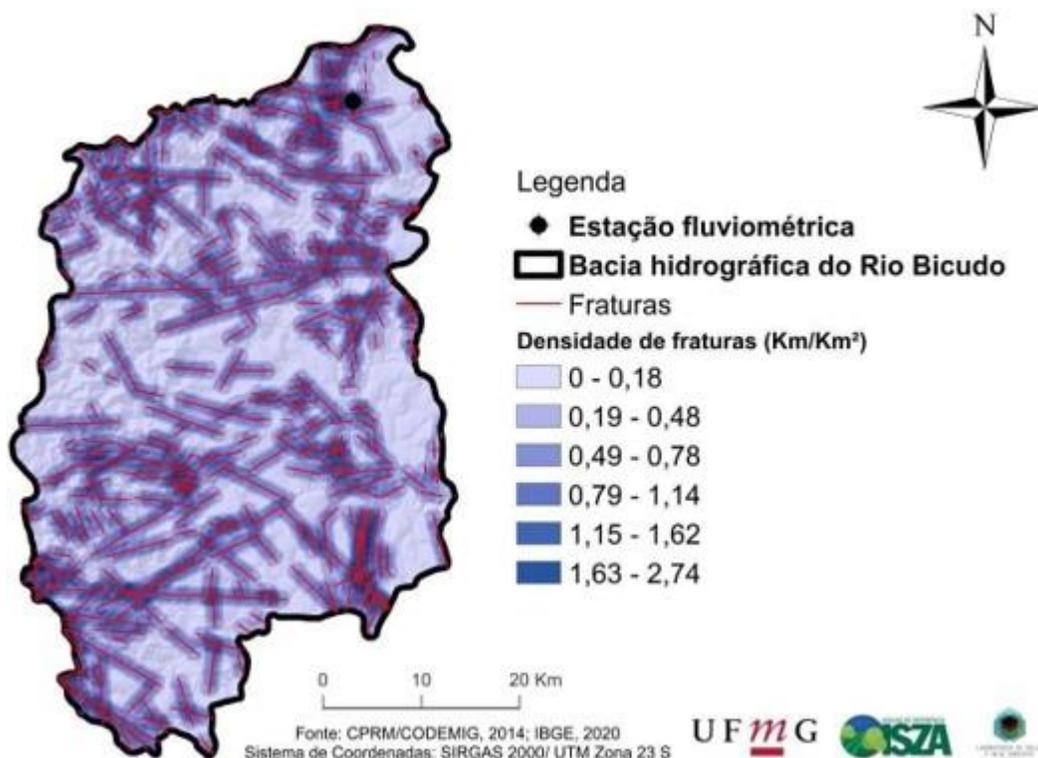


Tabela 2 - Distribuição espacial e proporção dos principais litotipos da Bacia Hidrográfica do Rio Bicudo – MG.

Formação geológica	Área (Km ²)	%
Colúvios argilosos - Ndl	786,86	34,59
Formação Serra da Saudade - NP3sd	567,90	24,97
Formação Três Marias - NP3tm	535,10	23,53
Coberturas eluviais e coluviais - N34ec	178,49	7,85
Formação Serra de Santa Helena - NP3sh	116,43	5,12
Formação Jequitaí - NP1j	48,98	2,15
Calcarenito Formação Serra da Saudade - NP3sdc	15,04	0,66
Formação Córrego dos Borges - MPcb	13,86	0,61
Formação Lagoa do Jacaré - NP3lj	5,82	0,26
Depósitos Aluvionares - N4a	3,39	0,15
Terraços Fluviais - N34a	2,63	0,12
Total	2.274,49	100

Além dos tipos litológicos é necessário analisar a distribuição espacial das fraturas e suas respectivas densidades. Na área de estudo foi possível perceber um grau de fraturação de baixo para médio, sendo que a maior densidade observada foi de 1,63 até 2,74 Km/km². Neste sentido, foi possível perceber um grau de fraturação moderado na área da bacia (Figura 4).

Figura 4 - Densidade de fraturas na bacia hidrográfica do Rio Bicudo.



A topografia em que a bacia está inserida materializa um relevo suave com declividades pouco acentuadas, exceto na Serra do Muquém e em outros pontos específicos. As cotas altimétricas podem chegar até 992 metros, mas ao longo de toda a unidade são comuns às formas aplainadas que apresentam superfícies onduladas que mostram sinais de reelaboração recente, revelando as irregularidades do terreno [60].

Na bacia, predomina a forma de relevo suave ondulado, representando 44% da área, seguida pelas classes de relevo ondulada (33%) e plana (15%), (Figura 5 e Tabela 3), conforme classificação da EMBRAPA (2013) [63].

Figura 5 - Distribuição espacial das classes de relevo da Bacia Hidrográfica do Rio Bicudo.

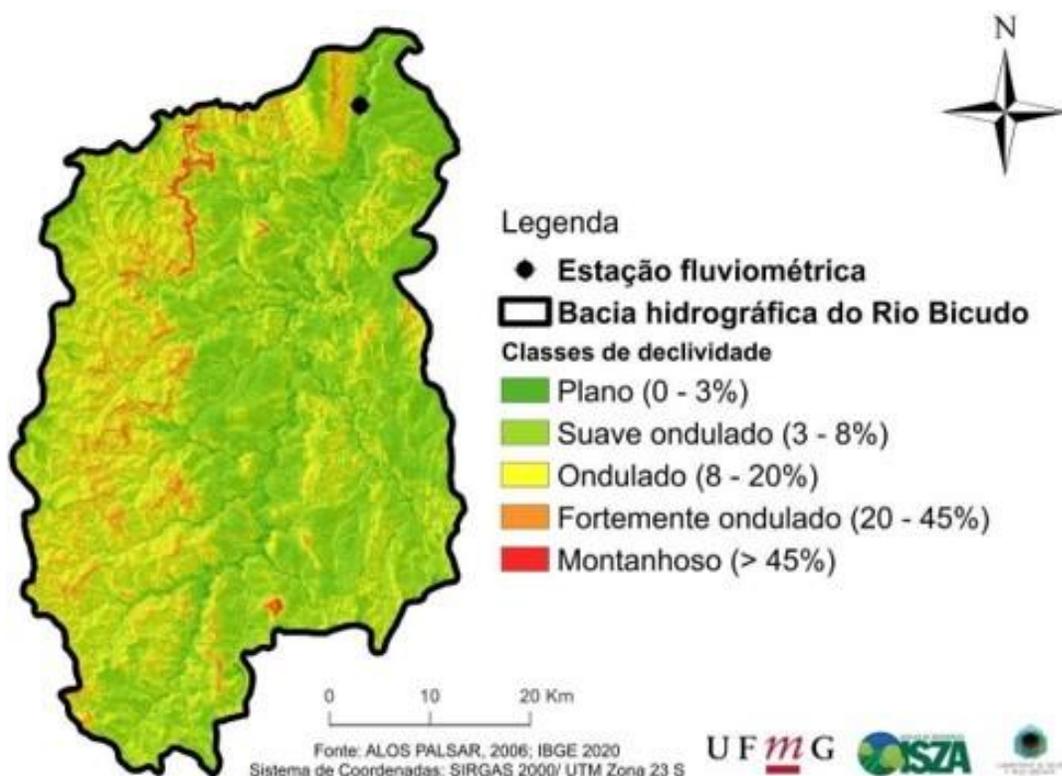
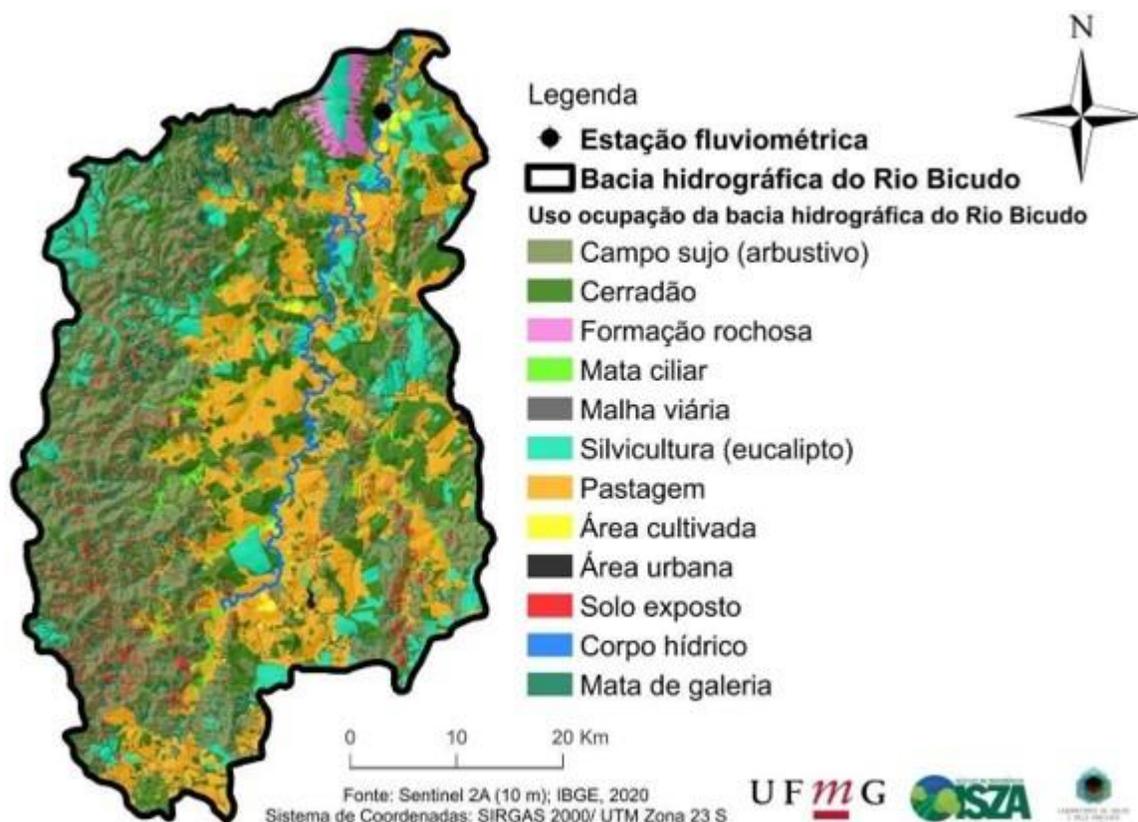


Tabela 3 - Distribuição espacial e proporção das classes de relevo da Bacia Hidrográfica do Rio Bicudo.

Declividade (%)	Classe de declividade	Área (Km ²)	Proporção (%)
0 – 3	Plano	338,68	15,80
3 – 8	Suave ondulado	1.042,76	44,92
8 – 20	Ondulado	755,68	33,15
20 – 45	Fortemente ondulado	132,18	5,90
Acima de 45	Montanhoso	5,19	0,23
Total	2.274,49	2.274,49	100

No que se refere ao uso e ocupação do solo, observa-se que as classes predominantes na área são os campos sujos e as pastagens, correspondendo respectivamente a 31,83% e 23,41% da área total da bacia [60] (Figura 6 e Tabela 4).

Figura 6 - Principais classes de uso e ocupação da bacia hidrográfica do Rio Bicudo.



As outras classes de uso presentes na bacia e de maior relevância são a de vegetação campo sujo (arbustiva), cerradão e a silvicultura (Tabela 4).

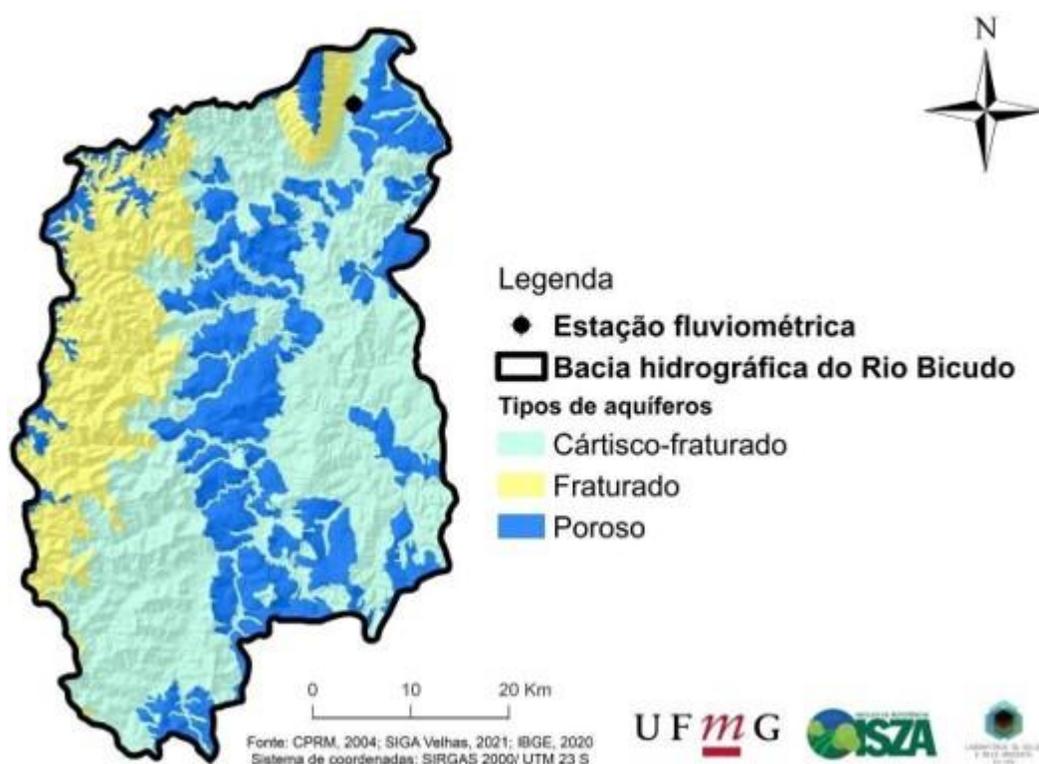
Tabela 4 - Principais classes de uso e ocupação da bacia hidrográfica do Rio Bicudo.

Classe de uso e ocupação	Área (Km ²)	%
Área cultivada	11,31	0,50%
Área urbana	3,21	0,14%
Campo sujo (Arbustivo)	724,09	31,83%
Cerradão	444,08	19,52%
Corpos hídricos	11,95	0,53%
Formação rochosa	24,95	1,10%
Mata ciliar	58,05	2,55%
Mata de galeria	164,13	7,22%
Malha viária	10,15	0,45%
Pastagem	532,51	23,41%

Silvicultura (Eucalipto)	206,51	9,08%
Solo exposto	83,73	3,68%
Total	2.274,68	100%

Em relação a hidrogeologia da área observa-se a presença de aquíferos fraturados de baixa produtividade em quase toda a bacia, de acordo com o mapa Geológico de Minas Gerais, desenvolvido pela Companhia de Recursos Minerais do Brasil (CPRM) [62]. Além disso, as unidades hidrogeológicas que caracterizam os sistemas aquíferos da região, são marcadas pelo grupo Bambuí e por embasamentos fraturados indiferenciados, com a prevalência dos grupos litológicos dos argilitos, siltitos, arenitos líticos, granitóides, rochas vulcânicas e metavulcânicas, metassedimentos, gnaisses, migmatitos, granulitos, xistos e quartzitos (Figura 7).

Figura 7 - Tipologia dos aquíferos da bacia hidrográfica do Rio Bicudo.



2.2. Materiais

Os materiais que foram utilizados neste estudo são indicados na Tabela 5 e são compostos por: a) modelo Digital de Elevação ALOS PALSAR, com resolução espacial de 12,5 m [64]; b) mapa de uso e ocupação do solo, que foi mapeado na escala 1:25.000, através de imagens do Satélite Sentinel 2A de 10 metros de resolução espacial, obtidas gratuitamente no site do EarthExplorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>); c) mapa de solos do estado de Minas Gerais na escala de 1:650.000 [61]; d) dados em formato raster da distribuição espacial da Precipitação (mm/ano) provindas do satélite *Tropical Rainfall Measuring Mission* (TRMM) de 0,25° (25Km) de resolução espacial e 3 horas de resolução temporal [65]; e) dados em formato raster da distribuição espacial da evapotranspiração real provindas do modelo Penman-Monteith-Leuning Evapotranspiration V2 (PML_V2) de 500 m de resolução espacial e 8 dias de resolução temporal [66]; e) mapas geológicos da região da bacia do Rio Bicudo nas escalas de 1:100.000 [62] e f) dados de vazão da estação nº 41940000 [67].

Tabela 5 - Materiais utilizados no trabalho.

Tipo de dado	Utilização no trabalho	Endereço eletrônico
Modelo digital de elevação	Cálculo do fator LS	https://www.asf.alaska.edu
Mapa de uso e cobertura	Cálculo do Fator de escoamento (RF)	https://www.earthexplorer.usgs.gov/
Mapa de solos	Cálculo do fator de percolação (PF)	https://www.dps.ufv.br
Dados de precipitação e evapotranspiração	Cálculo da recarga potencial	https://www.code.earthengine.google.com/
Dados de vazão	Validação dos dados de recarga potencial (análise de curva de recessão)	https://www.snirh.gov.br/hidroweb
Mapa geológico	Inclusão da geologia no modelo de recarga	www.portaldageologia.com.br

2.3. Metodologia

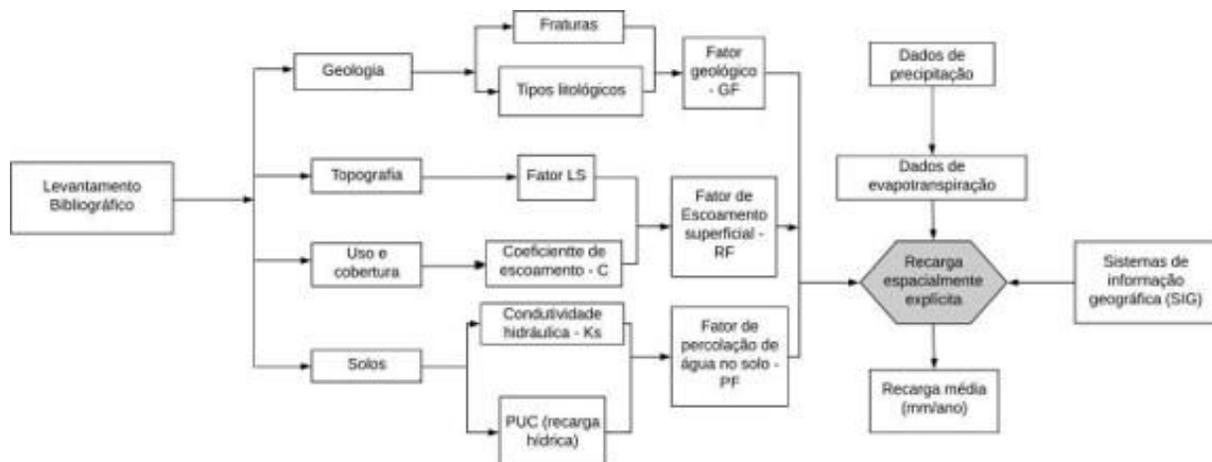
Para a avaliação da recarga potencial de aquíferos da Bacia Hidrográfica do RioBicudo, foram utilizados os métodos propostos por Costa et al. (2019) [24] e Tenenwurcelet al. (2020) [49] baseados no método do balanço hídrico em bacias hidrográficas, com a inclusão de um fator que avaliou a recarga a partir de conceitos geológicos. A caracterização meteorológica também foi aperfeiçoada, através de dados remotos provindosde imagens de satélite, que cobriam uma série temporal mais longa.

Além disso, foram realizadas campanhas de campo para determinação da condutividade hidráulica saturada das amostras de solos localizadas nas áreas identificadas como mais representativas da bacia, com o intuito de refinar e ajustar o modelo à realidade de campo.

O trabalho foi dividido em 7 principais etapas, como representado no fluxograma da Figura 8.

As atividades foram: i) levantamento bibliográfico; ii) aquisição de imagens de satélite, modelo digital de elevação (DEM), mapa de solos, mapa geológico, dados climáticos (precipitação e evapotranspiração real); iii) determinação das condutividades hidráulicas saturadas; iv) cálculo do fator de escoamento superficial (RF); v) cálculo do fator de percolação de água (PF); vi) cálculo do fator geológico; vii) cálculo da recarga de aquíferos potencial espacialmente distribuída para a bacia, usando o software de sistema de informação geográfica (SIG) ArcGIS versão 10.8.

Figura 8 - Fluxograma para o cálculo da recarga hídrica potencial e validação do trabalho. Adaptado de Costa et al. (2019).



A primeira etapa do trabalho consistiu na realização de levantamento bibliográfico sobre o tema deste trabalho, incluindo dados meteorológicos da região estudada. Em seguida, foram realizadas consultas as estações pluviométricas localizadas em municípios próximos a bacia, com intuito de estimar as médias anuais de precipitação e evapotranspiração real para a área de estudo.

No entanto, foi possível perceber que as estações meteorológicas selecionadas apresentavam intervalos contínuos e extensos com a presença de falhas de monitoramento, o que tornou impossível a aplicação de metodologias que pudessem preencher estas falhas, como o método Ponderação Regional [68]. Devido a isso, o trabalho voltou-se para a coleta de dados provenientes de satélites para realizar a caracterização meteorológica da área.

Para os dados de precipitação, utilizou-se dados do satélite “*Tropical Rainfall Measuring Mission*” (TRMM) de 0,25° (25 Km) de resolução espacial e 3 horas de resolução temporal [65]. As imagens da série temporal de 01/01/1998 até 12/31/2019 em formato raster foram coletadas através do “*Google Earth Engine*”, que é um catálogo de vários petabytes de imagens de satélite e conjunto de dados geoespaciais, ao qual permite o usuário visualizar, manipular, editar e criar dados espaciais de uma maneira rápida e fácil [69–71].

Para caracterizar uma média anual da distribuição espacial da evapotranspiração real na bacia, foram utilizados dados do modelo geoespacial Penman-Monteith-Leuning Evapotranspiration V2 (PML_V2) aplicadas em imagens do satélite MODIS com 500 m de resolução espacial e 8 dias de resolução temporal. As imagens em formato raster também foram coletadas através do “*Google Earth Engine*” e abrangeram uma série temporal de 07/04/2002 até 12/31/2019.

O modelo Penman-Monteith-Leuning Evapotranspiration V2 (PML_V2) é baseado no modelo convencional de Penman-Monteith para o cálculo da evapotranspiração, no entanto, este modelo apresenta algumas melhorias e novidades ao método original. Neste sentido, o modelo Penman-Monteith-Leuning Evapotranspiration V2 (PML_V2) acoplou dados sobre a produção primária de plantas, que é relacionado com a capacidade das folhas de transferir água para a atmosfera (condutância de superfície).

Além disso, este modelo dividi a evapotranspiração em 3 componentes principais: evaporação do solo, transpiração da vegetação e evaporação da água da chuva que é

interceptada pela vegetação. O modelo é aplicado através de dados fornecido pelo satélite MODIS, já que o mesmo possui informações referentes a área foliar (LAF), temperatura da superfície, radiação, dentre outros dados utilizados para a aplicação do modelo Penman-Monteith [66,72,73].

Em sequência, as imagens coletadas de precipitação e evapotranspiração foram convertidas para formato de pontos (*shapefile*), através da ferramenta de conversão, disponibilizada no software ArcGIS. Os pontos gerados através da imagem de precipitação foram utilizados para o processo conhecido como interpolação, com o intuito de melhorar a resolução espacial das imagens coletadas do satélite TRMM. O processo de co-krigagem foi realizado, junto com dados de altitude, provindo do modelo digital de elevação ALOS PALSAR de resolução espacial de 12.5 m. As imagens coletadas referentes à evapotranspiração também foram convertidas em pontos para depois serem interpoladas, através do processo de krigagem.

A etapa seguinte do trabalho consistiu na geração do mapa de uso e cobertura do solo para a bacia do Rio Bicudo, utilizando imagens do satélite Sentinel 2A, com resolução espacial de 10 metros. Para realizar esta atividade utilizou-se o processo de classificação supervisionada pixel a pixel, baseado no processo de aprendizado de máquina (*machine learning*). O algoritmo classificador utilizado foi *Support Vector Machine* (SVM), disponível através do software de classificação de imagens de satélite Orfeo Toolbox, na versão 7.2 [74–77].

Após o processo de classificação supervisionada da imagem coletada foi realizada a avaliação da acurácia do processo, através da geração de matriz de confusão e cálculo dos parâmetros relacionados à acurácia do usuário (*user accuracy*), acurácia do produtor (*producer accuracy*), acurácia geral (*overall accuracy*) e por último índice Kappa (*kappa index*).

Em sequência, foram determinados coeficientes de escoamento superficial para as classes identificadas utilizando-se as recomendações e coeficientes propostos pela *American Society of Civil Engineers - ASCE* (1969) [78–80] e os dados de condutividade hidráulica saturada do solo coletados em campo. Foi calculada uma média para os dados de condutividade hidráulica para cada classe de uso e ocupação identificada no mapa e a partir destes dados, juntamente com o que é estipulado pela ASCE foram adotados os coeficientes de escoamento para as classes de uso do solo. Além disso, foram realizados repetitivos testes para escolha e adoção dos coeficientes que melhor representaram a dinâmica do escoamento superficial das classes de uso geradas.

Não obstante, com o intuito de caracterizar o relevo na área, foi utilizado o Fator LS, que é um fator consolidado e utilizado principalmente nos modelos *Universal Soil Loss Equation* (USLE) e *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE) [81–84]. Para gerar este fator foram utilizados os métodos propostos por Galdino et al. (2016) [85], Desmet e Govers (1996) [86] e Panagos et al.(2015) [87], utilizando como base cartográfica o Modelo Digital de Elevação ALOS PALSAR, de resolução espacial de 12,5 m.

Após a geração do fator LS, os valores foram posteriormente ajustados para um intervalo de 0 a 1 por um algoritmo de lógica fuzzy com função linear, sendo que quanto

mais próximo de 1, mais íngreme é o declive na paisagem, de acordo com Costa et al. (2019) [24] e Tenenwurcel et al. (2020) [49].

O Fator LS, juntamente com os coeficientes de escoamento superficial definidos para as classes de uso e cobertura da bacia, foram utilizados para calcular um fator de escoamento superficial para a bacia do Rio Bicudo, baseado no método proposto por Costa et al. (2019) [24] e Böhner e Selige (2006) [88] e replicado por Tenenwurcel et al. (2020) [49]. O fator de escoamento superficial foi calculado de acordo com a Equação 1:

$$RF = 1 - (C + LS_{FUZZY}) \quad (1)$$

Onde:

RF - fator de escoamento superficial (adimensional);

C - coeficiente de escoamento superficial (valores adimensionais adotados da Tabela 6);

LS_{Fuzzy} - fator LS ajustado entre 0 e 1, através de lógica fuzzy;

Tabela 6 - Coeficientes de escoamento superficial para cada uso e cobertura na bacia hidrográfica do Rio Bicudo– MG [24,49,78–80].

Classes de uso e cobertura	C
Áreas antropizadas	0,6
Campo sujo (arbustivo)	0,5
Áreas urbanizadas	0,85
Malha viária	0,85
Formação florestal	0,1
Silvicultura	0,14
Solo exposto	0,7
Formação rochosa	0,75
Rios de água corrente	1
Corpos hídricos estagnados	0,09

A terceira etapa consistiu no desenvolvimento do fator de percolação da água no solo, para o qual foram utilizados os dados de condutividade hidráulica do solo saturado. Assim como para o fator de escoamento superficial, para cada classe de uso e ocupação foi calculada uma média de Ksat para caracterizar a permeabilidade ou a facilidade de movimentação da água no solo sob os diferentes tipos de uso e ocupação.

Após o cálculo de um valor médio de Ksat em mm/hora para cada classe de uso e ocupação, os valores foram ajustados por meio de lógica fuzzy com função linear para parametrizar os valores encontrados entre 0 e 1, sendo que quanto mais próximo de 1, maior a condutividade hidráulica do solo na classe específica, de acordo com o método proposto por Costa et al. (2019) [24] e Tenenwurcel et al. (2020) [49] (Tabela 7).

Tabela 7 – Classes de uso e ocupação e respectivos valores de Ksat e valores parametrizados por lógica fuzzy.

Classes de uso	Ksat media	Valor
----------------	------------	-------

	(mm/hora)	fuzzy
Área antropizada	4,02	0,2
Área urbana	1	0,05
Corpos hídricos	0	0
Floresta plantada	11,43	0,6
Formação florestal (natural)	17,11	0,9
Formação rochosa	2	0,1
Estradas	1	0,05
Solo exposto	1,5	0,07
Vegetação savanica	7,70	0,4

No trabalho utilizou-se o mapa de uso e ocupação do solo para determinação dos valores de K_{sat} , tendo em vista que, como apresentado no capítulo 1 deste trabalho, o uso e ocupação foi a variável que apresentou diferença estatística significativa para a condutividade hidráulica.

O mapa de solos da bacia também foi utilizado na determinação do fator de percolação de água no perfil de solo. Assim, como proposto por Tenenwurcel et al. (2020) [49], que alteraram o modelo de recarga original desenvolvido por Costa et al. (2019) [24], para o cálculo do fator de percolação do presente modelo também foram utilizadas as notas adotadas aos solos para o parâmetro de recarga hídrica pertencente ao método do potencial de uso conservacionista (PUC), desenvolvido por Costa et al. (2017) [50] e Costa et al. (2019) [51].

O PUC consiste em um método que permite categorizar as áreas de uma bacia hidrográfica quanto ao potencial de uso da terra, através do cruzamento das características físicas do ambiente (solos, geologia e geomorfologia) [50]. As análises são realizadas com foco na recarga hídrica, potencial de uso agrícola e resistência à erosão de bacias hidrográficas.

Foram utilizadas apenas as notas dadas para as classes de solos brasileiros dentro do parâmetro que avalia a recarga hídrica no método PUC. Neste sentido, para cada classe de solo são atribuídas notas variáveis de 1 a 5. O parâmetro leva em consideração a profundidade efetiva, textura e drenagem de cada uma das classes de solos existentes no Brasil. Se o solo apresentar profundidade efetiva considerável, drenagem satisfatória e textura favorável à infiltração, são atribuídas notas mais elevadas para recarga hídrica.

Para adequar o método PUC para o modelo de recarga foi realizado um processo de parametrização das notas de 1 a 5 para valores entre 0 e 1, utilizando lógica fuzzy com uma função linear. Os valores utilizados na modelagem estão representados na Tabela 8. O fator de percolação foi avaliado através da Equação (2).

$$PF = PUC_{FUZZY} \times K_{S_{FUZZY}} \quad (2)$$

Onde:

PF - fator de percolação da água (adimensional);

$K_{S_{Fuzzy}}$ - condutividade hidráulica do solo ajustada para uma faixa de 0 a 1 através de lógica fuzzy;

PUC - notas do parâmetro Recarga Hídrica utilizadas pelo método PUC ajustados para um intervalo entre 0 e 1, de acordo com Costa et al. (2019) [24] e Tenenwurcel et al. (2020) [49].

Tabela 8- Classes solo e notas PUC com seus respectivos valores parametrizados por lógica fuzzy.

Classes de solo	PUC	Valor fuzzy
Latossolo Vermelho	4,3	0,9
Latossolo Vermelho Amarelo	4,3	0,9
Cambissolo Háplico	3	0,2
Neossolo Regolítico	2,7	0,08

Na quarta etapa, foi realizada a inclusão de uma variável geológica para espacializar as áreas mais e menos favoráveis a ocorrência de recarga potencial de aquíferos, esta inclusão foi uma melhoria proposta aos modelos de recarga desenvolvidos por Costa et al. (2019) [24] e Tenenwurcel et al. (2020) [49].

Para atingir tal objetivo foi realizado antes de tudo um sistemático levantamento bibliográfico sobre recarga de aquíferos e como este processo é influenciado pelos diferentes tipos litológicos e presença de estruturas geológicas como fraturas, dolinas, sumidouros e etc. Além disso, a proposta do fator geológico foi baseada em parâmetros e técnicas aplicadas por outros métodos e modelos hidrológicos. Neste sentido, o método paramétrico DRASTIC, desenvolvido por Aller et al. (1987) [89] para a Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (US-EPA), foi utilizado como base para o desenvolvimento deste fator.

O método DRASTIC é utilizado para avaliar a vulnerabilidade natural de contaminação de sistemas aquíferos usando 7 variáveis hidrogeológicas da região em estudo. Para avaliar a vulnerabilidade de contaminação levando em consideração aspectos puramente geológicos, este método avalia tanto os tipos litológicos, como também a presença de falhas e sua densidade por área, como proposto por Pacheco et al. (2013) [90] e Pacheco et al. (2015) [22]. De acordo com o método DRASTIC, quanto maior a densidade de fraturas e quanto maior a permeabilidade dos tipos litológicos, maior tende a ser a vulnerabilidade de contaminação das águas subterrâneas.

Para determinação do fator geológico primeiramente foram avaliadas as densidades de fraturas na região (km/km^2). Devido à impossibilidade de avaliação da abertura, profundidade, mergulho e interconectividade das fraturas presentes na bacia, considerou-se que a presença de fraturas é diretamente proporcional ao potencial de recarga, ou seja, quanto maior for a densidade de fraturas, maior será o potencial de recarregar os sistemas aquíferos. Em seguida, para cada intervalo de densidade de fraturas foram adotadas notas variando de 2 a 6, conforme Pacheco et al. (2013) [90] e Pacheco et al. (2015) [22] (Tabela 9), assim, quanto maior a densidade de fraturas, maior foi nota atribuída.

Tabela 9 - Densidade de fraturas (km/km^2) e notas quanto ao potencial de recarga.

Densidade de fraturas	
Km/Km ²	Notas
< 0,18	2

0,19 < densidade < 0,48	3
0,79 < densidade < 1,14	4
1,15 < densidade < 1,62	5
<u>1,63 < densidade < 2,74</u>	<u>6</u>

Após análise dos intervalos de densidade das fraturas, foram adotadas notas que variaram entre 1 a 10 para cada litotipo da bacia, levando em consideração seus potenciais para gerar a recarga dos aquíferos (Tabela 10). Para adoção das notas foi considerado a granulometria, permeabilidade, condutividade hidráulica e tamanho dos grãos das rochas presentes na área, como é proposto pelo método DRASTIC [84].

Table 10 – Litotipos e respectivas notas quanto ao potencial de recarga.

Litotipos	Notas
Arcóseo, argilito, siltito, arenito arcoseano	4
Areia e silte	7
Areia, cascalho, sedimentos elúvio-coluvionares, laterita	8
Areia, argila, cascalho	8
Areia, argila, cascalho e silte	7
Arenito lítico	6
Arenito, metargilito, metassiltito	4
Argila	6
Argilito, folhelo e marga	4
Calcarenito	8
Calcarenito, calcilutito e calcissiltito	7
Calcilutito	8
Colúvio argiloso	7
Conglomerado oligomítico e laterita	7
Metadiamicrito	3
Pelito	2
Quartzito	6
Siltito	5

Para gerar um mapa final espacializando as áreas mais e menos favoráveis a recarga, considerando os dois aspectos analisados, realizou-se uma média ponderada entre estes dois fatores, através da ferramenta “*Weighted overlay*”, presente no software de Sistema de Informação Geográfica ArcGIS.

Os dois parâmetros avaliados receberam pesos de 50% para a influência no processo de recarga, já que a área da bacia é marcada pela presença de aquíferos fraturados e por isso as falhas são tão importantes quanto os tipos litológicos para o processo de recarga. Após ser realizada a média ponderada, o resultado foi parametrizado entre valores de 0 e 1 através de lógica fuzzy com função linear, para atender o formato do modelo. O fator de geológico foi calculado através da Equação (3).

$$GF = \left(\frac{Notas_{litotipos} + Notas_{fraturas}}{2} \right)_{fuzzy} \quad (3)$$

Onde:

GF - Fator geológico

Notas_{Litotipos} - Notas de 1 a 10 adotadas ao litotipos da bacia;

Notas_{fraturas} - notas de 1 a 10 adotadas as densidades de falhas na bacia;

Fuzzy - resultado da média ponderada ajustada entre valores de 0 e 1 sob lógica fuzzy.

Na quinta etapa, foram calculados os valores para a recarga potencial de aquíferos em cada ponto da bacia estudada, utilizando a Equação (4):

$$RPot = [(P - ET_R) \times RF \times PF \times GF] \quad (4)$$

Onde:

RPot - potencial de recarga aquífera (mm/ano);

P - precipitação média anual (mm/ano);

ET_r - evapotranspiração real média anual (mm/ano);

RF - fator escoamento superficial;

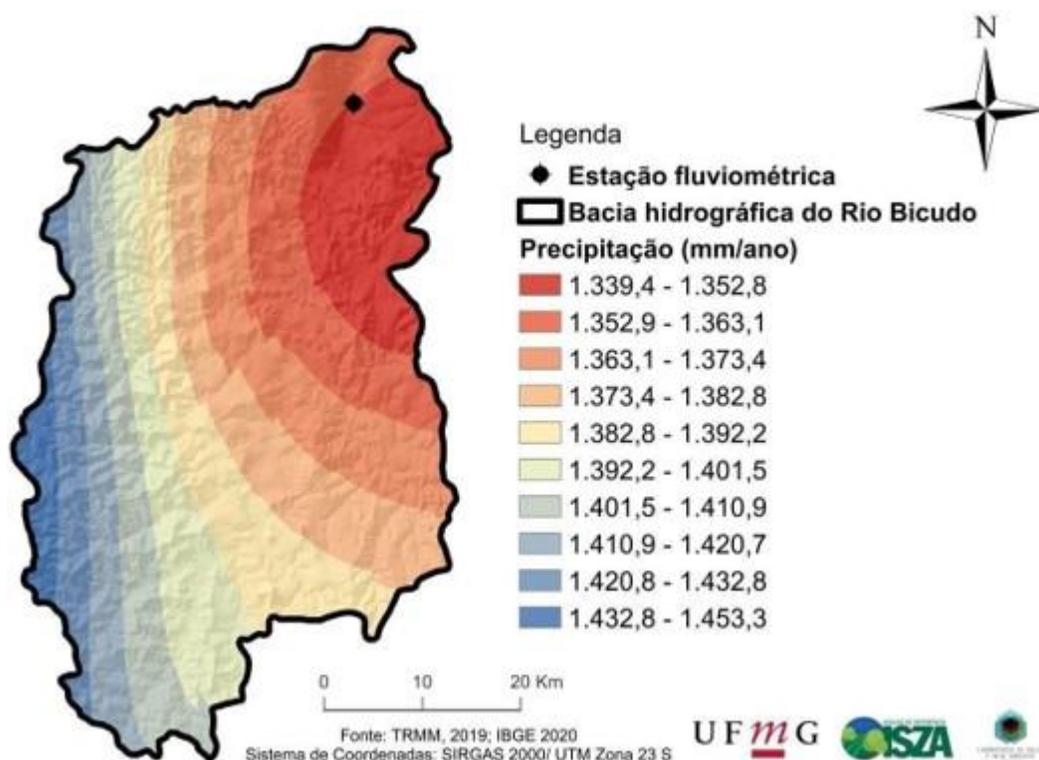
PF - fator de percolação;

GF - fator geológico.

3. Resultados

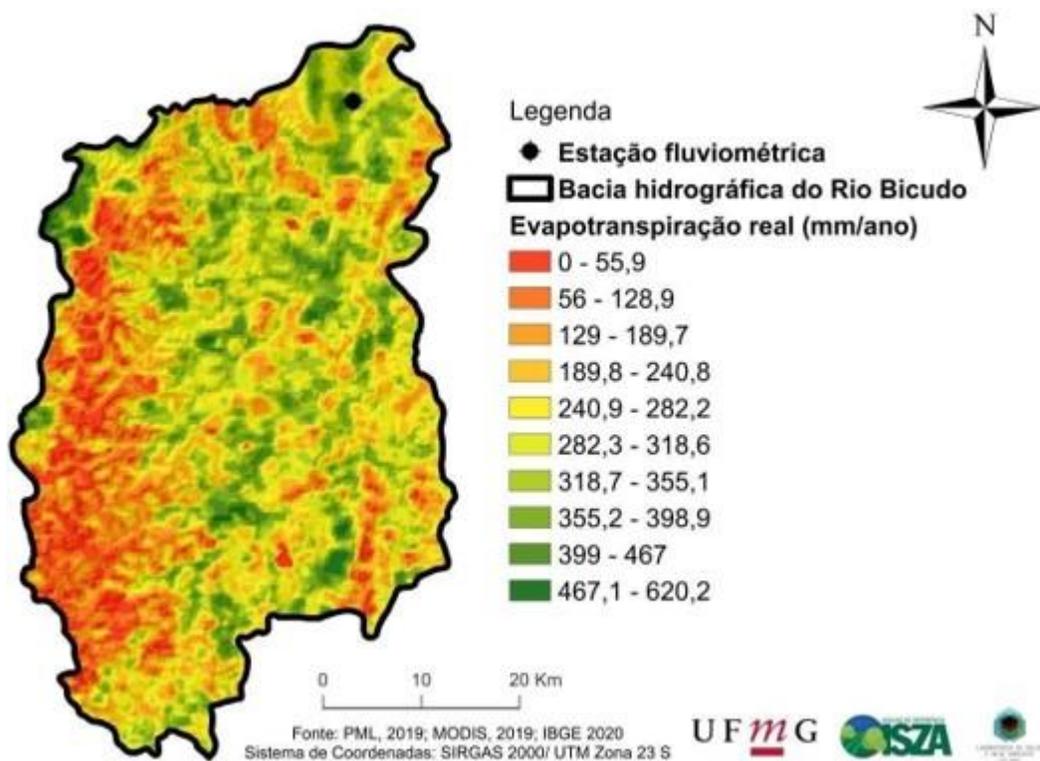
A interpolação dos dados de precipitação de 01/01/1998 até 12/31/2019, demonstrou que os valores médios de precipitação variaram de 1.339,464 mm/ano até 1.453,352mm/ano, apresentando uma média de 1.383,565 mm/ano (Figura 9).

Figura 9 - Distribuição espacial da precipitação na bacia do rio Bicudo.



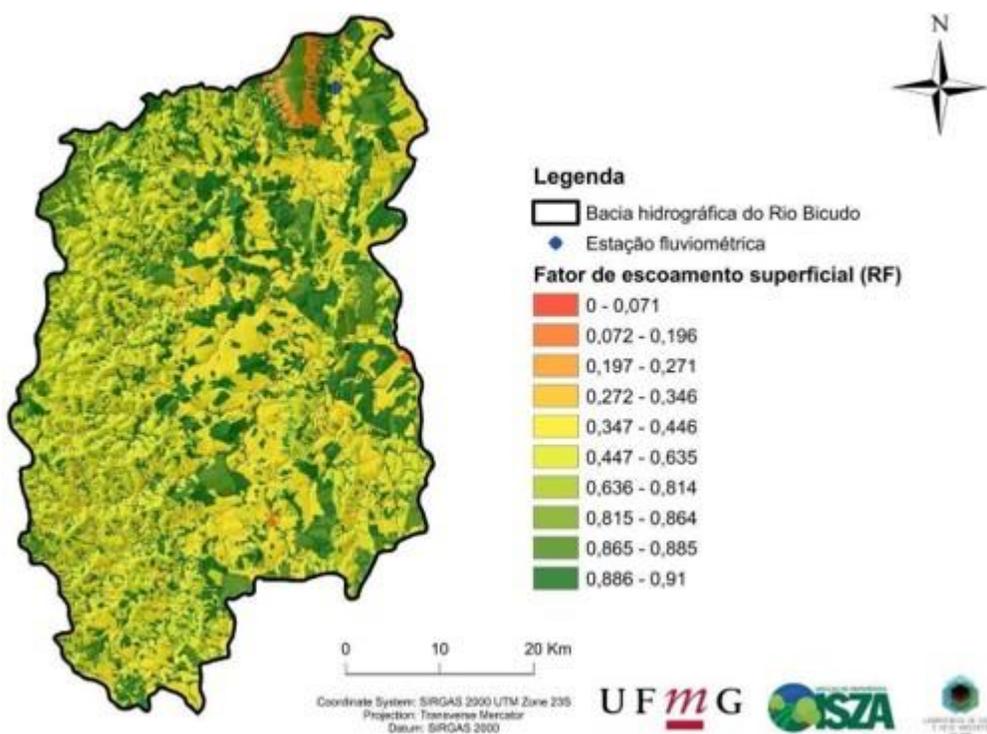
Observa-se que a evapotranspiração variou de 0 a 620 mm/ano, com média de 250,671 mm/ano (Figura 10), para a série temporal de 2002 a 2019. Os menores valores foram encontrados na porção oeste da bacia, onde encontram-se proporções maiores de solo exposto e vegetação arbustiva.

Figura 10 - Distribuição espacial da evapotranspiração na bacia do rio Bicudo.



A avaliação do fator de escoamento (RF) revelou um forte efeito dos coeficientes de escoamento sobre este fator, como pode ser observado ao comparar o mapa de uso e ocupação do solo (Figura 7) com o mapa do fator de escoamento (Figura 11). O mapa da Figura 10 mostrou uma recarga menor de aquíferos em áreas ocupadas por áreas urbanas, solos expostos e corpos hídricos com água corrente, já que possuem escoamento superficial maior. Em contraste, o maior potencial de recarga de águas subterrâneas ocorre em áreas com vegetação densa, indicando que a presença de vegetação diminui o escoamento superficial.

Figura 11- Distribuição espacial do fator de escoamento superficial (RF) na bacia do rio Bicudo.

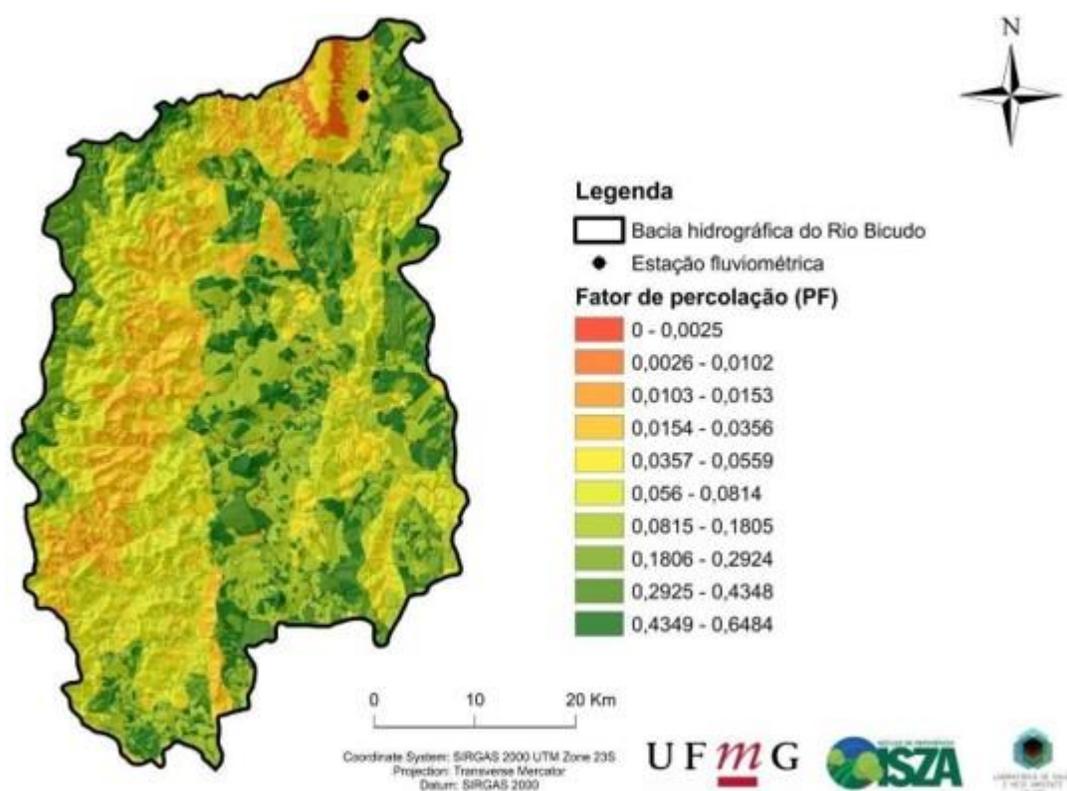


O fator de percolação da água variou de 0,0025 a 0,64 (adimensional), expressando a variação combinada dos valores de condutividade hidráulica e notas do método PUC ajustados à faixa de 0-1 (Figura 12).

As áreas marcadas pela presença de vegetação mais densa, com a presença de Latossolos Vermelhos e Latossolos Vermelhos-Amarelos apresentaram áreas mais favoráveis à ocorrência de recarga de aquíferos segundo este fator.

De forma contrária, as áreas menos vegetadas e marcadas pela presença de áreas urbanas e solos expostos, juntamente com as classes de solos mais rasos e pouco desenvolvidos, representados pelos Cambissolos Háplicos e Neossolos Regolíticos apresentaram menor favorecimento ao processo de recarga.

Figura 12 - Distribuição espacial do fator de percolação (PF) na bacia do rio Bicudo.

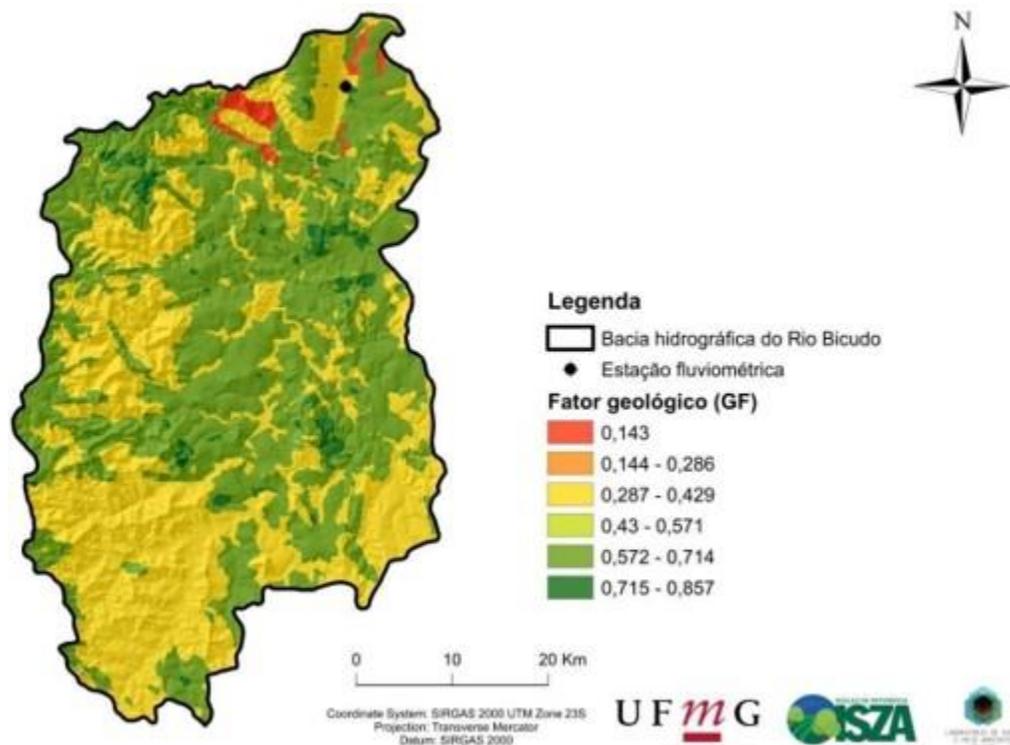


O fator geológico apresentou variação de 0,143 a 0,857 (adimensional), representando a combinação das notas adotadas aos tipos litológicos e das notas adotadas as densidades de fraturas por área (Figura 13).

As áreas marcadas pela presença de calcilutitos, calcarenitos, colúvios arenosos e argilosos, juntamente com uma presença maior de densidade de fraturas (Km/Km^2), apresentaram-se como áreas mais favoráveis para a ocorrência do processo de recarga, levando em consideração apenas aspectos geológicos.

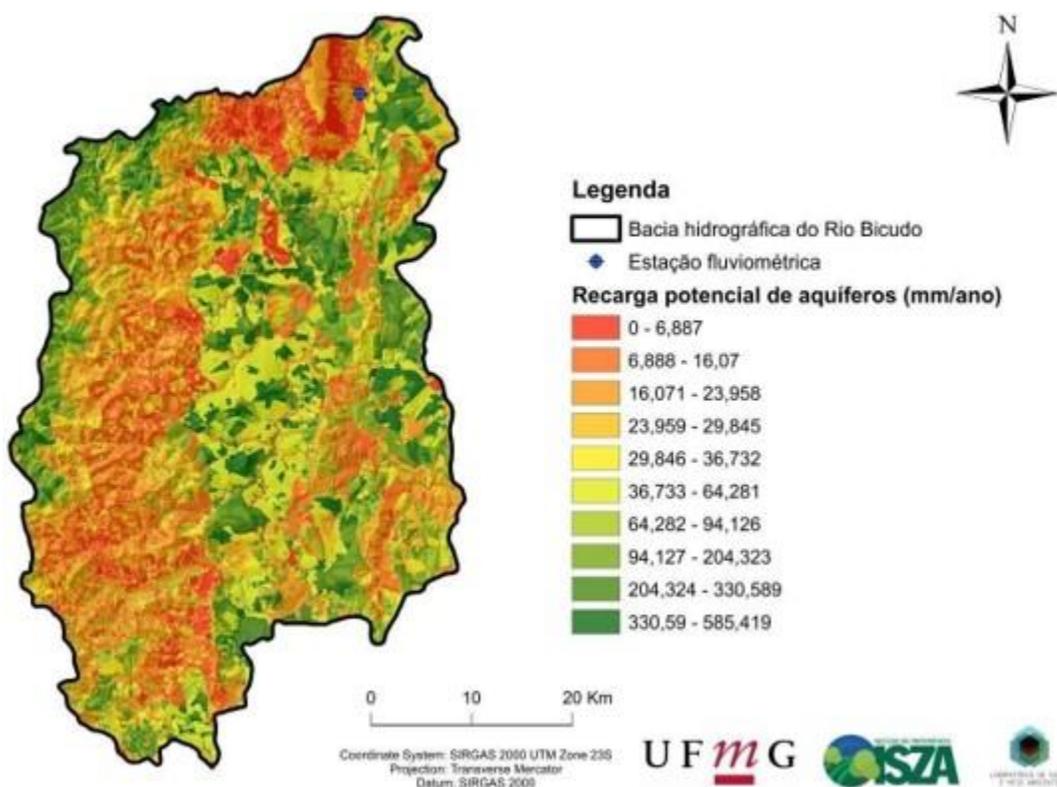
Em contraste, as áreas ocupadas por pelitos, metargilitos, metassiltitos e metagabros, assim como presença menor de densidade de fraturas, apresentaram-se como áreas menos favoráveis para a recarga, sob uma ótica puramente geológica.

Figura 13- Distribuição espacial do fator geológico (GF) na bacia do rio Bicudo.



O potencial de recarga de aquíferos da bacia do rio Bicudo variou de 0 a 585,419 mm/ano, com um valor médio de 86,66 mm/ano (Figura 14). As áreas com maior potencial de recarga estão localizadas em regiões com densa cobertura vegetal, áreas com relevo plano ou ligeiramente ondulado, áreas com solos desenvolvidos e estruturados, assim como áreas marcadas pela presença de litotipos com boa permeabilidade e condutividade hidráulica e também pela presença de maior densidade de fraturas, que permitem a percolação da água até o lençol freático.

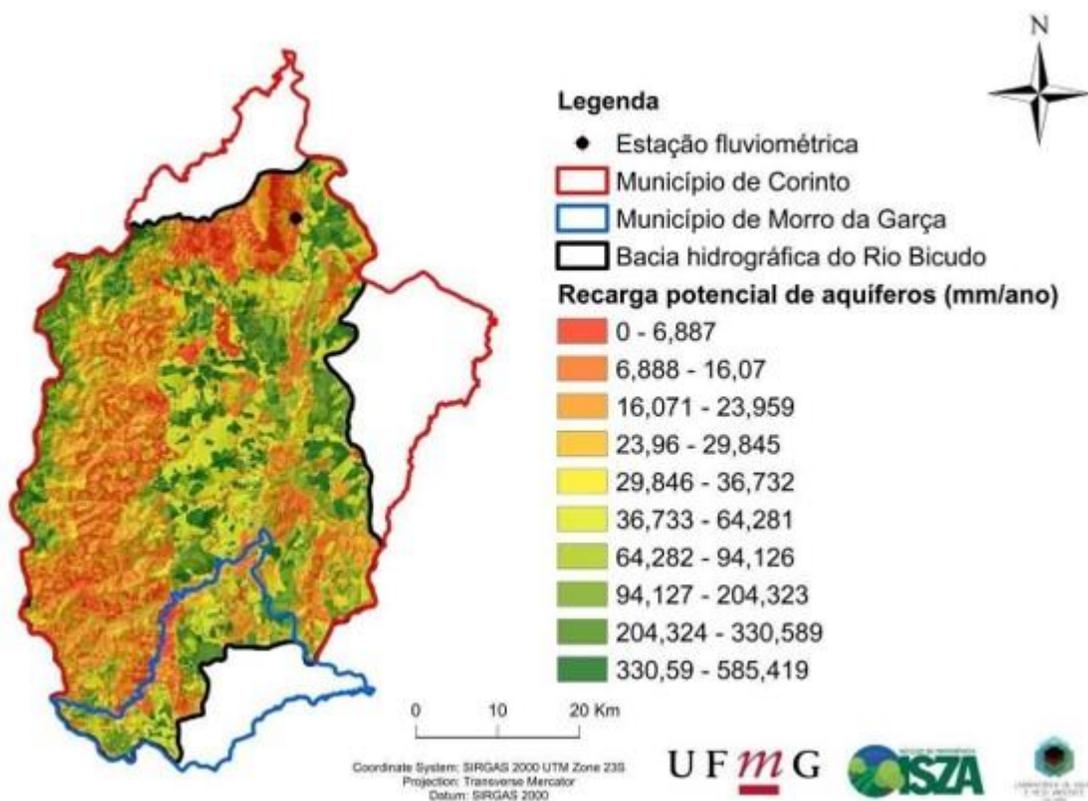
Figura 14 - Distribuição espacial da recarga potencial de aquíferos na bacia do rio Bicudo.



Na Figura 15 é apresentada a espacialização da recarga dentro dos municípios que constituem a bacia estudada. Observa-se que o município de Corinto abrange quase toda a área territorial da bacia do rio Bicudo, aproximadamente 202.989,8 ha. Devido a isso, o

valore médio de recarga para a parte do Município de Corinto que se encontra inserida na bacia do Rio Bicudo foi de 85,38 mm/ano, que é semelhante ao valor médio para toda a área estudada.

Figura 15- Distribuição espacial do potencial de recarga de aquíferos nos municípios da bacia do rio Bicudo.



A parte da bacia que é pertencente ao município de Morro da Garça, ocupa uma área de 25.060,35 ha, abrangendo uma pequena parte da área de estudo. No entanto, a média de recarga para esta porção da bacia é maior do que a porção que se encontra no município de Corinto, sendo de 95,89 mm/ano.

3. Discussão

A utilização de dados remotos (satélites) para a caracterização meteorológica da área de estudo permitiu cobrir uma série temporal mais longa e já espacialmente explícita, o que apresentou uma melhoria tanto na distribuição espacial da precipitação e da evapotranspiração, como também em relação a confiabilidade de seus valores médios em relação ao proposto por Costa et al. (2019) [24] e Tenenwurcel et al. (2020) [49].

Os valores encontrados referentes a precipitação na área da bacia (Figura 7) são consistentes com o que é apresentado pelo Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas [60] e com o Plano Municipal de Saneamento Básico para a bacia do Rio Bicudo e município de Corinto, realizado em 2014. De acordo com estes estudos, a precipitação média anual varia entre 1.200 e 1.800 mm/ano, que é um valor característico de clima tropical.

A utilização dos dados de altimetria no modelo permitiu inferir que a distribuição espacial da precipitação na bacia do Rio Bicudo tem uma tendência a crescer no sentido oeste da bacia, acompanhando o aumento gradual das altitudes.

Em relação à evapotranspiração, alguns autores afirmam que esta variável é um dos principais mecanismos que regulam a saída de água dos sistemas hidrológicos em regiões de clima tropical e altas temperaturas, como a região estudada [91,92].

Além disso, a distribuição espacial da evapotranspiração foi complacente com as distribuições das classes de uso e ocupação da bacia, demonstrando que os valores mais baixos foram encontrados nas regiões ocupadas por solos expostos e áreas sem ou com pouca vegetação. Os valores mais altos foram encontrados em áreas ocupadas por vegetações mais densas, como áreas de silvicultura e formações florestais naturais.

A distribuição espacial do fator de escoamento superficial demonstrou o importante papel desempenhado pela vegetação para promover a diminuição do escoamento e consequentemente promover a manutenção do processo de infiltração, o ciclo hidrológico e proteger o solo contra processos erosivos.

Isso acontece, pois os solos sob formações florestais normalmente são caracterizados por uma expressiva quantidade de resíduos vegetais (serrapilheira) e por um horizonte A com maior presença de matéria orgânica, o que permite uma maior agregação do solo, preservando sua porosidade [93,94]. Desta forma, sob este tipo de uso, os solos geralmente apresentam porosidade significativa, principalmente relacionada aos macroporos, devido ao sistema radicular da vegetação e cavidades realizadas pela biota do solo, que são importantes para facilitar a infiltração e recarga de água. Portanto, a capacidade de infiltração de água é normalmente mais expressiva em áreas com vegetação florestal do que em pastagens ou áreas cultivadas, como também foi observado no presente trabalho [94–96].

Neste sentido, Costa et al. (2019) [24] utilizaram um modelo de recarga potencial de aquíferos e demonstraram como o escoamento superficial é geralmente maior em áreas não vegetadas, como por exemplo, áreas urbanas e solos expostos. Tal fato é observado, devido à presença de sistemas de drenagem, pavimentação excessiva de ruas e outras infraestruturas urbanas que impedem a infiltração da água no solo, diminuindo o potencial de recarga e podendo intensificar problemas relacionados com enchentes e inundações [24,49,97,98].

Deve enfatizar que, em áreas urbanas o potencial de recarga natural é geralmente mais reduzido, no entanto esta estimativa não leva em conta o volume de água que pode recarregar o sistema aquífero proveniente de vazamentos da rede de abastecimento de água e sistemas de drenagem [20,48,49,54]. Estudos relatam que em alguns casos a recarga artificial através destes mecanismos pode ser consideravelmente maior do que a recarga natural [18,20,57,97,98].

Não obstante, pode-se perceber implicações geotécnicas também, pois a infiltração concentrada através do vazamento dos sistemas de drenagem pode levar a intensificação de processo erosivos nestas áreas, aumentando o risco de deslizamentos de terra, enchentes e inundações [18,20,48,49,53,54,57,88,99].

Os gestores dos recursos hídricos devem estar atentos a questão da recarga de água subterrâneas em áreas urbanas e devem trabalhar em conjunto para evitar os impactos

negativos provindos deste tipo de recarga, especialmente nas pequenas parcelas urbanas distribuídas ao longo da bacia do rio Bicudo.

Para impedir estes impactos negativos devem ser realizados estudos que avaliem a condição das redes de drenagem das porções urbanas da bacia e se necessário promover obras de reparação e manutenção das mesmas, evitando vazamentos contínuos e intensos.

Nas áreas ocupadas por pastagens e áreas agrícolas, deve-se elucidar também que a recarga dos aquíferos pode ocorrer também de forma artificial, através de práticas de irrigação. Como muitas vezes são utilizados produtos químicos nestas áreas, como herbicidas, inseticidas e outros produtos agrotóxicos, a água que infiltra no solo e que pode promover a recarga do aquífero pode apresentar sinais de contaminação.

Neste sentido, é possível observar que na bacia estudada existem extensas áreas ocupadas por pastagens e algumas áreas cultivadas, o que pode agravar mais ainda o problema de contaminação das águas subterrâneas por produtos agroquímicos. Desta forma, o trabalho releva a importância da aplicação e monitoramento de políticas públicas que regulem a quantidade de produtos químicos que podem ser utilizados nas atividades agropecuárias dos produtores rurais na bacia, com intuito de garantir a qualidade dos recursos hídricos subterrâneos.

Em relação aos primeiros modelos empregados por Costa et al. (2019) [24] e Tenewurcel et al. (2020) [49] com a presente aplicação, é interessante ver como a inclusão do fator geológico aprimorou a espacialização da recarga potencial de aquíferos, já que os tipos litológicos e a presença de fraturas são fatores essenciais para a movimentação de água até a superfície freática [21,23,90,100–102]. Neste sentido, de forma genérica uma rocha de grão mais grosseiro e com mais fraturas e cavidades tende a apresentar uma maior condutividade hidráulica e uma maior capacidade de permitir a chegada de água até o aquífero.

Assim sendo, em uma rocha arenosa o caráter isotrópico do meio favorece a movimentação da água, já que a sinuosidade do meio é reduzida gerando-se trajetórias curtas até a superfície freática. Já em meios fraturados, a água busca caminhos preferenciais para movimentar-se (anisotropia), sendo que quanto maior a densidade de fraturas maior será a facilidade de água atingir o sistema aquífero. Em comparação com rochas porosas, a sinuosidade dos meios fraturados tende a ser mais elevada, aumentando à medida que a densidade de fraturas e de diaclases diminuem, gerando trajetórias mais longas. Portanto, é essencial saber se uma determinada parcela de água subterrânea enfrenta um maior ou menor percurso, pois esse fator determina o tempo disponível para ocorrência do processo de recarga de aquíferos.

Além disso, a utilização dos dados de condutividade hidráulica saturada, obtidos através das coletas de solo durante a campanha de campo, também foi um fator crucial para analisar a permeabilidade dos solos da área e aproximar o modelo o máximo possível da realidade de campo. A realização de levantamento bibliográfico pode não ser o suficiente para caracterizar corretamente os parâmetros físico-hídricos dos solos, devido ao fato de estes parâmetros apresentarem elevada variabilidade tanto intra como inter classes, já que

os diferentes tipos de uso ocupação, tipos de manejo, diferentes granulometrias e condições estruturais podem gerar valores distintos de condutividades.

As notas referentes aos solos do parâmetro de recarga hídrica do método PUC também foram mantidos para o cálculo do fator de percolação, já que Tenenwurcel et al. (2020) [49] demonstraram que a inclusão desta variável melhorou a espacialização da recarga, principalmente porque no primeiro modelo aplicado por Costa et al.(2019) [24] os autores utilizaram valores de porosidade total no lugar das notas do método PUC, com o objetivo de caracterizar a dinâmica físico-hídrica dos solos na bacia do rio Jequitibá. Este parâmetro não é o melhor para avaliar a drenagem e a percolação da água, pois a literatura acerca do tema demonstra que a macro porosidade reflete melhor o movimento da água através do perfil do solo [45,47,62,73,83].

Além disso, o método PUC utiliza uma abordagem de gestão que não foi levada em consideração no fator de percolação no primeiro modelo.

É interessante observar também que a declividade da área não foi uma variável que exerceu grande importante para a variabilidade nos valores de recarga potencial, pois a bacia hidrográfica do rio Bicudo é moldada principalmente em uma região de baixo declive, não havendo uma grande heterogeneidade espacial em relação a este fator.

O valor médio de recarga encontrado para o município de Corinto apresentou menor magnitude em relação ao Município de Morro da Garça, já que na área territorial de Corinto é possível perceber maior proporção de áreas ocupadas por solos expostos, pequenas áreas urbanas, áreas cultivadas, estradas e pastagens, o que tende a aumentar o escoamento superficial e diminuir o potencial de recarga.

Além disso, a maior presença de Neossolos Regolíticos e Cambissolos Háplicos também foram importantes para reduzir a recarga nesta região. Apesar de ter apresentado maior densidade de fraturas, percebe-se também maior proporção de litotipos não tão favoráveis a recarga como, metargilitos, metassiltitos, pelitos e metagabros.

Já em relação ao município de Morro da Garça, deve-se destacar a pequena proporção de área que este município ocupa na bacia do Rio Bicudo, que é consideravelmente menor em comparação com a área da bacia inclusa no município de Corinto.

Devido a isso, nesta porção da bacia foi possível observar maior proporção das classes dos Latossolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos, que são solos que favorecem a recarga de aquíferos, devido a suas características estruturais, como a ocorrência de macro poros que aumentam a condutividade hidráulica [24, 49].

Além disso, em comparação com Corinto, esta região da bacia apresenta menor proporção de áreas urbanas, solos expostos, áreas cultivadas e estradas, o que também favorece a recarga potencial dos aquíferos, de acordo com o modelo. Proporcionalmente, foi possível perceber também que os fatores de percolação e escoamento superficial demonstram-se um pouco melhores nesta porção da bacia, do que na área do município de Corinto, o que foi representando pela maior média anual de recarga nesta região da bacia.

De forma geral, a reduzida presença de formações florestais nativas ao longo de toda a bacia foi um fator importante para a obtenção de um baixo valor médio de recarga anual. Isso acontece, pois a presença de cobertura florestal favorece a recarga, devido à redução

do escoamento superficial, aumento da capacidade de percolação da água e por manter a estabilidade física e mecânica do solo, auxiliando no armazenamento de água e no abastecimento de aquíferos. Vários estudos avaliaram o efeito do uso e cobertura da terra e os benefícios das áreas florestais para a recarga potencial de aquíferos [35–42].

Desta forma, o trabalho demonstra a importância da conservação das formações florestais para manutenção da infiltração e recarga de aquíferos. Como a área de estudo não possui nenhuma unidade de conservação em seu território, o desmatamento dos remanescentes florestais pode ocorrer com maior facilidade, podendo reduzir ainda mais o processo de recarga na bacia. Neste sentido, as atividades que mais impõem ameaças à conservação de formações florestais nativas na área são a agropecuária e as plantações de eucalipto.

Neste contexto, torna-se ainda mais relevante a necessidade da formulação e adoção de políticas de zoneamento e ordenamento territorial, além de programas e diretrizes que busquem a conservação e proteção dos recursos florestais como forma de garantir a infiltração de água no solo, a recarga aquífera e o abastecimento das populações humanas na região estudada.

Considerando os resultados, o método utilizado no presente trabalho fornece subsídios para o gerenciamento dos recursos hídricos subterrâneos da bacia hidrográfica do Rio Bicudo, considerando suas potencialidades e limitações. Por apresentar um modelo de recarga espacialmente distribuído é possível avaliar quais são as áreas preferenciais para a recarga, direcionando assim políticas públicas e ações conservacionistas para cada área, de acordo com suas necessidades.

4. Conclusão

Através da análise dos resultados deste trabalho e comparação com os modelos anteriormente aplicados por Costa et al. (2019) e Tenenwurcel et al. (2020), foi possível constatar que a inclusão do fator geológico aprimorou a espacialização da recarga potencial de aquíferos, já que os tipos litológicos e a presença de fraturas são fatores essenciais para a movimentação de água até a superfície freática. Além disso, a utilização de dados de condutividade hidráulica saturada obtidas através das coletas de solo durante a campanha de campo, também foi um fator crucial para analisar a permeabilidade dos solos da área e aproximar o modelo o máximo possível da realidade de campo.

Não obstante, a utilização de dados meteorológicos remotamente obtidos também apresentou uma melhoria em relação aos modelos previamente aplicados por Costa et al. (2019) e Tenenwurcel et al. (2020), pois cobriram uma série temporal maior e apresentaram uma melhor distribuição espacial da precipitação e evapotranspiração.

Em relação ao potencial de recarga de aquíferos, observou-se que o potencial mostrou-se maior em áreas cobertas por formações florestais, localizadas em áreas planas ou ligeiramente onduladas, sobrepostas com Latossolos Vermelhos ou Latossolos Vermelhos-Amarelos e em áreas ocupadas por uma densidade maior de fraturas e por litotipos que favorecem o processo de recarga como areia, cascalho, sedimentos elúvio-colúvionares, calcilito, calcarenito e colúvios argilosos.

Estas áreas devem ser selecionadas como áreas de proteção e conservação, no que se relaciona com a gestão dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do Rio Bicudo, com intuito garantir a manutenção ou gerar melhorias no processo de recarga de aquíferos nesta unidade territorial.

Recomenda-se a implantação de uma unidade de conservação dentro da área da bacia para promover a proteção e conservação das vegetações nativas na bacia e conseqüentemente promover melhorias no processo de recarga e no abastecimento de água à população da região.

Assim, este estudo pode ser utilizado como uma ferramenta para a gestão dos recursos hídricos na bacia do rio Bicudo, pois as áreas preferenciais de recarga podem ser identificadas ao longo de todo o território que abrange a bacia. É essencial, portanto, que políticas públicas e ações conservacionistas sejam aplicadas nessas áreas para garantir a recarga natural de aquíferos e, assim, aumentar o volume de água acessível à população local.

Neste sentido, algumas práticas recomendáveis que poderiam otimizar o processo de recarga na bacia seriam: implantação de uma unidade de conservação na área, o ajuste dos métodos de irrigação, a adoção de práticas de preservação do solo para melhorar a infiltração da água, o armazenamento sazonal da água superficial em áreas de baixo potencial de recarga e a preservação da vegetação florestal. Além disso, este trabalho forneceu subsídios para estudos futuros que buscam métodos para a espacialização do potencial de recarga de aquíferos em bacias hidrográficas.

5. Referencias

1. Lerner, D.N. Groundwater recharge in urban areas. *Atmos. Environ. Part B, Urban Atmos.* **1990**, doi:10.1016/0957-1272(90)90006-G.
2. Llamas, M.R.; Custodio, E. Intensive use of groundwater: a new situation which demands proactive action. *Intensive use Groundw. Challenges Oppor.* **2003**.
3. El-Sayed, S.A.; Morsy, S.M.; Zakaria, K.M. Recharge sources and geochemical evolution of groundwater in the Quaternary aquifer at Atfih area, the northeastern Nile Valley, Egypt. *J. African Earth Sci.* **2018**, doi:10.1016/j.jafrearsci.2018.03.001.
4. Richards, L.A.; Magnone, D.; Boyce, A.J.; Casanueva-Marenco, M.J.; van Dongen, B.E.; Ballentine, C.J.; Polya, D.A. Delineating sources of groundwater recharge in an arsenic-affected Holocene aquifer in Cambodia using stable isotope-based mixing models. *J. Hydrol.* **2018**, doi:10.1016/j.jhydrol.2017.12.012.
5. Guo, X.; Feng, Q.; Si, J.; Xi, H.; Zhao, Y.; Deo, R.C. Partitioning groundwater recharge sources in multiple aquifers system within a desert oasis environment: Implications for water resources management in endorheic basins. *J. Hydrol.* **2019**, doi:10.1016/j.jhydrol.2019.124212.
6. Rushton, K.R. Numerical and Conceptual Models for Recharge Estimation in Arid and Semi-Arid Zones. In *Estimation of Natural Groundwater Recharge*; 1988.
7. Gore, J.A. Elements of Physical Hydrology . G. M. Hornberger , J. P. Raffensperger , P. L. Wiberg , K. N. Eshleman . *J. North Am. Benthol. Soc.* **1999**,

doi:10.2307/1468014.

8. De Menezes, M.D.; Junqueira, J.A.; De Mello, C.R.; Da Silva, A.M.; Curi, N.; Marques, J.J. Dinâmica hidrológica de duas nascentes, associada ao uso do solo, características pedológicas e atributos físico- hídricos na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Lavrinha - Serra da Mantiqueira (MG). *Sci. For. Sci.* **2009**.
9. Scanlon, B.R.; Healy, R.W.; Cook, P.G. Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeol. J.* **2002**, doi:10.1007/s10040-001-0176-2.
10. Banimahd, S.A.; Khalili, D.; Kamgar-Haghighi, A.A.; Zand-Parsa, S. Evaluation of groundwater potential recharge models considering estimated bare soil evaporation, in a semi-arid foothill region. *Hydrol. Sci. J.* **2016**, doi:10.1080/02626667.2014.959957.
11. Barreiras, N.; Ribeiro, L. Estimating groundwater recharge uncertainty for a carbonate aquifer in a semi-arid region using the Kessler's method. *J. Arid Environ.* **2019**, doi:10.1016/j.jaridenv.2019.04.005.
12. Zhang, Z.; Wang, W.; Gong, C.; Zhang, M. A comparison of methods to estimate groundwater recharge from bare soil based on data observed by a large-scale lysimeter. *Hydrol. Process.* **2020**, doi:10.1002/hyp.13769.
13. Felipe, M.; Matos, R.; Magalhães Jr., A.; Costa, A.; Garcia, R. Evolução Da Ocupação Urbana Das Zonas Preferenciais De Recarga De Aquíferos De Belo Horizonte-Mg. *Rev. Geogr.* **2011**.
14. Yeh, H.F.; Cheng, Y.S.; Lin, H.I.; Lee, C.H. Mapping groundwater recharge potential zone using a GIS approach in Hualian River, Taiwan. *Sustain. Environ. Res.* **2016**, doi:10.1016/j.serj.2015.09.005.
15. Viguier, B.; Jourde, H.; Yáñez, G.; Lira, E.S.; Leonardi, V.; Moya, C.E.; García-Pérez, T.; Maringue, J.; Lictevout, E. Multidisciplinary study for the assessment of the geometry, boundaries and preferential recharge zones of an overexploited aquifer in the Atacama Desert (Pampa del Tamarugal, Northern Chile). *J. South Am. Earth Sci.* **2018**, doi:10.1016/j.jsames.2018.05.018.
16. Camargo, F.F.; Almeida, C.M.; Costa, G.A.O.P.; Feitosa, R.Q.; Oliveira, D.A.B.; Heipke, C.; Ferreira, R.S. An open source object-based framework to extract landform classes. *Expert Syst. Appl.* **2012**, doi:10.1016/j.eswa.2011.07.044.
17. Wahnfried, I.; Hirata, R. Comparação de Métodos de Estimativa de Recarga de Aquíferos em Uma Planície Aluvionar na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (São Paulo). *Rev. Bras. Recur. Hídricos* **2005**, doi:10.21168/rbrh.v10n2.p15-25.
18. Barzegar, R.; Asghari Moghaddam, A.; Adamowski, J.; Nazemi, A.H. Delimitation of groundwater zones under contamination risk using a bagged ensemble of optimized DRASTIC frameworks. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2019**, doi:10.1007/s11356-019-04252-9.
19. Marques Ribeiro, J.P.; Velásques, L.N.M.; De Carvalho Filho, C.A. Recarga e conexão hidráulica no sistema aquífero granular-fissural no campus Pampulha da UFMG, Belo Horizonte, MG. *Rev. do Inst. Geol.* **2017**, doi:10.5935/0100-

929X.20170002.

20. da Costa, A.M.; de Salis, H.H.C.; Viana, J.H.M.; Pacheco, F.A.L. Groundwater recharge potential for sustainable water use in urban areas of the Jequitiba River Basin, Brazil. *Sustain.* **2019**, doi:10.3390/su11102955.
21. Sukhija, B.S.; Reddy, D. V.; Nagabhushanam, P.; Syed Hussain; Giri, V.Y.; Patil, D.J. Environmental and injected tracers methodology to estimate direct precipitation recharge to a confined aquifer. *J. Hydrol.* **1996**, doi:10.1016/0022-1694(95)02788-2.
22. Blasch, K.W.; Bryson, J.R. Distinguishing sources of ground water recharge by using $\delta^2\text{H}$ and $\delta^{18}\text{O}$. *Ground Water* **2007**, doi:10.1111/j.1745-6584.2006.00289.x.
23. Pacheco, F.A.L. Regional groundwater flow in hard rocks. *Sci. Total Environ.* **2015**, doi:10.1016/j.scitotenv.2014.11.008.
24. De Luca, D.A.; Lasagna, M.; Gisolo, A.; Morelli di Popolo e Ticineto, A.; Falco, M.; Cuzzi, C. Potential recharge areas of deep aquifers: an application to the Vercelli–Biella Plain (NW Italy). *Rend. Lincei* **2019**, doi:10.1007/s12210-019-00782-z.
25. Horst, A. Use of stable and radioactive isotopes and gaseous tracers for estimating groundwater recharge, time of residence, mixing of the different types of groundwater and origin in the Silao Romita Aquifer, Guanajuato, Central Mexico. *FOG - Freib. Online Geosci.* **2006**.
26. Cervi, F.; Ronchetti, F.; Martinelli, G.; Bogaard, T.A.; Corsini, A. Origin and assessment of deep groundwater inflow in the Ca' Lita landslide using hydrochemistry and in situ monitoring. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **2012**, doi:10.5194/hess-16-4205-2012.
27. Demlie, M. Assessment and estimation of groundwater recharge for a catchment located in highland tropical climate in central Ethiopia using catchment soil–water balance (SWB) and chloride mass balance (CMB) techniques. *Environ. Earth Sci.* **2015**, doi:10.1007/s12665-015-4099-y.
28. Semhi, K.; Abdalla, O.; Abri, R. Al; Hosni, T. Al; Clark, I.D. Strontium isotopes as a tool for estimation of groundwater recharge and aquifer connectivity. *Groundw. Sustain. Dev.* **2017**, doi:10.1016/j.gsd.2016.11.001.
29. Uugulu, S.; Wanke, H. Estimation of groundwater recharge in savannah aquifers along a precipitation gradient using chloride mass balance method and environmental isotopes, Namibia. *Phys. Chem. Earth* **2020**, doi:10.1016/j.pce.2020.102844.
30. Vasconcelos, V.V. RECARGA DE AQUÍFEROS: SUBSÍDIOS À GESTÃO HÍDRICA E AMBIENTAL - BACIA DO RIO PARACATU (SF7). *Bol. Geogr.* **2015**, doi:10.4025/bolgeogr.v32i3.23689.
31. Aguilera, H.; Murillo, J.M. The effect of possible climate change on natural groundwater recharge based on a simple model: A study of four karstic aquifers in SE Spain. *Environ. Geol.* **2009**, doi:10.1007/s00254-008-1381-2.
32. Mohan, C.; Western, A.W.; Wei, Y.; Saft, M. Predicting groundwater recharge for varying land cover and climate conditions-a global meta-study. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **2018**, doi:10.5194/hess-22-2689-2018.

33. Döll, P.; Fiedler, K. Global-scale modeling of groundwater recharge. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **2008**, doi:10.5194/hess-12-863-2008.
34. Pang, Z.; Huang, T.; Chen, Y. Diminished groundwater recharge and circulation relative to degrading riparian vegetation in the middle Tarim River, Xinjiang Uygur, Western China. *Hydrol. Process.* **2010**, doi:10.1002/hyp.7438.
35. Le Maitre, D.C.; Scott, D.F.; Colvin, C. A review of information on interactions between vegetation and groundwater. *Water SA* **1999**.
36. Allen, A.; Chapman, D. Impacts of afforestation on groundwater resources and quality. *Hydrogeol. J.* **2001**, doi:10.1007/s100400100148.
37. Scanlon, B.R.; Reedy, R.C.; Stonestrom, D.A.; Prudic, D.E.; Dennehy, K.F. Impact of land use and land cover change on groundwater recharge and quality in the southwestern US. *Glob. Chang. Biol.* **2005**, doi:10.1111/j.1365-2486.2005.01026.x.
38. Maréchal, J.C.; Varma, M.R.R.; Riotte, J.; Vouillamoz, J.M.; Kumar, M.S.M.; Ruiz, L.; Sekhar, M.; Braun, J.J. Indirect and direct recharges in a tropical forested watershed: Mule Hole, India. *J. Hydrol.* **2009**, doi:10.1016/j.jhydrol.2008.11.006.
39. Zhang, H.; Hiscock, K.M. Modelling the impact of forest cover on groundwater resources: A case study of the Sherwood Sandstone aquifer in the East Midlands, UK. *J. Hydrol.* **2010**, doi:10.1016/j.jhydrol.2010.08.002.
40. Brauman, K.A.; Freyberg, D.L.; Daily, G.C. Land cover effects on groundwater recharge in the tropics: Ecohydrologic mechanisms. *Ecohydrology* **2012**, doi:10.1002/eco.236.
41. Zomlot, Z.; Verbeiren, B.; Huysmans, M.; Batelaan, O. Spatial distribution of groundwater recharge and base flow: Assessment of controlling factors. *J. Hydrol. Reg. Stud.* **2015**, doi:10.1016/j.ejrh.2015.07.005.
42. Ilstedt, U.; Bargaés Tobella, A.; Bazié, H.R.; Bayala, J.; Verbeeten, E.; Nyberg, G.; Sanou, J.; Benegas, L.; Murdiyarsa, D.; Laudon, H.; et al. Intermediate tree cover can maximize groundwater recharge in the seasonally dry tropics. *Sci. Rep.* **2016**, doi:10.1038/srep21930.
43. Cambraia Neto, A.J.; Rodrigues, L.N. Evaluation of groundwater recharge estimation methods in a watershed in the Brazilian Savannah. *Environ. Earth Sci.* **2020**, doi:10.1007/s12665-020-8884-x.
44. Cambraia Neto, A.J.; Rodrigues, L.N.; da Silva, D.D.; Althoff, D. Impact of climate change on groundwater recharge in a Brazilian Savannah watershed. *Theor. Appl. Climatol.* **2021**, doi:10.1007/s00704-020-03477-w.
45. Neto, A.J.C.; Rodrigues, L.N. Impact of land use and occupation on potential groundwater recharge in a Brazilian savannah watershed. *Water Int.* **2021**, doi:https://doi.org/10.1080/02508060.2021.1898862.
46. Balocchi, F.; Flores, N.; Neary, D.; White, D.A.; Silberstein, R.; Ramírez de Arellano, P. The effect of the 'Las Maquinas' wildfire of 2017 on the hydrologic balance of a high conservation value Hualo (*Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser) forest in central Chile. *For. Ecol. Manage.* **2020**, doi:10.1016/j.foreco.2020.118482.
47. Venkatesh, K.; Preethi, K.; Ramesh, H. Evaluating the effects of forest fire on water

- balance using fire susceptibility maps. *Ecol. Indic.* **2020**, doi:10.1016/j.ecolind.2019.105856.
48. Chowdhury, A.; Jha, M.K.; Chowdary, V.M. Delineation of groundwater recharge zones and identification of artificial recharge sites in West Medinipur district, West Bengal, using RS, GIS and MCDM techniques. *Environ. Earth Sci.* **2010**, doi:10.1007/s12665-009-0110-9.
 49. Tenenwurcel, M.A.; de Moura, M.S.; da Costa, A.M.; Mota, P.K.; Viana, J.H.M.; Fernandes, L.F.S.; Pacheco, F.A.L. An improved model for the evaluation of groundwater recharge based on the concept of conservative use potential: A study in the river Pandeiros Watershed, Minas Gerais, Brazil. *Water (Switzerland)* **2020**, doi:10.3390/w12041001.
 50. Costa, A.M. da; Viana, J.H.M.; Evangelista, L.P.; Carvalho, D.C. de; Pedras, K.C.; Horta, I. de M.; Salis, H.H. de C.; Pereira, M.P.R.; Sampaio, J.L.D.; Gerais, U.F. de M. Ponderação de variáveis ambientais para a determinação do Potencial de Uso Conservacionista para o Estado de Minas Gerais. *Geografias* **2017**, *14*, 118–134.
 51. Costa, A.M. da; Salis, H.H.C. de; Araújo, B.J.R.S.; Moura, M.S. de; Silva, V.C. da; Oliveira, A.R. de; Pereira, M.P.R.; Viana, J.H.M.; Gerais, U.F. de M. Potential of conservationist use in hydrographic basins: case study for the Gualaxo do Norte river hydrographic basin -MG. *Geografias* **2019**, *27*, 127–147.
 52. Scanlon, B.R.; Keese, K.E.; Flint, A.L.; Flint, L.E.; Gaye, C.B.; Edmunds, W.M.; Simmers, I. Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. *Hydrol. Process.* **2006**, doi:10.1002/hyp.6335.
 53. Jiménez-Martínez, J.; Skaggs, T.H.; van Genuchten, M.T.; Candela, L. A root zone modelling approach to estimating groundwater recharge from irrigated areas. *J. Hydrol.* **2009**, doi:10.1016/j.jhydrol.2009.01.002.
 54. Singh, A.; Panda, S.N.; Kumar, K.S.; Sharma, C.S. Artificial groundwater recharge zones mapping using remote sensing and gis: A case study in Indian Punjab. *Environ. Manage.* **2013**, doi:10.1007/s00267-013-0101-1.
 55. Ajay Kumar, V.; Mondal, N.C.; Ahmed, S. Identification of Groundwater Potential Zones Using RS, GIS and AHP Techniques: A Case Study in a Part of Deccan Volcanic Province (DVP), Maharashtra, India. *J. Indian Soc. Remote Sens.* **2020**, doi:10.1007/s12524-019-01086-3.
 56. Massuel, S.; Perrin, J.; Mascre, C.; Mohamed, W.; Boisson, A.; Ahmed, S. Managed aquifer recharge in South India: What to expect from small percolation tanks in hard rock? *J. Hydrol.* **2014**, doi:10.1016/j.jhydrol.2014.02.062.
 57. Valle Junior, R.F.; Varandas, S.G.P.; Sanches Fernandes, L.F.; Pacheco, F.A.L. Multi criteria analysis for the monitoring of aquifer vulnerability: A scientific tool in environmental policy. *Environ. Sci. Policy* **2015**, doi:10.1016/j.envsci.2015.01.010.
 58. Adeleke, O.; Makinde, V.; Eruola, A.; Dada, O.; Ojo, A.; Aluko, T. Estimation of Groundwater Recharges in Odeda Local Government Area, Ogun State, Nigeria using Empirical Formulae. *Challenges* **2015**, doi:10.3390/challe6020271.
 59. IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e estatística *Características gerais dos*

- domicílios e dos moradores : 2018; 2019;*
60. Camargos, L. de M.M. *Plano diretor de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio das Velhas: resumo executivo*; Belo Horizonte - MG, 2005;
 61. Viçosa, U.F. de Soil map of Minas Gerais, Brazil. Available online: <https://www.ufv.br/>.
 62. CODEMIG/CPRM Geological map of Minas Gerais, Brazil. Available online: <http://www.portalgeologia.com.br/index.php/mapa/>.
 63. Embrapa *Sistema brasileiro de classificação de solos*. 2013,.
 64. Laurencelle, J.; Logan, T.; Gens, R. ASF Radiometrically Terrain Corrected ALOS PALSAR products. *Alaska Satell. Facil.* **2015**.
 65. Tropical Rainfall Measuring Mission TRMM (TMPA/3B43) Rainfall Estimate L3 1 month 0.25 degree x 0.25 degree V7, Greenbelt, MD, Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center (GES DISC). *Retrieved from January 2011*.
 66. Leuning, R.; Zhang, Y.Q.; Rajaud, A.; Cleugh, H.; Tu, K. A simple surface conductance model to estimate regional evaporation using MODIS leaf area index and the Penman-Monteith equation. *Water Resour. Res.* **2008**, doi:10.1029/2007WR006562.
 67. Agência Nacional de Águas Agência Nacional de Águas. *Http://Www.Snirh.Gov.Br/Hidroweb/ 2019*.
 68. Oliveira, L.F.C. de; Fioreze, A.P.; Medeiros, A.M.M.; Silva, M.A.S. Comparação de metodologias de preenchimento de falhas de séries históricas de precipitação pluvial anual. *Rev. Bras. Eng. Agrícola e Ambient.* **2010**, doi:10.1590/s1415-43662010001100008.
 69. Mutanga, O.; Kumar, L. Google earth engine applications. *Remote Sens.* 2019.
 70. Gorelick, N.; Hancher, M.; Dixon, M.; Ilyushchenko, S.; Thau, D.; Moore, R. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sens. Environ.* **2017**, doi:10.1016/j.rse.2017.06.031.
 71. Coll, J.; Li, X. Google Earth Engine. *Geogr. Inf. Sci. Technol. Body Knowl.* **2020**, doi:10.22224/gistbok/2020.1.9.
 72. Gan, R.; Zhang, Y.; Shi, H.; Yang, Y.; Eamus, D.; Cheng, L.; Chiew, F.H.S.; Yu, Q. Use of satellite leaf area index estimating evapotranspiration and gross assimilation for Australian ecosystems. *Ecohydrology* **2018**, doi:10.1002/eco.1974.
 73. Zhang, Y.; Kong, D.; Gan, R.; Chiew, F.H.S.; McVicar, T.R.; Zhang, Q.; Yang, Y. Coupled estimation of 500 m and 8-day resolution global evapotranspiration and gross primary production in 2002–2017. *Remote Sens. Environ.* **2019**, doi:10.1016/j.rse.2018.12.031.
 74. Inglada, J.; Christophe, E. The orfeo toolbox remote sensing image processing software. In Proceedings of the International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS); 2009.
 75. Tinel, C.; Fontannaz, D.; De Boissezon, H.; Grizonnet, M.; Michel, J. The ORFEO accompaniment program and ORFEO ToolBox. In Proceedings of the International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS); 2012.

76. Grizonnet, M.; Michel, J.; Poughon, V.; Inglada, J.; Savinaud, M.; Cresson, R. Orfeo ToolBox: open source processing of remote sensing images. *Open Geospatial Data, Softw. Stand.* **2017**, doi:10.1186/s40965-017-0031-6.
77. Cresson, R. A framework for remote sensing images processing using deep learning techniques. *IEEE Geosci. Remote Sens. Lett.* **2019**, doi:10.1109/LGRS.2018.2867949.
78. Bouwer, H. Infiltration of Water into Nonuniform Soil. *J. Irrig. Drain. Div.* **1969**, doi:10.1061/jrcea4.0000669.
79. Dhakal, N.; Fang, X.; Asquith, W.H.; Cleveland, T.G.; Thompson, D.B. Rate-Based Estimation of the Runoff Coefficients for Selected Watersheds in Texas. *J. Hydrol. Eng.* **2013**, doi:10.1061/(asce)he.1943-5584.0000753.
80. Young, C.B.; McEnroe, B.M.; Rome, A.C. Empirical Determination of Rational Method Runoff Coefficients. *J. Hydrol. Eng.* **2009**, doi:10.1061/(asce)he.1943-5584.0000114.
81. Renard, K.G.; Ferreira, V.A. RUSLE Model Description and Database Sensitivity. *J. Environ. Qual.* **1993**, doi:10.2134/jeq1993.00472425002200030009x.
82. Spaeth, K.E.; Pierson, F.B.; Weltz, M.A.; Blackburn, W.H. Evaluation of USLE and RUSLE estimated soil loss on rangeland. *J. Range Manag.* **2003**, doi:10.2307/4003812.
83. Djoukbal, O.; Mazour, M.; Hasbaia, M.; Benselama, O. Estimating of water erosion in semiarid regions using RUSLE equation under GIS environment. *Environ. Earth Sci.* **2018**, doi:10.1007/s12665-018-7532-1.
84. Djoukbal, O.; Hasbaia, M.; Benselama, O.; Mazour, M. Comparison of the erosion prediction models from USLE, MUSLE and RUSLE in a Mediterranean watershed, case of Wadi Gazouana (N-W of Algeria). *Model. Earth Syst. Environ.* **2019**, doi:10.1007/s40808-018-0562-6.
85. Galdino, S.; Sano, E.E.; Andrade, R.G.; Grego, C.R.; Nogueira, S.F.; Bragantini, C.; Flosi, A.H.G. Large-scale Modeling of Soil Erosion with RUSLE for Conservationist Planning of Degraded Cultivated Brazilian Pastures. *L. Degrad. Dev.* **2016**, doi:10.1002/ldr.2414.
86. Desmet, P.J.J.; Govers, G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *J. Soil Water Conserv.* **1996**.
87. Panagos, P.; Borrelli, P.; Meusburger, K. A new European slope length and steepness factor (LS-factor) for modeling soil erosion by water. *Geosci.* **2015**, doi:10.3390/geosciences5020117.
88. Böhner, J.; Selige, T. Spatial prediction of soil attributes using terrain analysis and climate regionalisation. *Göttinger Geogr. Abhandlungen* **2006**.
89. Aller, L.; Lehr, J.H.; Petty, R.; Bennett, T. DRASTIC: a standardized system to evaluate groundwater pollution potential using hydrogeologic setting. *J. Geol. Soc. India* **1987**.
90. Pacheco, F.A.L.; Sanches Fernandes, L.F. The multivariate statistical structure of DRASTIC model. *J. Hydrol.* **2013**, doi:10.1016/j.jhydrol.2012.11.020.

91. Saxton, K.E.; Cordery, I. Evapotranspiration Research Priorities for Hydrology in The Next Decade. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.* **1988**, doi:10.13031/2013.30735.
92. Loos, C.; Gayler, S.; Priesack, E. Assessment of water balance simulations for large-scale weighing lysimeters. *J. Hydrol.* **2007**, doi:10.1016/j.jhydrol.2006.11.017.
93. Hartanto, H.; Prabhu, R.; Widayat, A.S.E.; Asdak, C. Factors affecting runoff and soil erosion: Plot-level soil loss monitoring for assessing sustainability of forest management. *For. Ecol. Manage.* **2003**, doi:10.1016/S0378-1127(02)00656-4.
94. Cheng, J.D.; Lin, L.L.; Lu, H.S. Influences of forests on water flows from headwater watersheds in Taiwan. *For. Ecol. Manage.* **2002**, doi:10.1016/S0378-1127(01)00626-0.
95. Shukla, M.K.; Lal, R.; Unkefer, P. Experimental evaluation of infiltration models for different land use and soil management systems. *Soil Sci.* **2003**, doi:10.1097/00010694-200303000-00004.
96. Alaoui, A.; Caduff, U.; Gerke, H.H.; Weingartner, R. Preferential Flow Effects on Infiltration and Runoff in Grassland and Forest Soils. *Vadose Zo. J.* **2011**, doi:10.2136/vzj2010.0076.
97. Weng, Q. Modeling urban growth effects on surface runoff with the integration of remote sensing and GIS. *Environ. Manage.* **2001**, doi:10.1007/s002670010258.
98. Chechevichkin, V.N.; Vatin, N.I. Specifics of surface runoff contents and treatment in large cities. *Mag. Civ. Eng.* **2014**, doi:10.5862/MCE.50.7.
99. Aller, L.; Bennett, T.; Lehr, J.H.; Petty, R.J.; Hackett, G. *DRASTIC : A Standardized Method for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings U.S. Environmental Protection Agency report EPA/600/2-87/035*; 1987;
100. Cey, E.; Rudolph, D.; Therrien, R. Simulation of groundwater recharge dynamics in partially saturated fractured soils incorporating spatially variable fracture apertures. *Water Resour. Res.* **2006**, doi:10.1029/2005WR004589.
101. Risser, D.W.; Gburek, W.J.; Folmar, G.J. Comparison of recharge estimates at a small watershed in east-central Pennsylvania, USA. *Hydrogeol. J.* **2009**, doi:10.1007/s10040-008-0406-y.
102. Sukhija, B.S.; Reddy, D. V.; Nagabhushanam, P.; Bhattacharya, S.K.; Jani, R.A.; Kumar, D. Characterisation of recharge processes and groundwater flow mechanisms in weathered-fractured granites of Hyderabad (India) using isotopes. *Hydrogeol. J.* **2006**, doi:10.1007/s10040-005-0461-6.

CAPÍTULO III

Validação matemática do modelo de recarga potencial de aquíferos

Resumo

Nos últimos anos, a demanda pelas águas subterrâneas tem aumentado expressivamente tanto no Brasil, como em outros países do mundo. Para garantir a manutenção da quantidade e qualidade dos recursos hídricos subterrâneos é importante estudar o processo de recarga natural de aquíferos, pois este processo representa a principal variável de entrada de água nos reservatórios subterrâneos. A estimativa da recarga aquífera pode ser obtida através da identificação e separação dos componentes do escoamento total, que são representados pelo escoamento superficial, escoamento subsuperficial e fluxo de base. Neste contexto, o estudo tem o objetivo de realizar a separação do escoamento superficial do subterrâneo, utilizando métodos distintos e independentes para então estimar a recarga de aquíferos para a bacia hidrográfica do Rio Bicudo em Minas Gerais. Para a separação destas variáveis foram utilizados os métodos: separação manual, HYSEP (Intervalo Fixo, Mínimo Local e Intervalo Móvel), PART, Filtro de um parâmetro e filtro de Eckhardt de dois parâmetros. Além disso, a recarga para a mesma área foi calculada através do método RORA, que realiza o cálculo da recarga de forma direta. Os métodos utilizados neste trabalho são disponíveis pelo software da *United States Geological Survey (USGS) Groundwater toolbox*. Os resultados de recarga encontrados por cada método utilizado neste capítulo foram comparados com a recarga média anual encontrada pelo modelo de recarga potencial de aquíferos espacialmente distribuído, desenvolvido no capítulo 2 deste trabalho. As comparações entre os distintos métodos utilizados com o modelo do capítulo 2 serviram como forma de validação matemática desta dissertação. Em relação aos resultados, foi encontrada uma diferença percentual de 4% entre o valor médio de recarga obtido pelo modelo e a média dos seis métodos automáticos. O método RORA também apresentou um resultado próximo ao encontrado pelo modelo e da média dos seis métodos automáticos de separação. Apenas o resultado médio de recarga obtido pelo método manual apresentou uma diferença mais significativa em relação aos demais métodos utilizados no trabalho. Devido à similaridade entre os valores de recarga obtidos pelos diferentes métodos citados neste capítulo com o valor médio anual de recarga encontrado pelo modelo de recarga espacialmente explícito (capítulo 2), o trabalho demonstrou o bom ajuste do modelo com a realidade de campo e considera o mesmo como apto a representar o processo de recarga com acurácia satisfatória.

Palavras chave: Escoamento total; escoamento subterrâneo; recarga de aquíferos; bacia hidrográfica do Rio Bicudo; validação matemática.

1. Introdução

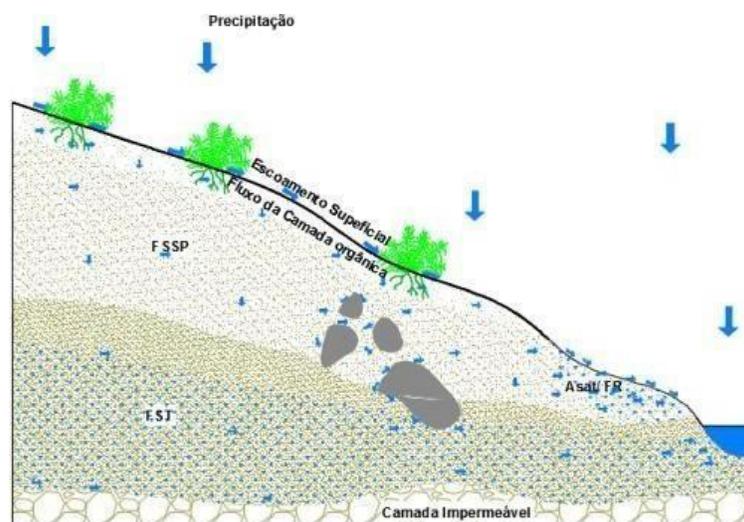
Nos últimos anos, a demanda pelas águas subterrâneas tem aumentado expressivamente tanto no Brasil, como em outros países do mundo [1]. Apesar de sua importância, o conhecimento sobre a disponibilidade destes recursos é limitado em comparação com as águas superficiais [2]. Para garantir a manutenção da quantidade e qualidade dos recursos hídricos subterrâneos é importante caracterizar suas taxas de retirada e de recarga natural, sendo que o último representa a principal variável de entrada de água nos reservatórios subterrâneos.

A estimativa da recarga aquífera pode ser obtida por meio de diversos métodos conforme as características da área estudada, sendo necessário identificar e dividir do

escoamento total sua parcela direta, representada pelo escoamento superficial e as parcelas indiretas constituídas pelos escoamentos subsuperficial e de base.

Neste contexto, Duffy (2000) [3] elucida que as três parcelas do escoamento total podem exercer influências importantes no processo de infiltração da água precipitada, e que por sua vez, pode influenciar o processo de recarga de aquíferos. A figura 1 ilustra os diferentes tipos de escoamento em bacias hidrográficas [4].

Figura 1 - Tipos de escoamentos em bacias hidrográficas.



Fluxo pela camada orgânica, fluxo subsuperficial (FSSP), fluxo subterrâneo (FST), áreas de saturação (Asat) e fluxo de retorno (FR).

Sob esta perspectiva, deve-se deixar claro que o escoamento superficial pode ser definido como o fluxo das águas sobre a superfície do solo de uma bacia hidrográfica e pelos seus múltiplos canais, podendo gerar rios, lagos, ribeirões e até mesmo podendo causar enxurradas, enchentes e inundações. De forma geral, quando a capacidade máxima de infiltração do solo é superada pela intensidade da precipitação [5], uma parte da água precipitada acumula-se na superfície e gera o escoamento superficial ou escoamento hortoniano [6].

O escoamento subsuperficial é o fluxo geralmente lateral que se dá logo abaixo da superfície do solo, algumas vezes na altura das raízes da vegetação. A água que infiltra no solo pela força da gravidade percola ao longo do perfil até encontrar o lençol freático. Porém, quando uma camada de solo de menor permeabilidade é atingida, a água se move lateralmente, aumentando assim o fluxo durante períodos úmidos, gerando o escoamento subsuperficial [4].

Já o escoamento de base corresponde ao fluxo lateral de água devido à contribuição do sistema aquífero [7–9]. Estes sistemas hídricos subterrâneos possuem, em seu interior, água armazenada em movimento e por isso é responsável por alimentar os rios e outros corpos hídricos nos períodos de estiagem, desde que o lençol freático esteja um pouco acima do nível do fundo do rio [10–12].

O escoamento de base é mantido pela água subterrânea existente nos aquíferos da bacia. A água subterrânea tem sua origem principal na água da chuva que infiltra no solo e percola para camadas mais profundas. Ao longo de um período longo de chuvas, é grande a quantidade de água que atinge os aquíferos, especialmente o aquífero superficial. Durante

estes períodos, o nível da água subterrânea se eleva. Por outro lado, durante os períodos de estiagem, a água armazenada no lençol freático vai sendo descarregada para as nascentes dos rios e o nível da água subterrânea diminui. Entretanto, ao contrário do escoamento superficial, o fluxo de água subterrânea é, normalmente, mais lento [4].

A separação destes componentes do escoamento total pode ser realizada a partir de dados de vazão, que são utilizados para gerar os hidrogramas de bacias hidrográficas. Segundo Tucci (2004) [13] o hidrograma é a denominação dada ao gráfico entre vazão e tempo, sendo este o resultado da interação de todos os componentes do ciclo hidrológico entre a ocorrência da precipitação e a vazão na bacia hidrográfica.

O hidrograma pode ser dividido em três partes principais: a curva de ascensão, que é altamente correlacionada com a intensidade da precipitação, a região do pico do escoamento superficial que representa seu valor máximo e a curva de recessão, que representa a diminuição nos eventos de precipitação e o ponto onde o escoamento superficial cessa. Nesta última curva, somente o escoamento subterrâneo está contribuindo para a vazão total dos rios [13].

A separação dos diferentes tipos de escoamento, principalmente entre o escoamento superficial e o subterrâneo é um procedimento muito utilizado para o entendimento da dinâmica e magnitude da descarga de águas subterrâneas e do funcionamento do escoamento superficial em bacias hidrográficas [14–16]. A partir desta prática é possível realizar diferentes análises como, por exemplo, a necessidade da adoção de práticas conservacionistas dos recursos hídricos e solos para a redução dos picos de vazão e no aumento das vazões mínimas em períodos de estiagem [17,18].

Diversos métodos são utilizados com o objetivo de realizar a separação do escoamento superficial do subterrâneo, podendo citar, métodos de traçadores, de análises gráficas, de filtragem de base física, dentre outros [11,19–21]. O trabalho volta seu foco para os métodos relacionados às análises gráficas, que frequentemente são utilizados em estudos hidrológicos para a estimação da recarga de aquíferos em bacias hidrográficas [20,22–27].

Os métodos de separação por análises gráficas são aplicados, geralmente, de forma manual. No entanto, um mesmo método de separação aplicado manualmente para uma mesma área, mas por diferentes pesquisadores ou técnicos, pode produzir resultados diferentes devido à subjetividade envolvida no traçado das linhas de separação.

Neste sentido, a padronização dos procedimentos de separação por meio de softwares auxilia na obtenção de resultados com menor nível de subjetividade e em um menor intervalo de tempo do que em processos manuais de separação [28–30]. Assim, foram desenvolvidos os métodos e softwares de separação, como por exemplo a utilização de filtros digitais recursivos (*recursive digital filters*).

Os filtros digitais recursivos consistem em rotinas computacionais que são repetidas durante o processamento dos dados de vazão formando as curvas de separação do escoamento superficial do subterrâneo. Nestes métodos são aplicadas equações contendo um, dois ou três parâmetros que são ajustados de forma a estimar o escoamento subterrâneo a cada dia formando as curvas de separação [24].

Além dos filtros digitais, existem outros métodos gráficos e computacionais para realizar a separação dos componentes relativos ao escoamento, como o método HYSEP, *Web based Hydrograph Analysis Tool* (WHAT) e o método PART. A partir da separação é possível caracterizar a dinâmica da recarga de aquíferos, que é o foco deste trabalho.

Neste sentido, outros modelos e programas estimam valores médios de recarga aquífera para bacias hidrográficas de forma direta, ou seja, sem a necessidade de ser realizada a separação dos componentes do escoamento total, como é o caso do modelo desenvolvido por Rorabaugh (1964) [31]. Para automatizar este processo, o serviço geológico dos Estados Unidos (USGS), desenvolveu um programa computacional, chamado RORA, que utiliza o modelo de Rorabaugh para calcular a recarga anual e mensal a partir de dados coletados de vazões [32].

Neste contexto, o estudo tem o objetivo de realizar a separação do escoamento superficial do subterrâneo, utilizando 6 métodos distintos para então estimar a recarga de aquíferos para a bacia hidrográfica do Rio Bicudo em Minas Gerais. Para a separação destas variáveis foram utilizados os métodos: HYSEP (Intervalo Fixo, Mínimo Local e Intervalo Móvel), PART, Filtro de um parâmetro e filtro de Eckhardt de dois parâmetros.

Além disso, a recarga para a mesma área foi calculada através do método RORA, que realiza o cálculo da recarga de forma direta. Os métodos utilizados neste trabalho são disponíveis pelo software da *United States Geological Survey* (USGS) *Groundwater toolbox*.

Os resultados de recarga encontrados por cada método utilizado neste capítulo foram comparados com a recarga média anual encontrada pelo modelo de recarga potencial de aquíferos espacialmente distribuído, desenvolvido no capítulo 2 deste trabalho. As comparações entre os distintos métodos utilizados com o modelo do capítulo 2 serviram como forma de validação matemática desta dissertação.

2. Materiais e métodos

O estudo foi aplicado na Bacia Hidrográfica do Rio Bicudo, que está incluída nos municípios de Corinto e de Morro da Garça no estado de Minas Gerais e possui uma extensão territorial de aproximadamente 2.274,48 km².

Para validação do trabalho foram utilizados diferentes métodos independentes de estimação de recarga que foram comparados com o valor médio de recarga encontrado pelo modelo espacialmente explícito gerado no capítulo 2 deste trabalho. Deve-se elucidar que a validação deste estudo se voltou para uma validação matemática e não espacial, devido à falta de dados com séries temporais contínuas e confiáveis para realizar o método conhecido como equação de balanço de massa de cloretos.

Este método exige a existência de uma série temporal de ao menos um ano hidrológico com monitoramento de dados de cloretos tanto das águas provindas dos eventos de precipitação, como também de águas subterrâneas (nascentes ou poços tubulares e artesianos). Como não foi possível encontrar tais dados, o trabalho voltou-se para a validação matemática para o valor médio de recarga encontrado pelo modelo desenvolvido para a bacia hidrográfica do Rio Bicudo.

Antes de proceder com as análises, foi necessária a coleta de dados de vazão (m^3/s) para a bacia estudada. Estes dados foram retirados da estação fluviométrica nº 41940000 (ANA, 2020), que está localizada na foz da bacia do Rio Bicudo.

Devido à presença de falhas no período de monitoramento desta estação foi necessário primeiramente a identificação de um período de tempo contínuo e sem a presença de falhas para aplicação dos métodos de separação do escoamento superficial e subterrâneo, assim como para os métodos que estimam a recarga diretamente. Desta forma, o período de 2008 até 2014 encaixou-se nos requisitos, por não apresentar falhas e foi utilizado no trabalho como período de validação.

A partir disso, os dados coletados foram importados para o software da USGS, *Groundwater toolbox*, onde é possível gerar o hidrograma da bacia através dos dados de vazão e realizar a separação do escoamento superficial e do subterrâneo por diferentes métodos de uma forma automatizada, reduzindo assim a subjetividade deste processo. Para a separação destas variáveis foram utilizados os métodos: HYSEP (Intervalo Fixo, Mínimo Local e Intervalo Móvel), PART, Filtro de um parâmetro e filtro de Eckhardt de dois parâmetros.

Método HYSEP

O método HYSEP [29] automatiza três algoritmos de separação de hidrogramas, originalmente desenvolvidos por Pettyjohn e Henning (1979). Para proceder com a separação dos componentes do escoamento total por análise gráfica de hidrogramas este método utiliza três abordagens diferentes, sendo elas: o intervalo fixo (IF) (*fixed interval*), o intervalo móvel (IM) (*sliding interval*) e o mínimo local (ML) (*local minimum*). Estes métodos foram constituídos como rotinas computacionais que consistem em filtros digitais com menor complexidade de aplicação, bastando apenas o conhecimento do tamanho da área de drenagem da estação analisada.

Estes métodos de separação produzem geralmente resultados com boa aproximação dos resultados obtidos com processos manuais de separação [29] e com o método dos traçadores [33].

Para aplicação dos métodos de separação IF, IM e ML utiliza-se o intervalo de dias igual a $2N^*$ [34]. Este intervalo $2N^*$ pode ser entendido como o número inteiro ímpar entre 3 e 11 mais próximo do dobro de N [34]. N deve ser entendido como o número de dias após os quais cessa o escoamento superficial. A duração do escoamento superficial (N) é calculada a partir da relação empírica, demonstrada pela equação 1.

$$N = A^{0,2} \quad (1)$$

Onde:

A - área de drenagem, km^2 .

Para exemplificar a aplicação desta fórmula, considera-se a área de drenagem de uma determinada bacia hidrográfica de $153,0683 \text{ Km}^2$. O intervalo $2N^*$ é igual a 7, que é o inteiro ímpar mais próximo ao dobro de N , onde N é igual a 2,73 aproximadamente.

No método IF é selecionada a menor vazão dentro do intervalo de $2N^*$. Esta vazão é adotada como a descarga do escoamento subterrâneo, sendo este valor mantido constante durante todo o intervalo $2N^*$ dias. No método IM o menor valor de vazão é selecionado no intervalo $2N^*$ e este valor é adotado como o escoamento subterrâneo do dia $D(i)$, correspondente ao dia do meio do intervalo (Figura 1b). No método ML é feita a verificação se a vazão do dia $D(i)$ é a menor dentro do intervalo $2N^*$ dias. Atendida essa condição, então este dia é considerado um mínimo local. Após a detecção de todos os mínimos locais, estes são unidos por meio de retas (Figura 1c).

Método PART

O método PART utiliza do particionamento do hidrograma (*streamflow partitioning*) em que são utilizados valores diários de vazão e interpolação linear para estimar a descarga da água subterrânea durante os períodos de escoamento superficial. Este método difere dos outros por ser baseado na recessão antecedente da vazão analisada, sendo os outros baseados em precipitações antecedentes [35].

O algoritmo utilizado pelo programa está baseado em executar uma variedade de dados unidimensionais médios diários de vazão procurando encontrar uma variedade de dias que ajustam uma recessão antecedente requerida (*requirement of antecedent recession*). Para esses dias, a descarga da água subterrânea equivale à vazão, contanto que não seja seguido pelo declínio diário de mais de 0.1 de um ciclo logarítmico e quando o número de dias de recessão é maior que N , sendo que N é a duração aproximada do escoamento superficial, que depende da área em km^2 (A) [35].

$$N = 0,83A^{0,2} \quad (2)$$

Filtros digitais

Outra abordagem para a separação dos componentes do escoamento total a partir de análises gráficas de hidrogramas utiliza a técnica de filtros digitais [24,36–38]. Esta técnica remove muito da subjetividade de separação manual, proporcionando reprodutibilidade consistente dos resultados alcançados. Na aplicação dos filtros supõe-se que a vazão total (y) de um hidrograma é a soma do escoamento superficial (f) e escoamento de base (b) (Equação 3).

$$y_i = f_i + b_i \quad (3)$$

Onde:

y_i - escoamento total no tempo i ;

f_i - escoamento superficial;

b_i - escoamento de base no tempo i ;

i - intervalo de tempo.

A equação do escoamento subterrâneo pode ser expressa de acordo com a Equação 4. Esta equação resulta da hipótese de que o escoamento básico em direção ao canal segue o

princípio do reservatório linear, cuja função de esvaziamento segue uma função do tipo exponencial. Assim sendo, o reservatório subterrâneo sofre esvaziamento na medida em que o fluxo da água segue na direção do canal. Havendo recarga deste reservatório por meio das chuvas, há seu reabastecimento. No período em que não ocorre a recarga, seu esvaziamento é contínuo no tempo, originando a curva de recessão.

$$b_{i+1} = b e^{-\frac{\Delta t}{K}} \quad (4)$$

Onde

Δt - intervalo de tempo;

k - constante característica do tempo

Esta equação pode ser simplificada e representada pela equação 5:

$$b_{i+1} = \alpha b_i \quad (5)$$

Onde o parâmetro “a” pode ser calculado de acordo com a equação 6:

$$\alpha = e^{-\frac{\Delta t}{K}} \quad (6)$$

A constante de recessão K característico do período pode ser calculado pela equação 7 a seguir, considerando períodos prolongados de recarga negligenciável.

$$K = \frac{-\Delta t}{\ln\left(\frac{q_{t+\Delta t}}{q_t}\right)} \quad (7)$$

Deve-se elucidar que conforme Domenico e Schwartz (1990) [39], a constante de recessão K citada, está associada com a descarga de água subterrânea em um determinado espaço de tempo definido em períodos de recessão, sendo que nestes períodos não há entrada por precipitação e, conseqüentemente, o escoamento superficial (direct runoff) é nulo, ocorrendo desta forma uma descarga do aquífero de forma natural. Para encontrar esta constante, deve-se inicialmente analisar com atenção o hidrograma do posto fluviométrico procurando por períodos de recessão.

A equação do filtro com um único parâmetro, proposta inicialmente por Lyne e Hollick (1979) [40], foi utilizada no trabalho e é apresentada seguir pela equação 4:

$$q_{f(i)} = \alpha q_{f(i-1)} + (q_{(i)} - q_{(i-1)}) \frac{1+\alpha}{2} \quad (8)$$

Onde:

$q_{f(i)}$ – vazão filtrada pelo algorítmico, correspondente ao instante i, m³/s ;

$q_{f(i-1)}$ - vazão filtrada pelo algorítmico, correspondente ao instante anterior a i, m³/s ;

$q_{(i)}$ - vazão correspondente ao instante i, m³/s;

$q_{(i-1)}$ – vazão correspondente ao instante anterior a i, m³/s;

α - parâmetro de filtragem que permite controlar o grau de atenuação da vazão filtrada (alpha ou coeficiente de recessão).

Nathan e McMahon (1990) [36] e Arnold et al. (1995) [37] encontraram um valor de 0,925 para o parâmetro α . Estes últimos autores utilizam o filtro digital em um programa conhecido como BFLOW [23]. O mesmo valor foi utilizado no software utilizado pelo trabalho (*Groundwater toolbox*) já que também é o valor recomendado para este parâmetro pelos desenvolvedores do software.

Para Eckhardt (2005) [24], múltiplos filtros poderiam ser equacionados de forma genérica, já que a vazão de base sempre deve ser igual ou menor à vazão total do rio no mesmo período de tempo. De acordo com o autor, uma constante de recessão a ou K e um parâmetro de escoamento de base máximo (BFI_{max}) seriam suficientes para definir o escoamento de base.

Outras variações do filtro de um parâmetro utilizado no trabalho foram propostas e são apresentadas por Chapman (1999) [38], sendo que uma das mais utilizadas é a variação proposta por Eckhardt (2005) [24] que definiu uma equação utilizando dois parâmetros para determinar o escoamento de base (Equação 9)

$$b_i = \frac{(1-BFI_{max})abi-1+(1-\alpha)BFI_{max}y_i}{1-\alpha BFI_{max}} \quad (9)$$

Sendo que $b_i \leq y_i$, $b_i = 0,5y_i$ para o tempo $i = 1$ [18,30] e onde a é a constante de recessão e BFI_{max} é o máximo valor do índice de escoamento de base (BFI) que pode ser modelado pelo algoritmo.

No trabalho para estimação dos valores de a e BFI_{max} foi utilizada a opção disponível pelo software, onde importa-se os dados de vazões diárias e seleciona-se o tempo de análise, que no caso foi de 2008 até 2015, incluindo todos os meses desta série temporal (de janeiro a dezembro). O valor da constante de recessão a foi de 0,976 e o valor de BFI_{max} utilizado foi de 0,55, o que está de acordo com os estudos apresentados por Collinshonn e Fan (2013), já que a área da bacia do rio Bicudo tem grande prevalência de aquíferos fraturados.

A etapa seguinte do estudo consistiu na separação do escoamento subterrâneo de forma manual. Após a separação manual do escoamento de base, a recarga média anual foi estimada para bacia, com intuito de compará-la com os demais resultados de recarga aquífera estimados no trabalho. Nesta etapa, o cálculo da recarga foi realizado para cada ano por meio da equação de Maillet (Equação 10), sendo depois calculado um valor médio de recarga para a bacia [41,42]. Além disso, para separar e analisar a curva de recessão e o período de estiagem da bacia foi utilizada a metodologia proposta por Barnes (1939), [43– 45].

$$Q_T = Q_0 \times e^{-\alpha t} \quad (10)$$

Onde:

Q_t - a vazão no tempo t ($m^3 s^{-1}$);

Q_0 - a vazão no início da recessão ($m^3 s^{-1}$);

α - o coeficiente da recessão;

t - o tempo (dias) do início ao fim da recessão;

e - a base do logaritmo neperiano (2,71828).

Assim, o coeficiente da recessão pode ser determinado numericamente, com base na forma logarítmica expressa na Equação (5):

$$\alpha = \frac{\log Q_0 - \log Q_t}{0,4343t} \quad (11)$$

Por fim, o volume de recarga da água subterrânea será calculado utilizando a Equação (6):

$$V = \frac{Q_0 \times t'}{\alpha} \quad (12)$$

Onde:

V - o volume de recarga (mm/ano);

Q₀ - o fluxo no início da recessão (m³/s);

t' - o conversor da unidade t (dias em segundos; 86.400);

α - o coeficiente de recessão (adimensional).

Além da estimação de valores de recarga através da separação dos componentes do escoamento total, o trabalho calculou a recarga por outro método independente para ser comparado com o resultado obtido pelo modelo espacialmente explícito discutido no capítulo 2. Neste sentido, o trabalho utilizou o método da análise do deslocamento da curva de recessão (*Recession-curve-displacement method*), proposto inicialmente por Rorabaugh (1964) [31].

Através do método de deslocamento de curva de recessão a recarga é estimada para cada pico utilizando dados de registro de vazão ao longo de um determinado período. O método, também chamado de Método Rorabaugh [31,35], se baseia na medição da mudança no total da descarga potencial das águas subterrâneas estimada em tempo crítico, por extrapolação dos períodos de pré e pós recessão. O método é aplicado a um longo período de período de registro e dá uma estimativa da taxa média de recarga da água subterrânea.

Este método é baseado no deslocamento para cima da curva de recessão da descarga da água subterrânea que ocorre devido ao evento de recarga [23]. Quando o escoamento superficial é negligenciável o fluxo da descarga total da água subterrânea pode ser baseado em uma recessão antecedente e uma recessão posterior [46]. A proposta empírica do tempo de base do escoamento superficial (N) como função da área de drenagem, pode ser obtida pela equação 1 [35]:

A descarga da água subterrânea para o rio é expressa por Rorabaugh (1964) [31] como função complexa do tempo após a recarga, função passível de ser aproximada depois do "tempo crítico", pela equação abaixo (Equação 13):

$$TC = \frac{0,2a^2S}{TR} \quad (13)$$

Onde:

Tc - igual ao tempo crítico;

a - equivale à distância média do rio até o divisor hidrológico;

S - coeficiente de armazenamento;

TR – transmissividade.

Porém, para se obter o tempo crítico com uma função do índice de recessão (K) deve-se combinar a equação 13 com a equação 14 de Rorabaugh e Simons [46]:

$$K = \frac{0,93a^2S}{TR} \quad (14)$$

Resolvendo e substituindo $(a^2) S/TR$ na segunda equação, Tc pode ser expresso como:

$$TC = 0,2144K \quad (15)$$

Rorabaugh (1964) [31] e Rutledge & Daniel (1994) [35] demonstraram que a descarga total potencial da água subterrânea para o rio depois do tempo crítico do pico da vazão é aproximadamente igual à metade do volume total de água que recarrega o sistema de água subterrânea durante o período de pico. Assim, pelo princípio da superposição a recarga total pode ser calculada pela seguinte expressão [46]:

$$R = \frac{2(Q_2 - Q_1)K}{2,3026} \quad (16)$$

Onde:

R - volume total da recarga devido ao evento, ft³;

Q₁ - descarga da água subterrânea no tempo crítico extrapolada do pré-evento da recessão da vazão, ft³ s⁻¹;

Q₂ - descarga da água subterrânea no tempo crítico extrapolada do pós-evento da recessão da vazão, ft³ s⁻¹

Para reduzir o tempo de cálculo e diminuir a subjetividade, o trabalho utilizou os softwares RECESS e RORA (BARLOW et al., 2015), os quais estão disponíveis no software *Groundwater toolbox*, encontrado no website do *United States Geological Survey* (<http://water.usgs.gov/ogw/gwsw.html>). O software RECESS possibilita o cálculo da constante de recessão (K), enquanto o software RORA utiliza o método de deslocamento da curva de recessão, proposto por Rorabaugh (1964) [31], para estimar a recarga subterrânea.

O programa RECESS deve ser utilizado antes do RORA para a estimação da constante de recessão (K) e para definir a curva mestre de recessão (CMR) através da análise dos dados de vazão.

O programa utiliza um processo de interação repetitiva de muitos períodos selecionados de recessão contínua determinando uma regressão melhor ajustada para a constante de recessão como uma função do logaritmo do fluxo, utilizando os coeficientes da equação para obter a CMR [32].

O programa possui três etapas de cálculo:

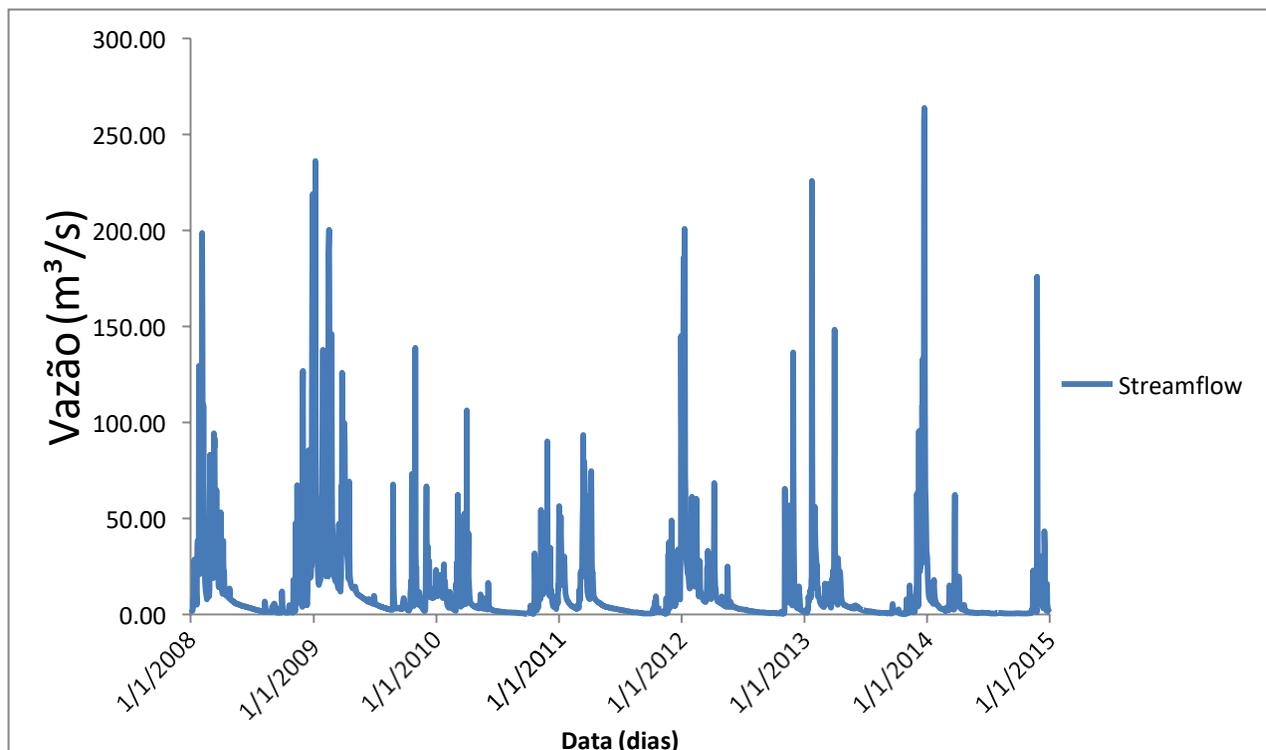
1. O programa localiza períodos de recessão da vazão e permite ao usuário selecionar segmentos quase lineares (Figura 21A).
2. Para cada segmento, o programa determina a melhor equação linear no tempo em função do log da vazão e obtém dessa equação um coeficiente que é a constante de recessão (K) do segmento. Posteriormente, o programa determina a melhor equação linear para os coeficientes da constante de recessão (K) em função do log da vazão.
3. Os coeficientes dessa equação são utilizados para a obtenção da CMR, que é uma expressão de segunda ordem polinomial para o tempo em função do log da vazão.

3. Resultados

Os resultados apresentados a seguir são relacionados à separação do escoamento superficial e do fluxo de base através da aplicação dos 6 métodos citados acima, sendo eles: método PART, HySEP-IF, HySEP-ML, HySEP-IF, filtro de um parâmetro e filtro de dois parâmetros de Eckhardt.

O hidrograma da bacia do Rio Bicudo ilustra o comportamento das vazões por tempo, indicando períodos marcados por mais chuvas e conseqüentemente aumentos nos valores de escoamento superficial e picos de vazão. Da mesma forma, é possível observar os períodos de recessão na bacia, que são concentrados entre os meses de abril até meados de outubro, abrangendo um período de 250 dias aproximadamente (Figura 2). A bacia apresentou em média uma vazão de $12,42 \text{ m}^3/\text{s}$ e um desvio padrão de $24,797 \text{ m}^3/\text{s}$. O valor máximo de vazão foi de $263,76 \text{ m}^3/\text{s}$ e ocorreu no dia 23/02/2013, já o valor mínimo foi de $0,279 \text{ m}^3/\text{s}$ e ocorreu nos dias 26/09/2010, 16/10/2010, 17/10/2010, 23/10/2013, 29/10/2013e 30/10/2013.

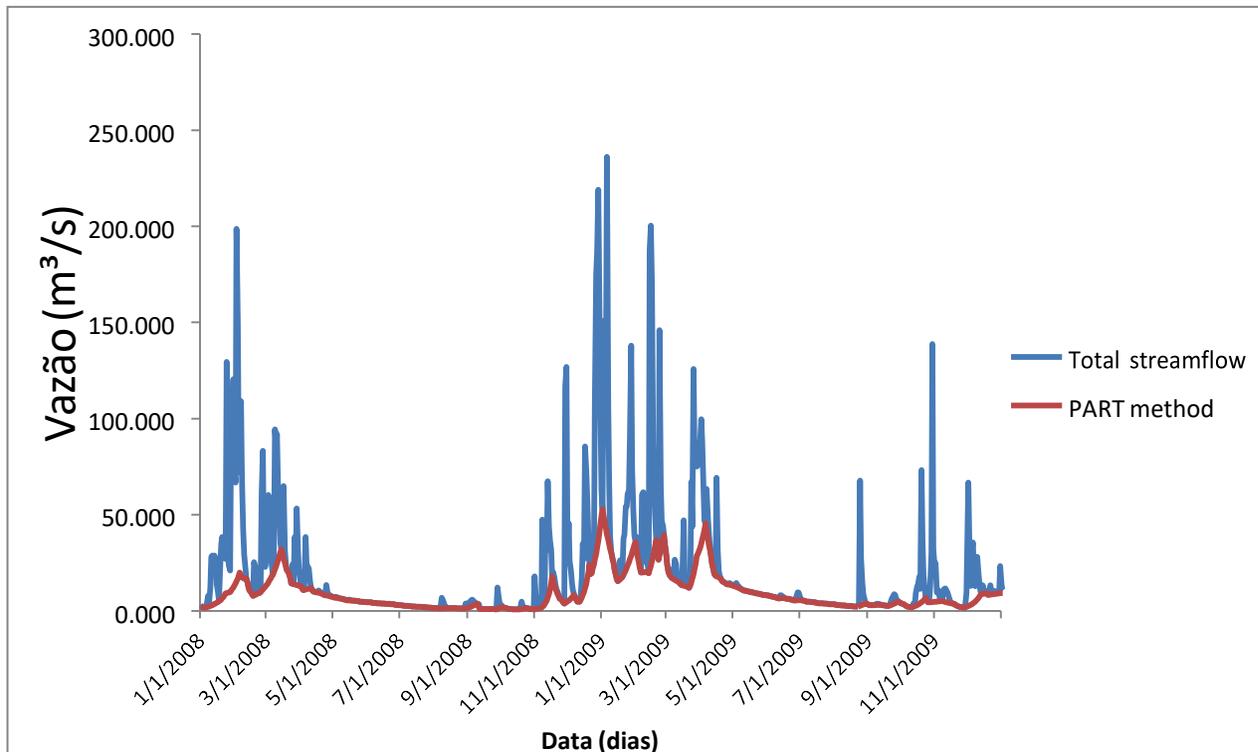
Figura 2 - Hidrograma da bacia hidrográfica do Rio Bicudo.



A figura 3 ilustra a separação do escoamento subterrâneo realizada pelo método PART. Através deste método a média de escoamento de base foi de $5,68 \text{ m}^3/\text{s}$ seu desvio padrão foi de $7,037 \text{ m}^3/\text{s}$, sendo equivalente a aproximadamente 46% do valor médio de escoamento

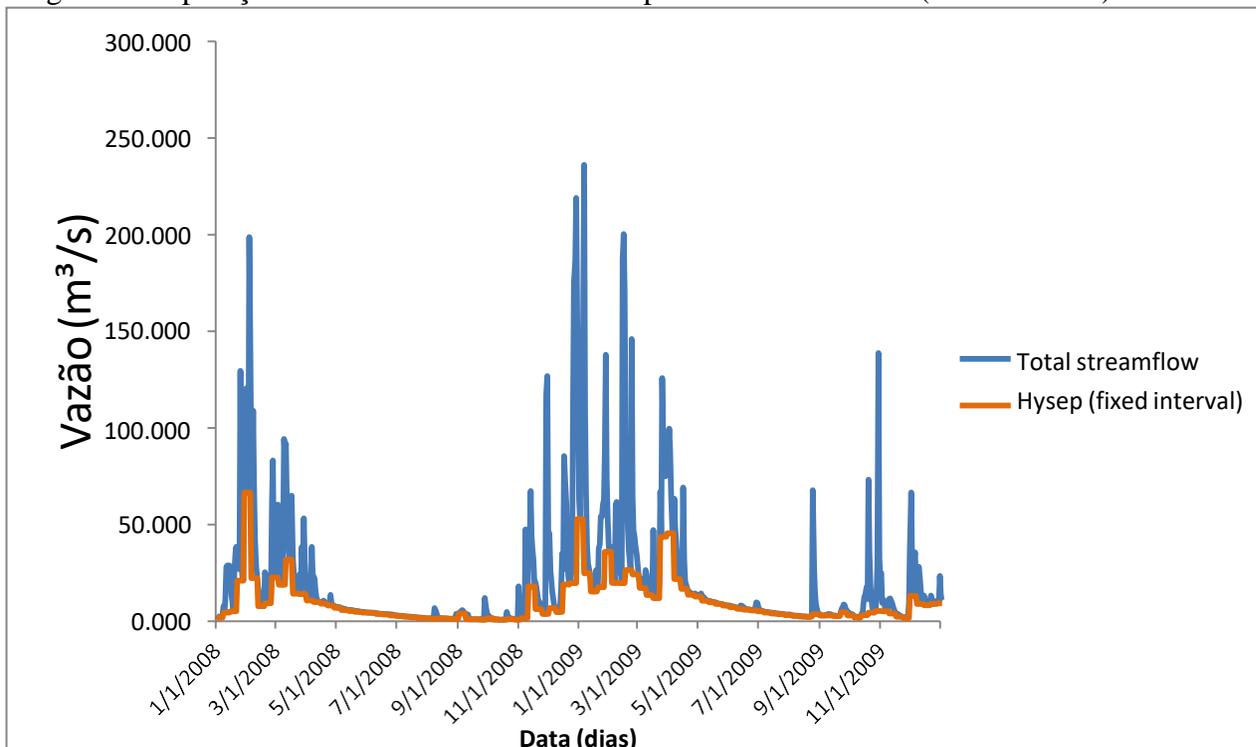
total da bacia do Rio Bicudo, no período analisado (2008 até 2014). O valor máximo de escoamento de base foi de $52,839 \text{ m}^3/\text{s}$ e ocorreu no dia 02/01/2009, já o valor mais baixo de escoamento subterrâneo foi de $0,279 \text{ m}^3/\text{s}$ e ocorreu durante os dias 26/10/2010, 16/10/2010, 17/10/2010, 23/10/2013, 29/10/2013 e 30/10/2013.

Figura 3 - Separação do escoamento subterrâneo pelo método PART.



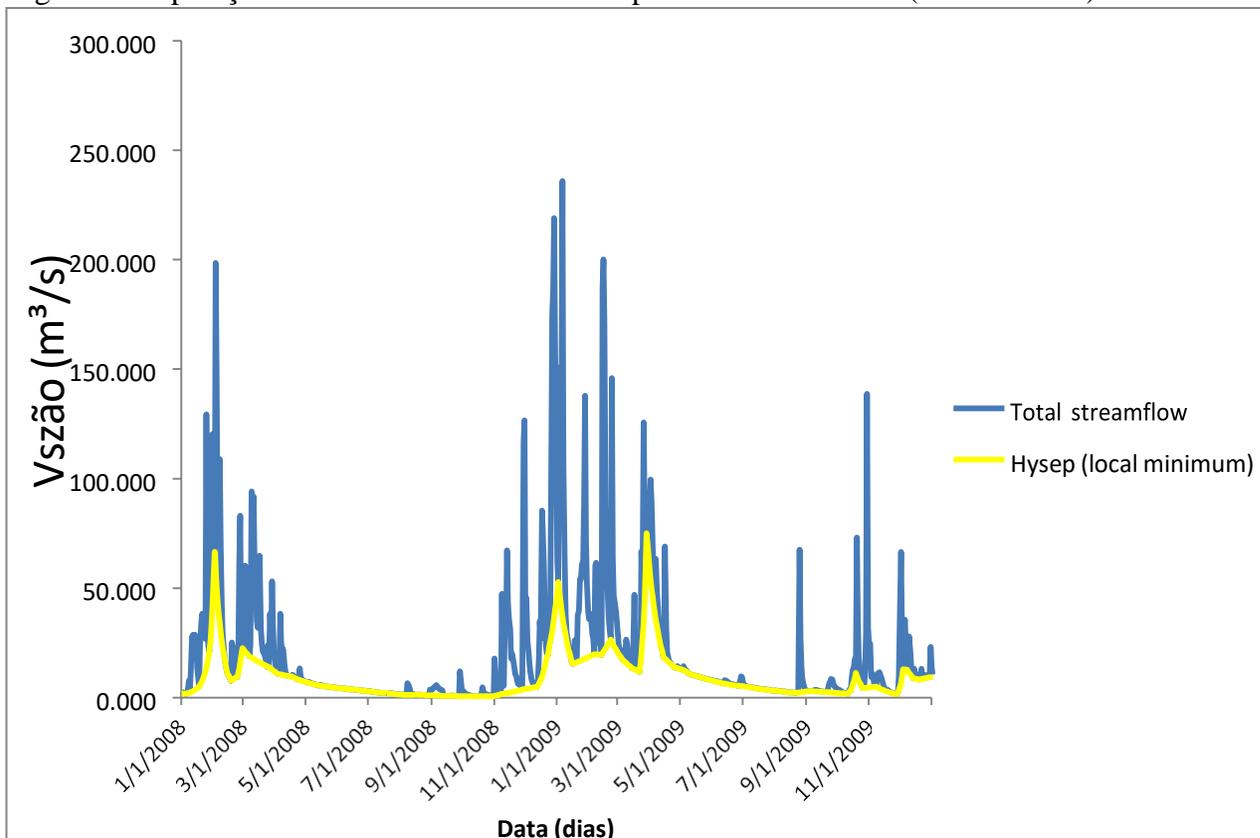
A separação do escoamento de base através do programa HYSEP utilizando o método de intervalo fixo (IF) é apresentada na figura 4. O valor médio de descarga subterrânea foi de $6,22 \text{ m}^3/\text{s}$ e o desvio padrão foi de $9,54 \text{ m}^3/\text{s}$. Através deste método o escoamento de base representou cerca de 50% do escoamento total. O valor máximo de descarga foi de $103,407 \text{ m}^3/\text{s}$ e ocorreu nos dias 03/01/2012, 04/01/2012, 05/01/2012, 06/01/2012, 07/01/2012, 08/01/2012 e 09/01/2012. O valor mínimo foi de $0,279 \text{ m}^3/\text{s}$ e ocorreu nos dias 21/09/2010, 22/09/2010, 23/09/2010, 24/09/2010, 25/09/2010, 26/09/2010 e 27/09/2010.

Figura 4 - Separação do escoamento subterrâneo pelo método HYSEP (intervalo fixo).



A separação do escoamento de base através do programa HYSEP utilizando o método de mínimo local (ML) é ilustrada na figura 5. O valor médio de descarga subterrânea foi de $5,59 \text{ m}^3/\text{s}$ e o desvio padrão foi de $7,42 \text{ m}^3/\text{s}$. Através deste método o escoamento de base representou cerca de 45% do escoamento total. O valor máximo de descarga foi de $75,042 \text{ m}^3/\text{s}$ e ocorreu no dia 29/03/2009. O valor mínimo foi de $0,279 \text{ m}^3/\text{s}$ e ocorreu no dia 26/09/2010.

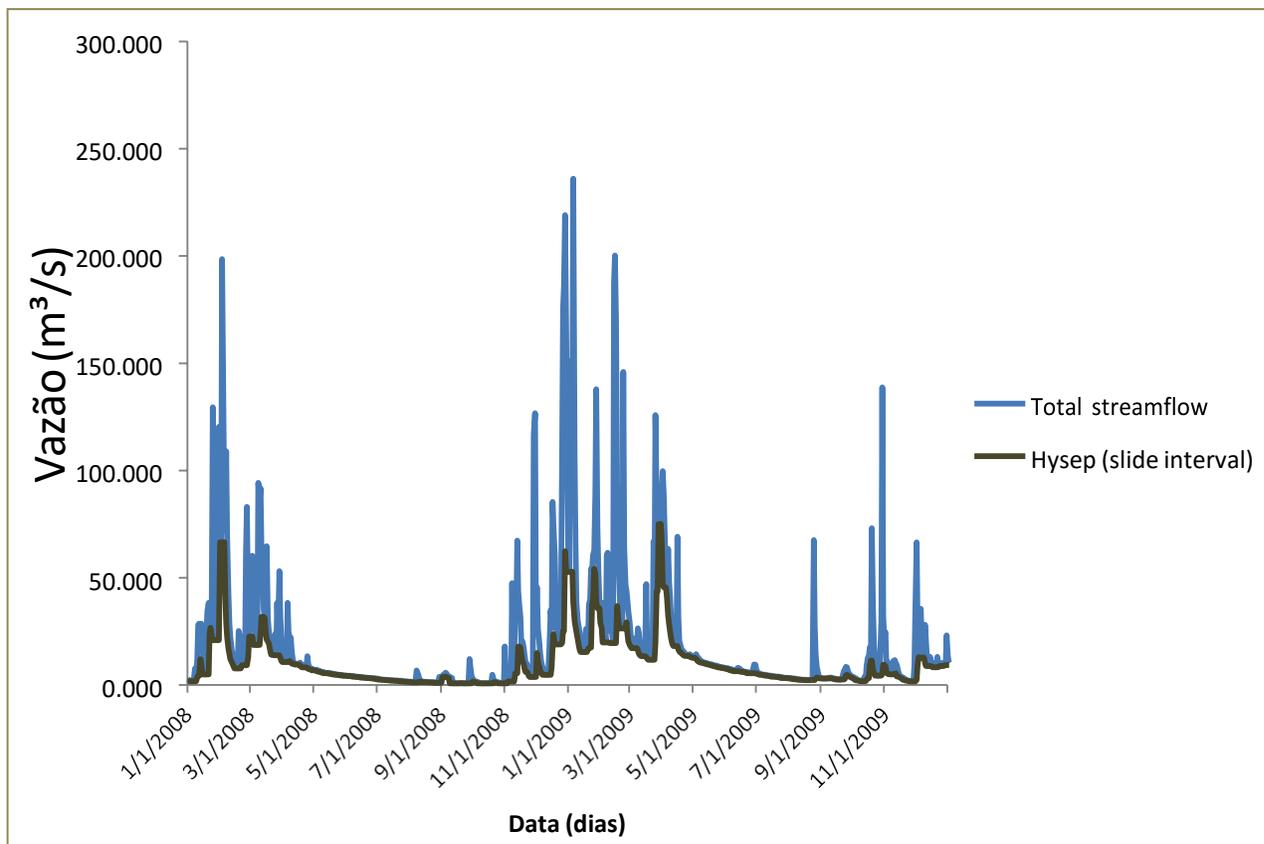
Figura 5 - Separação do escoamento subterrâneo pelo método HYSEP (mínimo local).



A separação do escoamento de base através do programa HYSEP utilizando o método de intervalo móvel (IM) é apresentada na figura 6. O valor médio de descarga subterrânea foi de $6,19 \text{ m}^3/\text{s}$ e o desvio padrão foi de $9,35 \text{ m}^3/\text{s}$. Através deste método o escoamento de

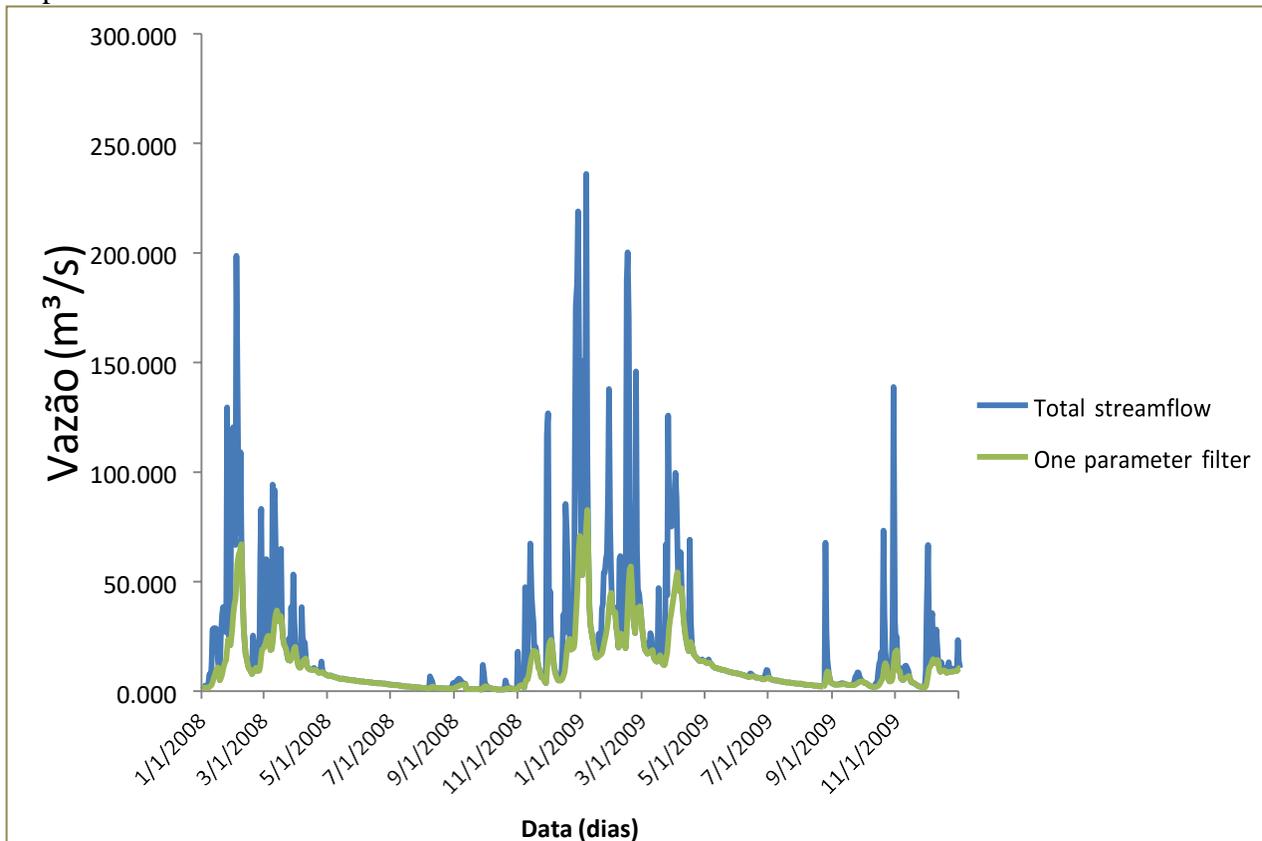
base representou cerca de 49% do escoamento total. O valor máximo de descarga foi de 103,407 m³/s e ocorreu nos dias 06/01/2012 e 07/01/2012. O valor mínimo foi de 0,279 m³/s e ocorreu nos dias 23/09/2010, 24/09/2010, 25/09/2010, 26/09/2010, 27/09/2010, 28/09/2010 e 29/09/2010.

Figura 6 - Separação do escoamento subterrâneo pelo método HYSEP (intervalo móvel).



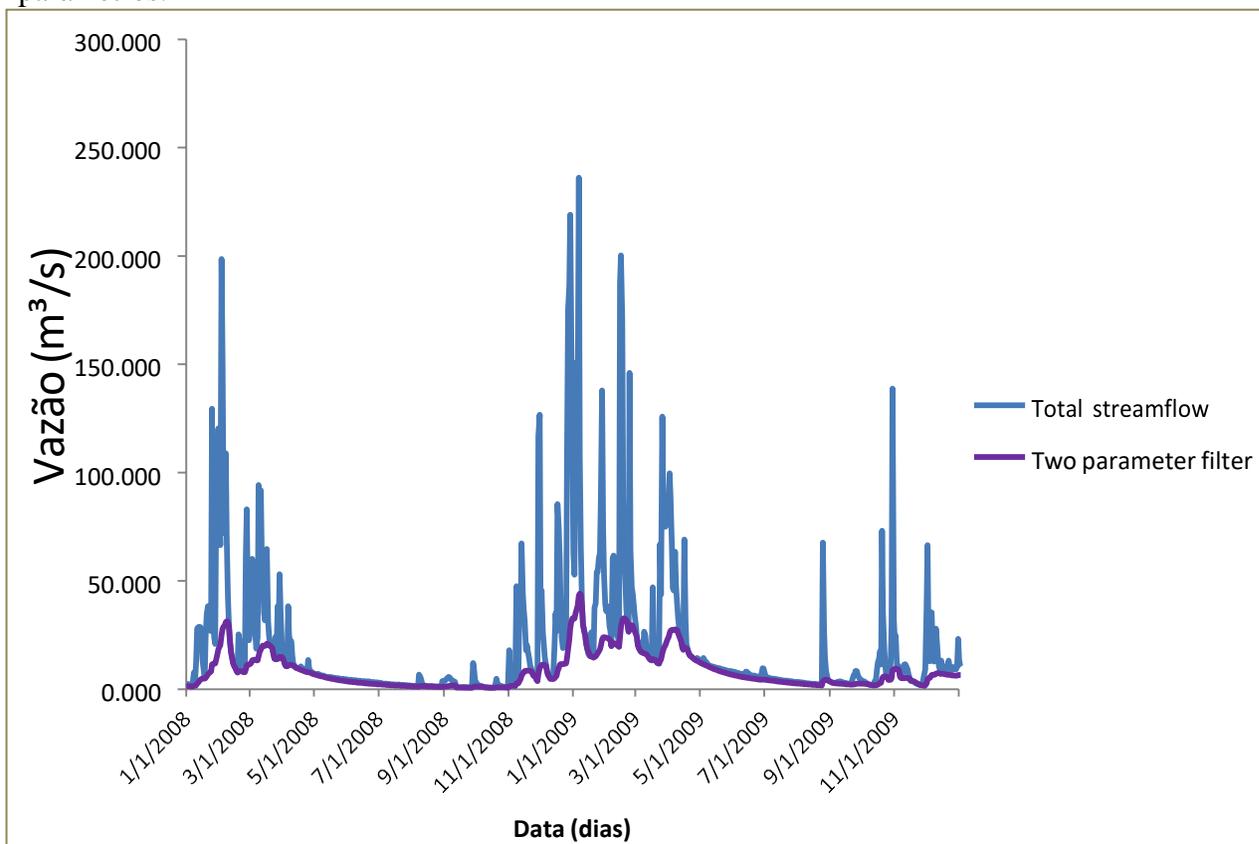
A separação do escoamento de base através do filtro digital de um parâmetro é apresentada na figura 7. O parâmetro relacionado a constante de recessão foi de 0,925. O valor médio de descarga subterrânea foi de 7,17 m³/s e o desvio padrão foi de 10,27 m³/s. Através deste método o escoamento de base representou cerca de 57% do escoamento total. O valor máximo de descarga foi de 87,332 m³/s e ocorreu no dia 10/01/2012. O valor mínimo foi de 0,279 m³/s e ocorreu no dia 26/09/2010, 16/10/2010, 17/10/2010, 23/10/2013, 29/10/2013 e 30/10/2013.

Figura 7 - Separação do escoamento subterrâneo pelo método do filtro digital de um parâmetro.



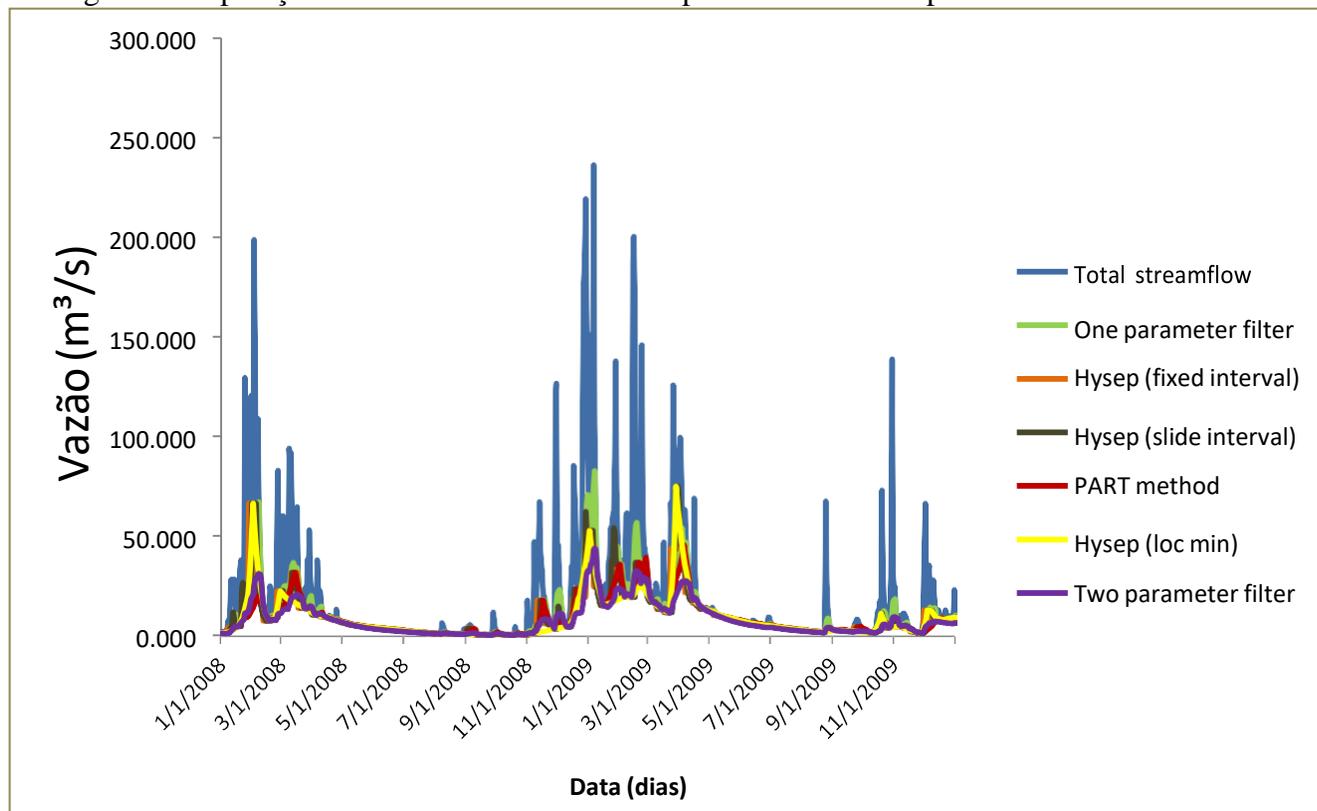
A separação do escoamento de base através do filtro digital de dois parâmetros é apresentada na figura 8. Os parâmetros BFI (Índice de Fluxo Básico) foi de 0,55 e a constante de recessão foi de 0,976. O valor médio de descarga subterrânea através deste método foi de $5,252 \text{ m}^3/\text{s}$ e o desvio padrão foi de $6,436 \text{ m}^3/\text{s}$. Através deste método o escoamento de base representou cerca de 42% do escoamento total. O valor máximo de descarga foi de $44,036 \text{ m}^3/\text{s}$ e ocorreu no dia 07/01/2012. O valor mínimo foi de $0,272 \text{ m}^3/\text{s}$ e ocorreu nos dias 17/10/2010 e 30/10/2013.

Figura 8 - Separação do escoamento subterrâneo pelo método do filtro digital de dois parâmetros.



A figura 9 demonstra a separação realizada por todos os métodos automáticos utilizados no trabalho em relação ao escoamento total para facilitar a comparação entre eles. Percebe-se que o método de separação do filtro de um parâmetro apresentou os maiores valores de descarga subterrânea e o método do filtro de dois parâmetros de Eckhardt apresentou os menores valores de descarga.

Figura 9 - Separação do escoamento subterrâneo por 6 métodos independentes.



Foi possível perceber que cada método utilizado de separação do escoamento de base gerou um valor médio distinto referente à recarga real de aquíferos, consequentemente cada valor apresentou uma diferença percentual distinta em relação à média anual de recarga calculada pelo modelo espacialmente explícito (Tabela 1).

Como os valores apresentaram uma variação relevante, o trabalho considerou como recomendável realizar a comparação de cada valor de recarga obtido pelos diferentes métodos automáticos.

Além disso, a média destes valores também foi utilizada para comparar e validar o modelo de recarga potencial espacialmente explícito apresentado no capítulo 2. O método do filtro de um parâmetro apresentou o maior valor de recarga (99,468 mm/ano) e a segunda maior diferença percentual com o resultado do modelo de recarga espacialmente distribuído, seguido pelo programa HYSEP com método de intervalo fixo (86,311 mm/ano). O filtro de dois parâmetros apresentou o menor valor de recarga (72,838 mm/ano) e a maior diferença percentual em relação ao resultado do modelo espacialmente distribuído.

Tabela 1 - Valores médios de recarga real de aquíferos para os métodos de separação de escoamento de base.

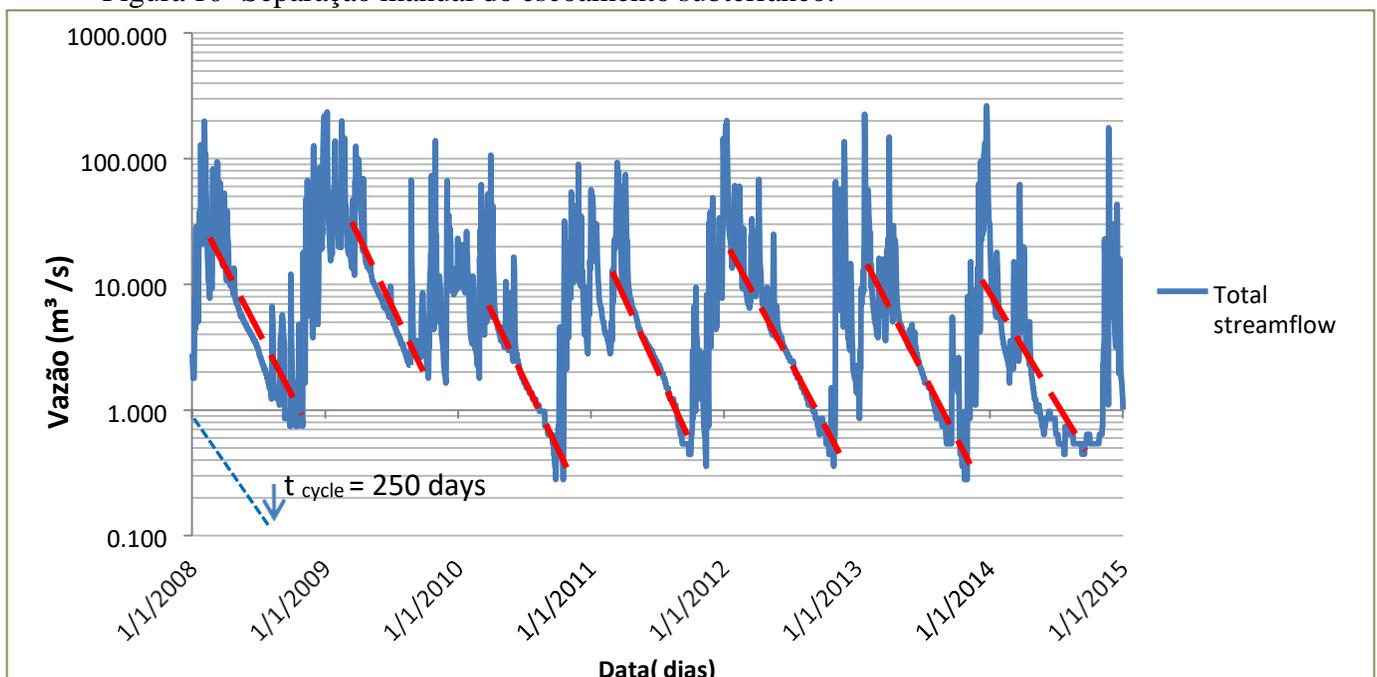
Período	Método	Recarga (mm/ano)	Escoamento de base /escoamento total	Diferença percentual
---------	--------	------------------	--------------------------------------	----------------------

2008 - 2014	PART	78,754	46%	10,04%
2008 - 2014	HySEP-Fixed	86,311	50%	0,404%
2008 - 2014	HySEP-LocMin	77,533	45%	11,771%
2008 - 2014	HySEP-Slide	85,895	50%	0,890%
2008 - 2014	Filtro de um parâmetro	99,468	57%	14,780%
2008 - 2014	Filtro de dois parâmetros	72,838	42%	18,977%
2008 - 2014	Média	83,467	49%	4%
2008 - 2014	Desvio padrão	9,39		
Modelo de recarga espacialmente distribuído			86,66 mm/ano	

Além dos valores de recarga gerados através dos métodos automáticos de separação do escoamento subterrâneo, o trabalho também realizou a separação manual desta componente e obteve outro valor de recarga, através da equação de Maillet.

A média anual de recarga estimada por este método também foi comparada com os demais resultados do trabalho. A figura 10 demonstra como foi feita a separação manual do escoamento de base, com os valores de vazão (m^3/s) sendo plotados em um gráfico com escala logarítmica na base de 0,1.

Figura 10- Separação manual do escoamento subterrâneo.



A tabela 2 demonstra que o ano de 2009 foi marcado pelo maior volume de recarga dentro da série temporal analisada (168,291 mm/ano), enquanto que o ano de 2014 apresentou o menor volume de recarga (24,631).

Tabela 2 - Recarga anual pelo método de separação manual.

Ano	Recarga (mm/ano)
2008	128,816
2009	168,291
2010	40,732
2011	45,17
2012	62,484
2013	54,524

2014	24,631
Média	74,95
Desvio padrão	52,878

O método RORA também apresentou valores distintos de recarga, em relação aos outros métodos utilizados neste trabalho. Utilizando um índice de recessão (K) de 14,030 (adimensional), o método RORA apresentou o ano de 2009 como o período em que ocorreu um maior volume de recarga (182,12 mm/ano) e o ano de 2014 apresentou o período com menor recarga (30,73 mm/ano), sendo que a média do período analisado foi de 91,513 mm/ano (Figura 11 e tabela 3).

Figura 11 – Valores anuais de recarga obtidos pelo método RORA (mm/ano).

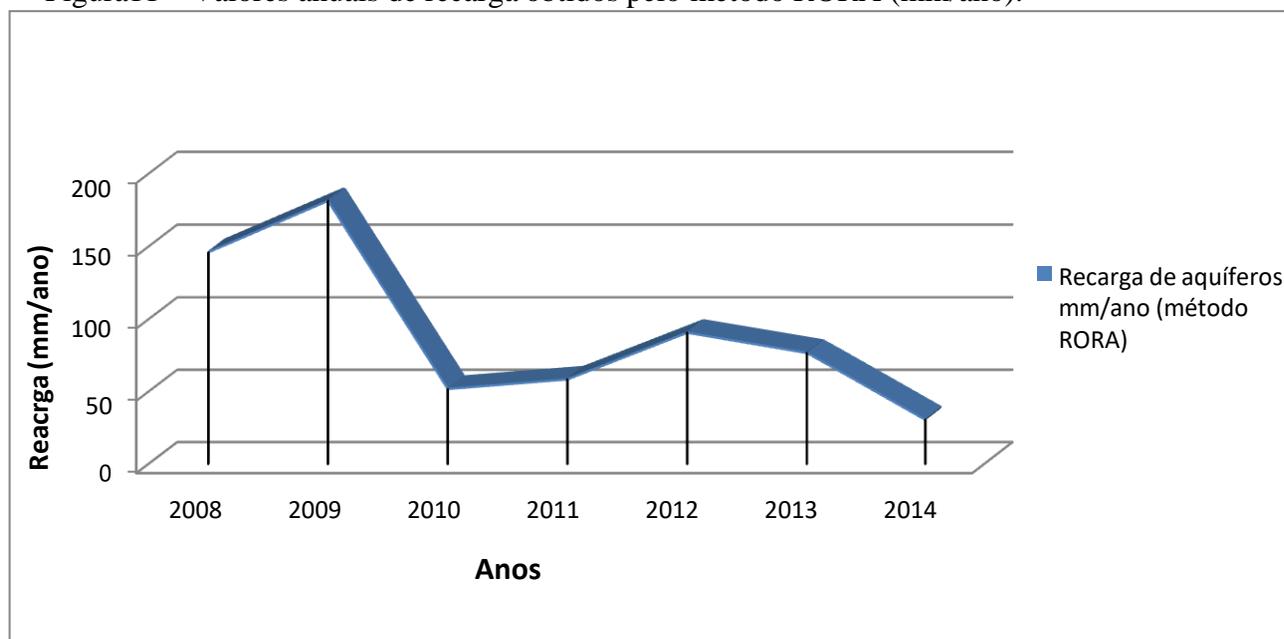
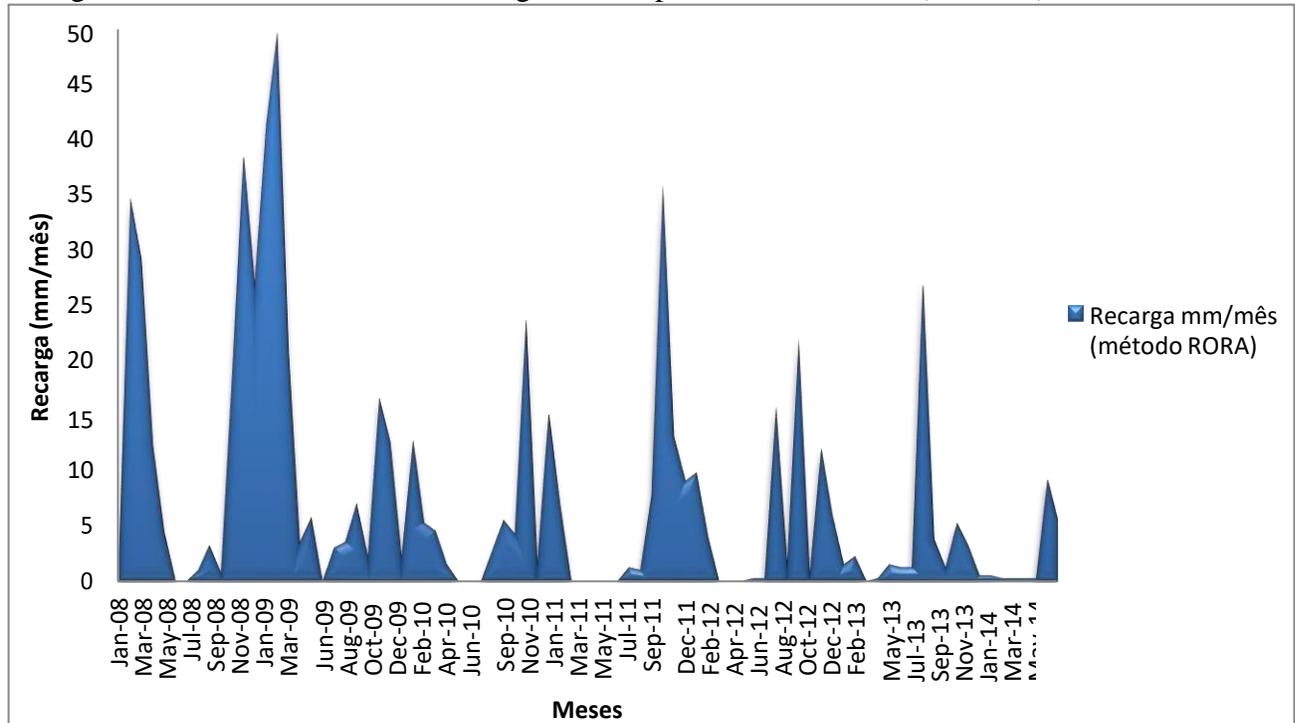


Tabela 3 - Valores anuais de recarga pelo método RORA.

Data	Recarga (mm/ano)
2008	147,32
2009	182,12
2010	52,07
2011	59,18
2012	91,69
2013	77,47
2014	30,73
Média	91,513
Desvio padrão	54,49

Em relação a recarga mensal, o método RORA demonstrou que o mês de março de 2009 possuiu o maior volume de recarga, seguido pelo mês de fevereiro do mesmo ano. Os menores valores de recarga ocorrem geralmente nos meses de abril até meados de outubro, que caracterizam o período de recessão da bacia do Rio Bicudo (Figura 12).

Figura 12 – Valores mensais de recarga obtidos pelo método RORA (mm/mês).



A comparação entre a média anual de recarga encontrada pelo modelo desenvolvido no capítulo 2, com as médias obtidas através dos métodos descritos neste capítulo são apresentados na tabela 4, junto com suas diferenças percentuais. Além das médias são apresentados na tabela 4 os desvios padrões de cada método analisado. Percebe-se que o método RORA e a média de recarga dos métodos de separação automáticos apresentaram resultados mais próximos ao encontrado pelo modelo espacialmente explícito.

Tabela 4 - Comparação entre os valores médios de recarga.

Método	Média de recarga anual (mm/ano)	Diferença média (mm/ano)	Diferença percentual
Modelo espacializado	86,66 ± 80,89	3,19	4%
Métodos de separação automáticos	83,47 ± 9,39		
Modelo espacializado	86,66 ± 80,89	4,853	6%
Método RORA	91,51 ± 54,49		
Modelo espacializado	86,66 ± 80,89	11,71	15,62%
Método manual de separação	74,95 ± 52,88		

4. Discussão

Devido à presença de falhas no período de monitoramento da estação fluviométrica posicionada na foz da bacia do rio Bicudo, foi necessário encontrar um período contínuo de monitoramento de vazões para poder aplicar os métodos citados acima. Desta forma, o período de 7 anos (2008 até 2014) foi selecionado. É válido elucidar que séries temporais maiores seriam mais adequadas para realizar os cálculos relacionados à recarga.

Ao analisar os resultados dos seis métodos de separação aplicados, pôde-se perceber que este processo apresentou características nas quais o formato do escoamento de base deve apresentar, segundo Nathan e McMahon (1990) [36]. Estas características devem ser: a recessão do escoamento de base continua após o pico do hidrograma total devido ao fluxo de saída de inicial do rio para reservatórios próximos, o escoamento de base deve apresentar seus picos após o pico do escoamento total, o hidrograma do escoamento de base

devem unir-se ao hidrograma do escoamento total nos períodos de recessão, ou seja, quando o escoamento superficial cessar [47].

Além disso, foi possível perceber que o filtro de Eckhardt de dois parâmetros apresentou o menor valor de recarga, comparado com os demais métodos automáticos. Isso acontece, pois o filtro de Eckhardt promove uma suavização em toda a série de dados de descarga subterrânea e desta forma os valores de recarga também foram menores.

Observa-se ainda que este método apresentou a maior diferença percentual em relação ao modelo de recarga espacialmente distribuído, se comparado aos outros métodos automáticos, demonstrando que a recarga na bacia pode apresentar uma considerável variabilidade, podendo assumir valores ainda menores que 86,66 mm/ano, como encontrado pelo modelo.

Para aplicar este método, utilizou-se para o parâmetro do Índice de Fluxo de Base (BFI_{max}) o valor de 0,55, baseado no que foi proposto por Collinshonn e Fan (2013) [48]. Estes autores aplicaram o filtro de 2 parâmetros em 15 rios perenes que drenam uma ampla gama de tipos de aquíferos porosos e fraturados no sul e centro do Brasil. A partir disso, os autores estimaram intervalos de valores para adoção do BFI_{max} , sendo que valores entre 0,25 a 0,51 são associados aos aquíferos fraturados e 0,52 a 0,95 para os aquíferos porosos.

Contudo, esses valores são apenas sugestões, que podem variar para diferentes bacias hidrográficas, de acordo com as características geológicas, hidrogeológicas, fisiográficas, climáticas, pedológicas, uso e ocupação do solo, dentre outros fatores. Desta forma, estes valores devem ser baseados no conhecimento prévio da bacia estudada e por meio de repetitivos testes. Como a área da bacia do Rio Bicudo é predominante ocupada por aquíferos do tipo fraturado e com a presença pontual de aquíferos porosos, o trabalho utilizou o valor de BFI_{max} de 0,55, o que corresponderia a 55% do escoamento total sendo marcado pela descarga subterrânea.

Em relação ao valor anual médio de precipitação encontrado para a bacia no capítulo 2 (1.383,565 mm/ano) este método apresentou uma proporção de recarga de 5,26%, demonstrando um baixo valor de recarga proporcional aos eventos de precipitação.

Os métodos HySEP-Intervalo fixo (IF) e HySEP-Intervalo Móvel (IM) apresentaram valores semelhantes, ficando apenas abaixo do valor de recarga encontrado pelo filtro de um parâmetro. Estes dois métodos apresentaram as menores diferenças percentuais em relação ao modelo de recarga espacialmente distribuído, demonstrando o bom ajuste do modelo a realidade da bacia. No entanto, percebe-se que apesar de as diferenças percentuais terem sido menores, os valores de recarga são ainda consideravelmente maiores que a recarga média anual encontrada pelo método do filtro de dois parâmetros, fato que releva ainda mais o caráter variável dos valores de recarga e demonstra que podem estar acima do valor obtido através do filtro de Eckhardt de dois parâmetros.

Em relação à proporção recarga e precipitação, o método HySEP (IF) apresentou que 6,24% do volume de água precipitado configura-se em recarga e o HySEP (IM) apresentou um valor de 6,21%.

O método PART e o método HySEP-Mínimo Local (ML) apresentaram valores semelhantes e foram maiores apenas que o filtro de dois parâmetros. O percentual em

relação à precipitação para a bacia foi de 5,69 % para o método PART e 5,60% para método HySEP (ML).

Risser et al. (2009) [49] ao aplicarem estes métodos em bacias de rochas fraturadas no leste dos Estados Unidos, também identificaram o mesmo comportamento quanto à ordem de grandeza entre as metodologias e a semelhança estatística entre HySEP (IF) e HySEP (IM). No entanto, alguns estudos encontraram valores mais altos para o método PART, em contraste com o presente estudo, em que o método PART apresentou valores semelhantes aos encontrados pelo método HySEP (ML), que geralmente apresenta valores mais baixos.

Já o filtro de um parâmetro apresentou o maior valor de recarga dentre os demais métodos automáticos de separação utilizados no trabalho. Isso pode ser explicado, devido ao fato de que este método utiliza apenas um filtro para realização de seus cálculos e quanto maior o número de filtros, menor tendem a ser os valores de descarga subterrânea e consequentemente de recarga.

De acordo com o Nathan e McMahon (1990) [36] e Arnold et al. (1995) [37], o parâmetro α utilizado neste filtro deve variar entre 0,90 e 0,95, sendo que o valor ótimo deste parâmetro é 0,925. Após repetitivos testes, o trabalho definiu que o valor de 0,925 apresentou os valores mais adequados para este parâmetro. Em relação a precipitação, este método apresentou uma proporção de recarga de 7,19%.

O comportamento mensal é semelhante entre os métodos, com as maiores taxas de recarga indo de março até meados de outubro, enquanto que do mês de abril até o fim de setembro os valores de recarga assumem volumes menores. Os dados demonstram que durante os períodos chuvosos o volume de água que recarrega o sistema aquífero na bacia tende a ser maior, mesmo que nestes mesmos períodos possa haver a ocorrência de maiores taxas de evapotranspiração, devido a maiores temperaturas.

A comparação entre os dados mensais e anuais demonstra uma tendência a ocorrer variações nos volumes de recarga tanto intra-anuais como também interanuais. Essas variações indicam que a recarga dos aquíferos pode apresentar elevada variabilidade associada a períodos mais secos e outros períodos mais chuvosos.

Além da comparação do valor médio anual de recarga encontrado pelo modelo espacialmente distribuído com os resultados de cada um dos seis métodos automáticos de separação, a média dos mesmos também foi utilizada para ser comparada com o resultado do modelo. De acordo com os resultados, a diferença percentual entre a média dos seis métodos automáticos e a média anual de recarga do modelo proposto pelo trabalho foi de 4%, o que indica um bom ajuste do modelo à realidade de campo.

O valor de recarga encontrado através da média destes métodos apresenta uma proporção de 6% de recarga em relação à precipitação média adotada pelo trabalho. O modelo espacialmente distribuído encontrou a mesma proporção entre recarga e precipitação (6%), indicando o baixo potencial de recarga para a bacia.

Outra forma utilizada para comparar o resultado encontrado pelo modelo discutido no capítulo 2 foi através da separação manual do escoamento subterrâneo, com posterior cálculo de recarga anual através do método de Barnes (1939) [43], que por sua vez é

baseado na fórmula de Maillet. Através da análise dos resultados foi possível perceber uma diferença percentual de 15,62% entre os resultados do método manual e do modelo.

É interessante também observar que a diferença entre o valor médio de recarga encontrado pelo método manual e pela média dos métodos automáticos foi de 11%. Os métodos do filtro de dois parâmetros, HySEP (ML) e PART apresentaram maiores similaridades com a separação manual e aplicação da fórmula de Maillet.

Contudo, deve-se destacar que o desvio padrão dos valores de recarga obtidos pelo método manual para o período analisado (2008-2014) foi de + ou - 52,87 milímetros por ano. Esta característica evidencia o alto grau de subjetividade do método manual, em que a escolha dos períodos de recessão e das vazões de recessão inicial e final podem variar muito de acordo com o aplicador, e, portanto pode ser que outros resultados mais próximos ao obtido pelo modelo possam ser encontrados. Além disso, em relação à proporção recarga/precipitação foi encontrado um valor de 5%, indicando uma recarga ainda menor que os métodos automáticos.

Não obstante, o método automático RORA foi utilizado para estimar a recarga e também ser comparado com o resultado médio anual de recarga do modelo desenvolvido. Nesse sentido, foi possível perceber que o método RORA apresentou o maior valor de recarga média anual para a área estudada, sendo de 91, mm/ano, o que resultou em uma diferença percentual de 6% entre o resultado médio anual de recarga encontrado pelo modelo distribuído espacialmente e uma diferença de 10% entre o valor de recarga médio obtido através dos seis métodos de separação automáticos. Em relação ao valor médio de recarga anual encontrado pelo método manual e aplicação da equação de Maillet, a diferença entre o método RORA foi de 22%. Já a proporção recarga/precipitação foi de 7% para o método RORA, comportamento semelhante aos métodos de separação automáticos e ao modelo espacialmente distribuído.

Para utilizar o método RORA é necessário antes estimar um valor para o parâmetro relacionado a constante de recessão (K), que é diretamente proporcional ao valor de recarga encontrado pelo método RORA. Para estimar o valor da constante de recessão, o trabalho utilizou o programa RECESS, que estima um valor para K , assim como realiza a construção da curva mestra de recessão. Para estes métodos, o K está relacionado a inclinação da curva de recessão, que por sua vez indica as condições geológicas e hidrogeológicas do sistema aquífero, como sua capacidade de armazenamento e parâmetros hidráulicos como a condutividade hidráulica e a transmissividade.

No entanto, é válido esclarecer que a constante de recessão (K) e o coeficiente de recessão (α), utilizado na fórmula de Maillet, representam parâmetros diferentes e inversamente proporcionais, pois quanto maior o K , menor será o α e consequentemente maior a recarga. Desta forma, a constante de recessão está ligada a uma medida de tempo, no qual a descarga subterrânea irá retroceder em um ciclo logarítmico, que representa o tempo em que a curva de recessão tende a apresentar linearidade ou semi linearidade em um hidrograma plotado em escala logarítmica. O intervalo de tempo para que esta linearidade ocorra é o período crítico que é expresso em dias. Por isso, quanto maior o K ,

menos declivosa será a curva de recessão extrapolada para encontrar o tempo crítico, que também será maior e desta forma menor será o coeficiente de recessão.

O α , por sua vez está ligado ao período de recessão para a bacia hidrográfica, que é representado por um valor adimensional e também está ligado a declividade da curva de recessão, sendo que quanto mais declivosa for a curva, maior será o coeficiente de recessão e menor a recarga.

Além disso, os valores mensais de recarga estimados por este método (RORA) demonstram semelhança com os demais métodos de separação utilizados, tanto o manual, quanto os automáticos. Apesar de haverem variações nos valores entre estes métodos, todos demonstram o caráter de variabilidade sazonal da recarga, sendo que para a bacia do Rio Bicudo, tende a ocorrer nos meses de março até outubro. Esta sazonalidade da recarga do aquífero pode variar devido a diversos fatores como o clima, condições antecedentes de umidade do solo, propriedades hidráulicas do solo e do sistema aquífero e profundidade do lençol freático [50,51].

Ademais, ao analisar os resultados de recarga pelos diferentes métodos foi possível perceber que os valores apresentaram baixas proporções entre recarga e precipitação, o que pode ser explicado pelo alto grau de degradação da bacia estudada. As elevadas proporções de áreas ocupadas por pastagens e solos expostos podem contribuir para o aumento do escoamento superficial e para diminuição das taxas de infiltração, o que traria efeitos negativos ao potencial de recarga.

Além disso, a área possui extensas áreas ocupadas por Cambissolos Háplicos e Neossolos Regolíticos, que geralmente possuem estruturas mal desenvolvidas e não favorecem o processo de recarga de aquíferos na região [52,53].

Não obstante, a área é marcada pela prevalência de aquíferos fraturados, onde geralmente o volume recarregado de água tende a ser menor do que em locais marcados pela presença de aquíferos porosos. Nos aquíferos fraturados a recarga em escala regional é diretamente condicionada pelo mergulho das principais estruturas permeáveis, pelas propriedades das fraturas (comprimento, abertura, interconectividade, preenchimento) e pela organização das fraturas. A característica anisotrópica destes sistemas também pode influenciar o processo de recarga, já que quanto menor for a presença de falhas, menores serão os caminhos preferenciais que a água poderá seguir e menor tenderá a ser a recarga [54]. As proporções entre recarga e precipitação encontradas no trabalho apresentam valores concordantes com outros trabalhos que avaliaram a recarga em área de aquíferos fraturados e encontraram proporções recarga/precipitação variando entre 4 até 20% [55– 60].

5. Conclusão

Observou-se uma variação considerável entre os valores de recarga obtidos pelos 6 métodos automáticos de separação do escoamento subterrâneo. Devido a isso, os valores de recarga encontrados pelos distintos métodos foram comparados, um a um, com o valor de recarga médio encontrado pelo modelo do capítulo 2.

Devido à similaridade entre os valores de recarga obtidos pelos diferentes métodos citados neste capítulo com o valor médio anual de recarga encontrado pelo modelo de recarga espacialmente explícito (capítulo 2), o trabalho demonstra o bom ajuste do modelo com a realidade de campo e considera o mesmo como apto a representar o processo de recarga com acurácia satisfatória.

Desta forma, após a validação do estudo, considera-se que o mesmo pode ser utilizado como uma ferramenta para a gestão dos recursos hídricos na bacia do rio Bicudo, pois as áreas preferencias de recarga podem ser identificadas com sucesso. Além disso, o trabalho releva a importância da aplicação e adoção de políticas públicas e ações conservacionistas para estas áreas, com intuito de otimizar a rede de monitoramento e promover melhorias no processo de recarga natural dos sistemas aquíferos na bacia.

Ademais, este trabalho forneceu subsídios para estudos futuros que busquem métodos para a estimação da recarga de aquíferos em bacias hidrográficas, seja por meio da separação do escoamento subterrâneo, de forma automática ou manual, como também por métodos automáticos diretos.

6. Referências

1. Kundzewicz, Z.W.; Döll, P. Will groundwater ease freshwater stress under climate change? *Hydrol. Sci. J.* **2009**, doi:10.1623/hysj.54.4.665.
2. Foster, S.S.D.; Chilton, P.J. Groundwater: The processes and global significance of aquifer degradation. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 2003.
3. Duffy, C.J. Elements of Physical Hydrogeology. *Eos, Transactions American Geophysical Union.* **2000**. doi: 10.1029/00eo00022.
4. Lima dos Santos, C.; Girão da Silva, O.; de Oliveira Vital, S.R.; Suassuna de Albuquerque Wanderley, L. Análise da Suscetibilidade à Ocorrência de Enchentes e Inundações na Bacia do Rio Jaguaribe - João Pessoa/PB. *Rev. Bras. Geogr. Física* **2018**, doi:10.26848/rbgf.v11.5.p1876-1888.
5. McDonnell, J.J. Are all runoff processes the same? *Hydrol. Process.* 2013.
6. Horton, R.E. The Rôle of infiltration in the hydrologic cycle. *Eos, Trans. Am. Geophys. Union* **1933**, doi:10.1029/TR014i001p00446.
7. Saraf, A.K.; Choudhury, P.R.; Roy, B.; Sarma, B.; Vijay, S.; Choudhury, S. GIS based surface hydrological modelling in identification of groundwater recharge zones. *Int. J. Remote Sens.* **2004**, doi:10.1080/0143116042000274096.
8. Dawoud, M.A.; Darwish, M.M.; El-Kady, M.M. GIS-based groundwater management model for Western Nile Delta. *Water Resour. Manag.* **2005**, doi:10.1007/s11269-005-5603-z.
9. Nimmo, J.R.; Schmidt, K.M.; Perkins, K.S.; Stock, J.D. Rapid Measurement of Field-Saturated Hydraulic Conductivity for Areal Characterization. *Vadose Zo. J.* **2009**, doi:10.2136/vzj2007.0159.
10. Tallaksen, L.M. A review of baseflow recession analysis. *J. Hydrol.* **1995**, doi:10.1016/0022-1694(94)02540-R.
11. Brodie, R.S.; Hostetler, S. A review of techniques for analysing baseflow from

- stream hydrographs. In Proceedings of the Where Waters Meet Conference; 2005.
12. Meixner, T. The Handbook of Groundwater Engineering. *Vadose Zo. J.* **2008**, doi:10.2136/vzj2008.0079br.
 13. Tucci, C.E.M. *Hidrologia: Ciência e Aplicação*; 2004; ISBN 9788570259240.
 14. Hancock, P.J.; Boulton, A.J.; Humphreys, W.F. Aquifers and hyporheic zones: Towards an ecological understanding of groundwater. *Hydrogeol. J.* 2005.
 15. Brodie, R.S.; Hostetler, S.; Slatter, E. Comparison of daily percentiles of streamflow and rainfall to investigate stream-aquifer connectivity. *J. Hydrol.* **2008**, doi:10.1016/j.jhydrol.2007.10.056.
 16. Gupta, S.K. *Modern Hydrology and Sustainable Water Development*; 2010; ISBN 9781405171243.
 17. Huang, J.; Pavlic, G.; Rivera, A.; Palombi, D.; Smerdon, B. Mapping groundwater storage variations with GRACE: a case study in Alberta, Canada. *Hydrogeol. J.* **2016**, doi:10.1007/s10040-016-1412-0.
 18. Zhang, J.; Song, J.; Cheng, L.; Zheng, H.; Wang, Y.; Huai, B.; Sun, W.; Qi, S.; Zhao, P.; Wang, Y.; et al. Baseflow estimation for catchments in the Loess Plateau, China. *J. Environ. Manage.* **2019**, doi:10.1016/j.jenvman.2018.12.040.
 19. Llamas, M.R.; Custodio, E. Intensive use of groundwater: a new situation which demands proactive action. *Intensive use Groundw. Challenges Oppor.* **2003**.
 20. Mattiuzi, C.D.P.; Kirchheim, R.; Collischonn, W.; Fan, F.M. Estimativa de recarga subterrânea a partir da Separação de escoamento de base na bacia hidrográfica do Rio Ibicuí (América do Sul). *Águas Subterrâneas* **2016**, doi:10.14295/ras.v29i3.28487.
 21. Peixoto, F.D.S.; Cavalcante, I.N.; Silveira, R.N.C.M.; De Araújo, K.V. Estimativa de recargas hídricas subterrâneas potenciais voluntárias e involuntárias em áreas urbanas. *Águas Subterrâneas* **2017**, doi:10.14295/ras.v31i1.28621.
 22. Wittenberg, H.; Sivapalan, M. Watershed groundwater balance estimation using streamflow recession analysis and baseflow separation. *J. Hydrol.* **1999**, doi:10.1016/S0022-1694(99)00040-2.
 23. Arnold, J.G.; Allen, P.M. Automated methods for estimating baseflow and ground water recharge from streamflow records. *J. Am. Water Resour. Assoc.* **1999**, doi:10.1111/j.1752-1688.1999.tb03599.x.
 24. Eckhardt, K. How to construct recursive digital filters for baseflow separation. *Hydrol. Process.* **2005**, doi:10.1002/hyp.5675.
 25. Scanlon, B.R. *Estimating groundwater recharge*; 2011; ISBN 9780511780745.
 26. Beck, H.E.; Van Dijk, A.I.J.M.; Miralles, D.G.; De Jeu, R.A.M.; Bruijnzeel, L.A.; McVicar, T.R.; Schellekens, J. Global patterns in base flow index and recession based on streamflow observations from 3394 catchments. *Water Resour. Res.* **2013**, doi:10.1002/2013WR013918.
 27. Bortolin, T.A.; Roehe Reginato, P.A.; Presotto, M.A.; Schneider, V.E. Estimativas de recarga aquífera com uso de filtros digitais em sub-bacias hidrográficas do Sistema Aquífero Serra Geral no estado do Rio Grande do Sul. *Sci. cum Ind.* **2018**
Doi :10.18226/23185279.v6iss2p21.
 28. Sloto, R. a.; Crouse, M.Y. Hysep: a computer program for streamflow hydrograph separation and analysis. *U.S. Geol. Surv. Water-Resources Investig. Rep.* 96-4040

1996.

29. Kyoung, J.L.; Engel, B.A.; Tang, Z.; Choi, J.; Kim, K.S.; Muthukrishnan, S.; Tripathy, D. Automated Web GIS based hydrograph analysis tool, WHAT. *J. Am. Water Resour. Assoc.* **2005**, doi:10.1111/j.1752-1688.2005.tb03808.x.
30. Rorabaugh, M. Estimating changes in bank storage and ground-water contribution to streamflow. *Int. Assoc. Sci. ...* 1964.
31. Rutledge, A.T. Computer programs for describing the recession of ground-water discharge and for estimating mean ground-water recharge and discharge from streamflow records-Update. *U.S. Geol. Surv. Water-Resources Investig. Rep.* **1998**.
32. Gonzales, A.L.; Nonner, J.; Heijkers, J.; Uhlenbrook, S. Comparison of different base flow separation methods in a lowland catchment. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **2009**, doi:10.5194/hess-13-2055-2009.
33. Pettyjohn, W.A.; Henning, R.J. Preliminary estimate of regional effective ground-water recharge rates, related streamflow and water quality in Ohio. **1979**.
34. Rutledge, A.T.; Daniel, C.C. Testing an Automated Method to Estimate Ground-Water Recharge from Streamflow Records. *Groundwater* **1994**, doi:10.1111/j.1745-6584.1994.tb00632.x.
35. Nathan, R.J.; McMahon, T.A. Evaluation of automated techniques for base flow and recession analyses. *Water Resour. Res.* **1990**, doi:10.1029/WR026i007p01465.
36. Arnold, J.G.; Allen, P.M.; Muttiah, R.; Bernhardt, G. Automated Base Flow Separation and Recession Analysis Techniques. *Groundwater* **1995**, doi:10.1111/j.1745-6584.1995.tb00046.x.
37. Chapman, T. A comparison of algorithms for stream flow recession and baseflow separation. *Hydrol. Process.* **1999**, doi:10.1002/(SICI)1099-1085(19990415)13:5<701::AID-HYP774>3.0.CO;2-2.
38. Domenico, P.A.; Schwartz, F.W. Physical and chemical hydrogeology. *Phys. Chem. Hydrogeol.* **1990**.
39. Lyne, V.D.; Hollick, M. Stochastic time-variable rainfall-runoff modelling. In Proceedings of the In Institute of Engineers Australia National Conference; 1979.
40. Pacheco, F.A.L.; Van der Weijden, C.H. Integrating topography, hydrology and rock structure in weathering rate models of spring watersheds. *J. Hydrol.* **2012**, doi:10.1016/j.jhydrol.2012.01.019.
41. Santos, R.M.B.; Sanches Fernandes, L.F.; Moura, J.P.; Pereira, M.G.; Pacheco, F.A.L. The impact of climate change, human interference, scale and modeling uncertainties on the estimation of aquifer properties and river flow components. *J. Hydrol.* **2014**, doi:10.1016/j.jhydrol.2014.09.001.
42. Barnes, B.S. The structure of discharge-recession curves. *Eos, Trans. Am. Geophys.*

- Union* **1939**, doi:10.1029/TR020i004p00721.
43. Dewandel, B.; Lachassagne, P.; Bakalowicz, M.; Weng, P.; Al-Malki, A. Evaluation of aquifer thickness by analysing recession hydrographs. Application to the Oman ophiolite hard-rock aquifer. *J. Hydrol.* **2003**, doi:10.1016/S0022-1694(02)00418-3.
 44. Kovács, A.; Perrochet, P.; Király, L.; Jeannin, P.Y. A quantitative method for the characterisation of karst aquifers based on spring hydrograph analysis. *J. Hydrol.* **2005**, doi:10.1016/j.jhydrol.2004.08.023.
 45. Chen, W.P.; Lee, C.H. Estimating ground-water recharge from streamflow records. *Environ. Geol.* **2003**, doi:10.1007/s00254-002-0753-2.
 46. Lin, K.; Guo, S.; Zhang, W.; Liu, P. A new baseflow separation method based on analytical solutions of the Horton infiltration capacity curve. *Hydrol. Process.* **2007**, doi:10.1002/hyp.6357.
 47. Collischonn, W.; Fan, F.M. Defining parameters for Eckhardt's digital baseflow filter. *Hydrol. Process.* **2013**, doi:10.1002/hyp.9391.
 48. Risser, D.W.; Gburek, W.J.; Folmar, G.J. Comparison of recharge estimates at a small watershed in east-central Pennsylvania, USA. *Hydrogeol. J.* **2009**, doi:10.1007/s10040-008-0406-y.
 49. Galvão, P.; Hirata, R.; Conicelli, B. Estimating groundwater recharge using GIS-based distributed water balance model in an environmental protection area in the city of Sete Lagoas (MG), Brazil. *Environ. Earth Sci.* **2018**, doi:10.1007/s12665-018-7579-z.
 50. Hirata, R.; Kirchheim, R.E.; Manganelli, A. Diplomatic Advances and Setbacks of the Guarani Aquifer System in South America. *Environ. Sci. Policy* **2020**, doi:10.1016/j.envsci.2020.07.020.
 51. da Costa, A.M.; de Salis, H.H.C.; Viana, J.H.M.; Pacheco, F.A.L. Groundwater recharge potential for sustainable water use in urban areas of the Jequitiba River Basin, Brazil. *Sustain.* **2019**, doi:10.3390/su11102955.
 52. Tenenwurcel, M.A.; de Moura, M.S.; da Costa, A.M.; Mota, P.K.; Viana, J.H.M.; Fernandes, L.F.S.; Pacheco, F.A.L. An improved model for the evaluation of groundwater recharge based on the concept of conservative use potential: A study in the river Pandeiros Watershed, Minas Gerais, Brazil. *Water (Switzerland)* **2020**, doi:10.3390/w12041001.
 53. Jiménez-Martínez, J.; Longuevergne, L.; Le Borgne, T.; Davy, P.; Russian, A.; Bour, O. Temporal and spatial scaling of hydraulic response to recharge in fractured aquifers: Insights from a frequency domain analysis. *Water Resour. Res.* **2013**, doi:10.1002/wrcr.20260.
 54. Sharda, V.N.; Kurothe, R.S.; Sena, D.R.; Pande, V.C.; Tiwari, S.P. Estimation of groundwater recharge from water storage structures in a semi-arid climate of India. *J. Hydrol.* **2006**, doi:10.1016/j.jhydrol.2006.02.015.
 55. Coelho, V.; Almeida, C.; Silans, A. Análise da Flutuação do Nível D' água para Estimativa da Recarga Subterrânea da Bacia Representativa do Rio Gramame no Nordeste Brasileiro. *Rev. Bras. Recur. Hídricos* **2012**,

doi:10.21168/rbrh.v17n2.p241-252.

56. Ribeiro, J.P.M.; Velásquez, L.N.M.; Carvalho Filho, C.A. de; Fleming, P.M. Análise da Recarga no Sistema Aquífero Granular e Fissural na Área do Campus Pampulha da Universidade Federal de Minas Gerais. *Geonomos* **2014**, doi:10.18285/geonomos.v22i2.315.
57. Cai, Z.; Ofterdinger, U. Analysis of groundwater-level response to rainfall and estimation of annual recharge in fractured hard rock aquifers, NW Ireland. *J. Hydrol.* **2016**, doi:10.1016/j.jhydrol.2016.01.066.
58. Hornero, J.; Manzano, M.; Ortega, L.; Custodio, E. Integrating soil water and tracer balances, numerical modelling and GIS tools to estimate regional groundwater recharge: Application to the Alcaozo Aquifer System (SE Spain). *Sci. Total Environ.* **2016**, doi:10.1016/j.scitotenv.2016.06.011.
59. Manna, F.; Walton, K.M.; Cherry, J.A.; Parker, B.L. Mechanisms of recharge in a fractured porous rock aquifer in a semi-arid region. *J. Hydrol.* **2017**, doi:10.1016/j.jhydrol.2017.10.060.

Conclusão geral

O modelo de recarga potencial de aquíferos na bacia hidrográfica do Rio Bicudo mostrou-se adequado, mesmo com as incertezas inerentes aos modelos de recarga hídrica.

A inclusão do fator geológico, assim como de dados de condutividade hidráulica coletados em campo, permitiu aprimoramento ao modelo proposto, garantindo maior confiabilidade ao modelo.

A validação do modelo demonstrou um bom ajuste entre o modelo desenvolvido e a realidade de campo.

O uso de geotecnologias para obtenção de dados, processamento e análises do modelo gerado, mostrou-se fundamental para embasar as orientações de planejamento territorial e gestão sustentável dos recursos hídricos na bacia do Rio Bicudo.

Os resultados deste estudo permitem a sua utilização como uma ferramenta para a gestão dos recursos hídricos na bacia do rio Bicudo, pois as áreas preferenciais de recarga podem ser identificadas com sucesso. Além disso, o trabalho releva a importância da aplicação e adoção de políticas públicas e ações conservacionistas para estas áreas, com intuito de otimizar a rede de monitoramento e promover melhorias no processo de recarga natural dos sistemas aquíferos na bacia.

Neste sentido, alguns exemplos de ações viáveis que poderiam favorecer a recarga de aquíferos na bacia do Rio Bicudo poderiam ser: o ajuste dos métodos de irrigação, a adoção de práticas de preservação dos solos para melhorar a infiltração da água, o armazenamento sazonal da água superficial em áreas de baixo potencial de recarga, a perfuração e cadastramento de novos poços e estações fluviométricas na área, assim como a preservação da vegetação florestal.

Ademais, este trabalho forneceu subsídios para estudos futuros que busquem métodos para a estimação da recarga de aquíferos em bacias hidrográficas, seja por meio da separação do escoamento subterrâneo, de forma automática ou manual, como também por métodos automáticos diretos.

ANEXOS

A seguir são apresentados os anexos deste trabalho, que são:

1. Anexo A - matriz de confusão, que apresenta os resultados da avaliação da acurácia dos processos de classificação utilizado para gerar o mapa de uso e ocupação da bacia hidrográfica do Rio Bicudo;
2. Anexo B – resultados da identificação das áreas mais representativas da bacia hidrográfica do Rio Bicudo;
3. Anexo C – resultados dos testes de condutividade hidráulica saturada das amostras coletadas em campo, através do método de permeâmetro de carga constante.

ANEXO A – Matriz de confusão

Classes de uso	Área cultivada	Área urbana	Formação rochosa	Campo sujo	Cerradão	Silvicultura	Solo exposto	Pastagem	Corpo hídrico	Malha viária	Mata ciliar	Mata de galeria	Soma	User accuracy
Área cultivada	181	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	193	93.78
Área urbana	0	183	0	0	0	0	7	0	0	10	0	0	200	91.50
Formação rochosa	0	0	187	5	0	0	0	0	0	0	0	0	192	97.40
Campo sujo	0	0	3	198	24	0	0	8	0	0	0	0	233	84.98
Cerradão	0	0	0	16	199	3	0	0	0	0	7	5	230	86.52
Silvicultura	0	0	0	0	4	184	0	0	0	0	7	10	205	89.76
Solo exposto	0	7	0	0	0	0	190	0	0	7	0	0	204	93.14
Pastagem	0	0	0	12	0	0	0	191	0	0	0	0	203	94.09
Corpo hídrico	0	3	0	0	0	0	0	0	180	0	0	0	183	98.36
Malha viária	0	6	0	0	0	0	9	0	0	183	0	0	198	92.42

Mata ciliar	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	193	11	210	91.90
Mata de galeria	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	14	197	215	91.63
Soma	181	199	190	231	237	187	206	211	180	200	221	223	2466		
Producer accuracy	100	91.96	98.42	85.71	83.97	98.40	92.23	90.52	100.00	91.50	87.33	88.34			
Overall accuracy	2.266	91,89%													

Cálculo Kappa

Diagonal	2.266
Total (n)	2.466
Total de classes	12
Soma dos produtos	509.633
Kappa value	91,15 %

Anexo B - Resultados da identificação das áreas mais representativas da bacia hidrográfica do Rio Bicudo

Litologia	Solos	Uso/Ocupa	%	Área (Km2)	Área (ha)	Nº polígonos
Ndl	LVd3	Pastagem	11.177	254.506	25,450.60	1424
Ndl	CXbd21	Campo sujo	7.039	160.404	16,040.40	2924
NP3sd	LVd3	Pastagem	4.673	106.356	10,635.60	1732
Ndl	CXbe4	Campo sujo	4.258	96.964	9,696.35	1659
NP3tm	CXbd12	Campo sujo	3.732	85.017	8,501.71	2199
Ndl	CXbe4	Pastagem	3.507	79.884	7,988.37	804
Ndl	LVd3	Malha viaria	3.312	75.171	7,517.12	3942
Ndl	LVd3	Silvicultura	3.005	68.410	6,840.96	195
Ndl	LVd3	Mata de galeria	2.704	61.572	6,157.16	777
NP3tm	CXbd18	Campo sujo	2.451	55.872	5,587.23	776
NP3tm/ NP3sd	RLd3/CXbd21	Solo exposto/pastagem/campo sujo	2.257	51.229	5,122.91	2496
Ndl/NP3sd	LVA1/LVd3	Campo sujo	2.186	49.716	4,971.56	1506
Ndl	RLd3/LVA7	Pastagem	2.085	47.481	4,748.12	330
N34ec	LVA12	Campo sujo	1.994	45.422	4,542.24	613
NP3sd/Ndl/	LVd3	Pastagem/campo sujo	1.856	42.241	4,224.08	989
N34ec	CXbd12	Malha viaria	1.783	40.567	4,056.66	909
NP3sd/Ndl	CXbe4/CXbd18	Mata de galeria	1.771	40.349	4,034.86	840
NP3tm	RLd3	Mata de galeria	1.767	40.205	4,020.54	1301
Ndl	CXbe4	Cerrado	1.691	38.362	3,836.20	3021
Ndl	LVd3	Malha viária	1.662	37.610	3,761	3658
N34ec	LVA12	Silvicultura	1.440	32.774	3,277.42	56
Ndl	LVA7	Pastagem	1.328	30.238	3,023.76	161
NP3sd	CXbd18	Solo exposto/ pastagem	1.200	27.227	2,722.73	1880
NP3tm	RLd3	Cerrado	1.110	25.172	2,517.23	433

NP3sd	LVd3	Mata de galeria	1.106	25.039	2,503.93	3926
NP3sh	RLd3	Cerrado	1.055	24.021	2,402.09	810
NP3sd	LVd3	Mata ciliar/mata de galeria	0.992	22.562	2,256.23	382
NP3tm	LVAAd12	Campo sujo	0.991	22.533	2,253.29	1017
Ndl	CXbd18	Pastagem	0.935	21.289	2,128.91	140
NP3sd	LVd3	Cerrado	0.869	19.696	1,969.58	523
NP3sd	RLd3	Campo sujo/estrada	0.864	19.691	1,969.10	1927
Ndl	LVd3	Mata ciliar	0.860	19.546	1,954.65	801
NP3sd	RLd3	Pastagem	0.766	17.427	1,742.65	452
Ndl	RLd3	Mata de galeria	0.758	17.245	1,724.54	289
NP3tm	LVd3	Silvicultura	0.693	15.779	1,577.92	115
Ndl	RLd3/ LVAAd7	Campo sujo	0.683	15.529	1,552.94	191
Ndl	LVAAd7	Cerrado	0.681	15.483	1,548.27	440
NP3tm	CXbd12	Mata de galeria	0.665	15.117	1,511.72	575
NP1j	RLd4	Campo sujo	0.633	14.404	1,440.40	114
N34ec	LVAAd12	Cerrado	0.627	14.222	1,422.23	1066
NP3sh	RLd3	Campo sujo	0.612	13.959	1,395.91	225
NP1j/NP3sh	RLd3/LVd3	Campo sujo	0.577	13.132	1,313.22	352
Ndl	LVAAd7	Silvicultura	0.577	13.127	1,312.74	24
NP3tm	CXbd18	Solo exposto	0.557	12.598	1,259.80	1088
NP3tm	LVd3	Cerrado	0.549	12.496	1,249.56	255
NP3tm	CXbd12	Solo exposto	0.537	12.129	1,212.86	990
NP3sd	RLd3	Mata de galeria	0.526	11.984	1,198.40	356
Ndl	RLd3	Campo sujo	0.500	11.369	1,136.94	418
NP3sd	CXbe4	Cerrado	0.486	11.057	1,105.67	248
N34ec	RLd4	Silvicultura	0.453	10.302	1,030.16	2
NP3tm	LVAAd1	Campo sujo	0.424	9.652	965.210	299
NP3sh	RLd3	Mata de galeria	0.394	8.978	897.843	124
NP3tm/ NP3sd	LVAAd1/ RLd3	Mata de galeria/mata ciliar	0.394	8.955	895.535	224

NP3tm	CXbd12	Cerrado	0.380	8.555	855.477	1724
NP3sd	CXbd21	Mata de galeria	0.365	8.296	829.560	254
N34ec	CXbd12	Cerrado	0.348	7.891	789.123	611
N34ec	LVAd12	Mata de galeria	0.332	7.567	756.690	255
MPcb	RLd4	Campo sujo	0.329	7.502	750.203	24
NP1j	RLd4	Cerrado	0.297	6.737	673.668	272
NP3sd	CXbd21	Solo exposto	0.293	6.631	663.058	704
NP3sd	CXbd21	Cerrado	0.262	5.925	592.479	805
NP3tm	LVd3	Pastagem	0.260	5.910	590.991	254
Ndl	LVAd7/RLd3/CXbd21	Malha viária/campo sujo	0.256	5.817	581.668	443
NP3sd	CXbd21	Malha viária	0.242	5.452	545.177	816
Ndl	CXbd18	Mata de galeria	0.234	5.320	532.042	77
NP1j	RLd3	Mata de galeria	0.231	5.249	524.938	91
NP3sd	LVd3	Solo exposto	0.215	4.846	484.594	742
N34ec	CXbd12	Silvicultura	0.206	4.676	467.643	18
NP3lj	RLd3	pastagem	0.201	4.560	456.020	46
NP3tm	CXbe4	Cerrado	0.199	4.511	451.150	323
NP3tm	LVAd12	Mata de galeria	0.197	4.490	448.974	169
NP3tm	CXbd18	Pastagem	0.188	4.273	427.258	138
NP3sd	CXbd21	Mata ciliar	0.186	4.228	422.767	221
NP1j	RLd4	Mata ciliar	0.186	4.223	422.348	38
NP3sd	CXbe4	Mata ciliar	0.181	4.094	409.377	305
NP3sd/Ndl	LVAd7	Pastagem	0.173	3.932	393.205	153
NP1j	RLd3	Campo sujo	0.165	3.745	374.453	56
NP3sh	CXbd21	Cerrado	0.163	3.711	371.113	282
MPcb	RLd4	Silvicultura	0.155	3.532	353.234	7
NP1j	RLd4	Pastagem	0.151	3.430	343.023	37
NP3tm	LVd3	Mata de galeria	0.150	3.416	341.572	51
NP3sd	CXbe4	Mata de galeria	0.149	3.392	339.160	163

NP3sd	LVd3	Corpos hidricos	0.130	2.958	295.773	140
NP1j/NP3sd	LVd3/RLd3	Solo exposto/pastagem	0.129	2.919	291.946	390
NP1j	RLd3	Pastagem	0.125	2.850	285.008	20
NP3sh	LVA7	Mata ciliar	0.125	2.842	284.238	129
N34ec	CXbd12	Solo exposto	0.124	2.795	279.516	260
Ndl	LVA7	Mata de galeria	0.120	2.729	272.926	81
NP3tm	CXbd12	Silvicultura	0.118	2.682	268.245	48
NP1j	RLd4	Mata de galeria	0.113	2.573	257.334	75
NP3tm	LVA12	Cerrado	0.106	2.407	240.711	73
NP3lj	CXbd12	Pastagem	0.106	2.380	237.964	612
NP3lj	RLd3	Campo sujo	0.098	2.240	223.977	31
NP3sdc	CXbd21	Mata de galeria	0.097	2.199	219.860	74
NP3sh	RLd3	Solo exposto	0.097	2.182	218.205	177
NP3sh/ NP3sd	CXbd21/LVd3	Solo exposto/malha viaria	0.093	2.118	211.819	44
NP1j	RLd3	Silvicultura	0.093	2.025	202.547	1149
MPcb	RLd4	Cerrado	0.084	1.913	191.287	196
NP3sd	CXbe4	Solo exposto	0.082	1.842	184.242	283
NP3tm	LVA1	Silvicultura	0.080	1.825	182.502	13
NP3sd	LVd3	Area cultivada	0.079	1.797	179.722	95
Ndl/NP3sh	RLd4	Área cultivada	0.074	1.676	167.586	17
NP3sh	LVd3	Mata de galeria	0.071	1.620	162.048	64
Ndl	LVA1	Silvicultura	0.071	1.614	161.428	3
Ndl	RLd4	Pastagem	0.059	1.353	135.285	25
NP3sh	LVd3	Mata ciliar	0.057	1.297	129.696	72
NP3tm	CXbe4	Solo exposto	0.057	1.281	128.109	167
Ndl	LVd3	Corpo hidrico	0.055	1.244	124.399	120
NP3sh	CXbd21	Mata de galeria	0.053	1.197	119.707	40
N34a	LVA7	Pastagem	0.052	1.177	117.693	27
N4a	LVA7	Corpo hidrico	0.050	1.147	114.693	17

MPcb	RLd3	Campo sujo	0.046	1.053	105.335	6
N34ec	RLd3	Cerrado	0.045	1.031	103.090	35
NP3lj	RLd3	Mata de galeria	0.045	0.992	99.157	536
N34ec	RLd4	Campo sujo	0.043	0.959	95.916	49
N34ec	LVAAd12	Malha viária	0.041	0.921	92.116	146
Ndl	RLd4	Mata de galeria	0.040	0.919	91.943	71
NP3sh	LVAAd7	Corpos hidricos	0.040	0.918	91.772	16
N4a	LVAAd7	Mata de galeria	0.040	0.900	90.033	53
Ndl	LVAAd7	Malha viária	0.039	0.870	86.962	83
Ndl	CXbd21	Corpo hidrico	0.038	0.838	83.834	424
NP3tm	LVd3	Solo exposto	0.037	0.825	82.513	164
Ndl	LVAAd7	Mata ciliar	0.032	0.726	72.571	62
NP3sd	LVAAd7	Mata de galeria	0.029	0.662	66.202	40
NP3sh	LVd3	Malha viária	0.028	0.626	62.613	9
Ndl	RLd4	Mata ciliar	0.027	0.600	59.969	323
NP3sh	RLd3	Mata ciliar/ cerrado	0.025	0.570	56.983	14
N34a	LVAAd7	Corpo hidrico	0.025	0.566	56.588	108
NP3sd	CXbe4	Corpos hidricos	0.024	0.552	55.181	39
NP3tm	LVAAd12	Silvicultura	0.020	0.455	45.514	10
NP3sd	RLd3	Corpos hidricos	0.020	0.452	45.167	26
Ndl	RLd4	Cerrado	0.018	0.419	41.872	58
NP3sd	LVAAd7	Solo exposto	0.017	0.384	38.428	67
NP3sh	RLd4	Mata ciliar	0.017	0.380	37.954	27
Ndl	RLd4	Area urbana	0.015	0.342	34.152	1
NP3sd	LVAAd7	Mata ciliar	0.014	0.322	32.195	4
NP3sd	CXbd21	Corpo hidrico	0.013	0.297	29.680	11
NP1j	RLd4	Àrea cultivada	0.013	0.293	29.271	1
NP3sh	CXbd21	Malha viária	0.013	0.290	28.970	13
NP3sh	RLd3	Corpos hidricos	0.013	0.272	27.233	175

NP3tm	CXbd18	Silvicultura	0.012	0.269	26.907	8
NP1j	RLd4	Corpo hidrico	0.011	0.239	23.892	4
Ndl	CXbe4	Corpo hidrico	0.010	0.218	21.845	25
NP3tm	CXbd12	Pastagem	0.008	0.194	19.415	6
Ndl	RLd4	Silvicultura	0.008	0.186	18.585	3
N4a	LVAAd7	Mata ciliar	0.008	0.185	18.452	1
N34a	LVAAd7	Mata de galeria	0.007	0.163	16.349	7
N34ec	CXbd12	Malha viária	0.007	0.163	16.269	29
NP3sh	CXbd21	Corpo hidrico	0.007	0.157	15.678	61
Ndl	LVAAd7	Corpos hidricos	0.005	0.116	11.646	33
NP3sh	LVd3	Corpo hidrico	0.005	0.116	11.554	14
NP3sdc	RLd3/ LVAAd7	Campo sujo	0.005	0.113	11.349	11
MPcb	RLd4	Mata de galeria	0.005	0.111	11.142	12
NP1j	RLd4	Malha viaria	0.005	0.106	10.594	40
MPcb	RLd3	Mata de galeria	0.004	0.100	10.044	12
NP3sh	RLd3	Malha viária	0.004	0.088	8.796	83
NP3tm	LVAAd7	Silvicultura	0.004	0.083	8.333	1
N34a	LVAAd7	Solo exposto	0.004	0.083	8.278	14
NP3sh	RLd4	Corpos hidricos	0.003	0.080	8.028	9
N34ec	RLd4	Cerrado	0.003	0.076	7.574	18
NP3sh	RLd4	Cerrado	0.003	0.071	7.107	12
NP1j	LVd3	Pastagem	0.001	0.033	3.288	4
NP3sh	RLd4	Mata de galeria	0.001	0.029	2.890	6
NP3lj	RLd3	malha viária	0.001	0.026	2.603	24
NP1j	RLd4	Silvicultura	0.001	0.024	2.389	6
N34a	LVAAd7	Malha viaria	0.001	0.019	1.918	17
MPcb	RLd4	Solo exposto	0.001	0.018	1.776	7
Ndl	LVAAd1	Corpo hidrico	0.001	0.017	1.740	5
NP3sh	RLd4	Malha viaria	0.001	0.016	1.617	4

Ndl	RLd4	Corpos hidricos	0.001	0.014	1.436	5
NP3sh	RLd3	Area cultivada	0.00035	0.008	0.790	3
Ndl	RLd4	Solo exposto	0.00035	0.008	0.751	3
NP3sh	RLd4	Campo sujo	0.00034	0.007	0.740	2
N34ec	CXbd12	Pastagem	0.00034	0.007	0.728	4
NP1j	RLd3	Solo exposto	0.00033	0.007	0.723	12
NP1j	RLd4	Campo sujo	0.00020	0.004	0.419	7
NP3sh	LVd3	Àrea cultivada	0.00008	0.002	0.166	2
Ndl	LVAAd7	Área urbana	0.00004	0.001	0.094	1
		100%		2274.457	227,445.66	68605

Anexo C - resultados dos testes de condutividade hidráulica saturada

Amostra	Tempo 1/ Volume 1	Tempo 2/ Volume 2	Tempo 3/ Volume 3	Tempo 4/ Volume 4	Tempo 5/ Volume 5	Tempo 6/ Volume 6	Tempo 7/ Volume 7	Tempo 8/ Volume 8	Média (mL/hora)	Ksat (mm/hora)
270B	2127.00	1944.00	1824.00	1640.00	1793.00	1756.00	1713.00	1700.00	1723.00	33.44
120A	2420.00	1893.00	2055.00	1794.00	1373.00	1503.00	1492.00	1497.00	1497.33	29.06
840C	2050.00	1410.00	1735.00	1592.00	1326.00	1354.00	1321.00	1315.00	1330.00	25.81
168C	2241.00	1945.00	1110.00	1380.00	1193.00	1289.00	1265.00	1257.00	1270.33	24.65
168B	1649.00	1560.00	1550.00	1472.00	1315.00	1297.00	1233.00	1197.00	1242.33	24.11
360C	2314.00	2453.00	1674.00	1418.00	1223.00	1174.00	1171.00	1166.00	1170.33	22.71
144A	1150.00	1374.00	1263.00	1390.00	1150.00	1130.00	1115.00	1033.00	1092.67	21.21
56	1165.00	1168.00	1157.00	1144.00	1052.00	1084.00	1045.00	1039.00	1056.00	20.49
2100C	1342.00	1141.00	1085.00	1109.00	998.00	971.00	962.00	959.00	964.00	18.71
120B	2355.00	1737.00	1483.00	1178.00	970.00	959.00	963.00	969.00	963.67	18.70
2100A	2319.00	1595.00	1375.00	1138.00	1078.00	957.00	953.00	949.00	953.00	18.49
270C	1435.00	958.00	829.00	959.00	873.00	862.00	867.00	851.00	860.00	16.69
60	883.00	920.00	810.00	749.00	770.00	883.00	841.00	837.00	853.67	16.57
2100B	2243.00	1382.00	1240.00	883.00	860.00	847.00	840.00	835.00	840.67	16.31
450C	1368.00	1068.00	920.00	984.00	825.00	721.00	719.00	715.00	718.33	13.94
168A	1176.00	953.00	802.00	704.00	713.00	687.00	691.00	684.00	687.33	13.34
120C	2816.00	1760.00	1430.00	1010.00	650.00	685.00	693.00	681.00	686.33	13.32
300C	1921.00	1500.00	1323.00	1159.00	660.00	572.00	663.00	655.00	630.00	12.23
840B	940.00	1163.00	959.00	760.00	665.00	550.00	663.00	667.00	626.67	12.16
144B	1005.00	659.00	638.00	560.00	612.00	625.00	618.00	615.00	619.33	12.02
375B	950.00	732.00	951.00	739.00	660.00	623.00	599.00	587.00	603.00	11.70
24C	2226.00	1670.00	860.00	582.00	620.00	599.00	611.00	589.00	599.67	11.64
12A	1598.00	1429.00	738.00	689.00	654.00	573.00	592.00	581.00	582.00	11.29
840A	659.00	919.00	740.00	660.00	549.00	649.00	547.00	540.00	578.67	11.23
144C	860.00	970.00	640.00	539.00	558.00	442.00	563.00	541.00	515.33	10.00
300B	1295.00	920.00	1030.00	673.00	469.00	528.00	505.00	492.00	508.33	9.87

360A	782.00	569.00	510.00	460.00	540.00	450.00	448.00	443.00	447.00	8.67
375C	601.00	509.00	450.00	399.00	418.00	405.00	397.00	412.00	404.67	7.85
180C	700.00	640.00	442.00	382.00	361.00	357.00	367.00	349.00	357.67	6.94
750C	570.00	478.00	362.00	432.00	349.00	339.00	332.00	329.00	333.33	6.47
180A	439.00	382.00	300.00	329.00	314.00	303.00	299.00	307.00	303.00	5.88
180B	299.00	330.00	311.00	273.00	301.00	289.00	295.00	291.00	291.67	5.66
750A	279.00	269.00	270.00	240.00	253.00	268.00	266.00	265.00	266.33	5.17
12B	880.00	780.00	543.00	410.00	300.00	278.00	261.00	249.00	262.67	5.10
24B	672.00	339.00	483.00	270.00	244.00	255.00	261.00	258.00	258.00	5.01
450B	639.00	400.00	380.00	329.00	281.00	258.00	249.00	231.00	246.00	4.77
225C	285.00	278.00	273.00	214.00	182.00	175.00	188.00	179.00	180.67	3.51
225B	290.00	243.00	185.00	224.00	175.00	169.00	167.00	165.00	167.00	3.24
450A	214.00	211.00	200.00	173.00	179.00	171.00	165.00	160.00	165.33	3.21
12C	360.00	305.00	283.00	208.00	150.00	165.00	170.00	155.00	163.33	3.17
750B	163.00	164.00	167.00	170.00	165.00	166.00	162.00	161.00	163.00	3.16
24A	205.00	161.00	168.00	170.00	167.00	165.00	163.00	160.00	162.67	3.16
300A	369.00	200.00	199.00	242.00	150.00	148.00	151.00	147.00	148.67	2.89
300Bi	463.00	260.00	250.00	223.00	190.00	142.00	147.00	145.00	144.67	2.81
375A	145.00	105.00	100.00	80.00	85.00	83.00	87.00	82.00	84.00	1.63
270A	104.00	100.00	95.00	84.00	85.00	83.00	80.00	75.00	79.33	1.54
225A	72.00	69.00	65.00	70.00	57.00	60.00	56.00	53.00	56.33	1.09